

Transitions agraires

au sud de Madagascar



Résilience et viabilité

deux facettes de la conservation

Editeurs scientifiques

**Dominique Hervé, Samuel Razanaka, Solofo Rakotondraompiana,
Fontaine Rafamantanantsoa, Stéphanie Carrière**



Institut de recherche
pour le développement



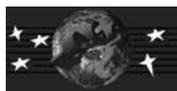
Transitions agraires au sud de Madagascar. Résilience et viabilité, deux facettes de la conservation

Editeurs scientifiques

**Dominique Hervé, Samuel Razanaka, Solofo Rakotondraompiana,
Fontaine Rafamantanantsoa, Stéphanie Carrière**

**Actes du séminaire de synthèse du projet FPPSM :
«Forêts, Parcs, Pauvreté au Sud de Madagascar»
Antananarivo, 10-11 juin 2013**

Antananarivo 2015



Mise au point des manuscrits et mise aux normes de la collection PARRUR

Noly Razanajaonarijery

Traduction des titres, résumés et mots clés en anglais

Domoina Rakotomalala

Conception de la couverture

François Adoré Razafilahy, MYE

Auteurs des photos de couverture

En recto de couverture, photo de Stéphanie Carrière

En dos de couverture, photo de Dominique Hervé

Référence de l'ouvrage pour citation

Hervé D., Razanaka S., Rakotondraompiana S., Rafamantanantsoa F., Carrière S. (eds.), 2015. Transitions agraires au sud de Madagascar. Résilience et viabilité, deux facettes de la conservation. Actes du séminaire de synthèse du projet FPPSM «Forêts, Parcs, Pauvreté au sud de Madagascar», 10-11/06/2013, Antananarivo, IRD-SCAC/PARRUR, Ed. MYE, 366 p.

Acronymes et abréviations

ACC	: Analyse Canonique des Correspondances
ACM	: Analyse de Correspondance Multiple
ACP	: Analyse en Composantes Principales
ADESS	: Aménagement, Développement, Environnement, Santé et Sociétés - UMR 5185 du CNRS
AFC	: Analyse Factorielle de Correspondance
AFD	: Analyse Factorielle Discriminante
ANR	: Agence Nationale de la Recherche
AP	: Aire Protégée
BCM	: Banque Centrale de Madagascar
BF	: Bas Fourré
BFD	: Bas Fourré Dégradé
BIONEXX	: Société qui contribue à la collecte de coton
BV	: Bassin Versant
C3EDM	: Centre d'Economie et d'Ethique pour l'Environnement et le Développement Madagascar
CAH	: Classification Ascendante Hiérarchique
CB	: Charbon de Bois
CERSAE	: Centre de Ressources Scientifiques pour l'Agriculture et l'Environnement
CFSIGE	: Centre de Formation en Sciences d'Informations Géographiques et Environnementales
CHIMAD	: Société qui contribue à la collecte de coton
CI	: Conservation Internationale
CIMPA	: Centre International de Mathématiques et Physiques Appliqués
CIRAD	: Centre de Coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement
CNA	: Centre National Anti-acridien
CNDRS	: Centre National de Documentation et Recherche Scientifique (Comores)
CNES	: Centre National d'Etudes Spatiales
CNRE	: Centre National de Recherche sur l'Environnement
CNT	: Comité National de Télédétection
COBA	: Communauté de Base, groupe paysan signataire des contrats de gestion
COFAV	: Corridor forestier Fandriana-Vondrozo devenu Ambositra-Vondrozo
CR	: Commune Rurale
CSA	: Centre de Services Agricoles
DBEV	: Département de Biologie et Ecologie Végétales (Université d'Antananarivo)
DP-Forêt	: Dispositif Prioritaire Forêt (CIRAD)

ED	: Ecole Doctorale
ENI	: Ecole Nationale d'Informatique (Université de Fianarantsoa)
ESSA	: Ecole Supérieure des Sciences Agronomiques
FPPSM	: Forêts, Parcs, Pauvreté au Sud de Madagascar
FPPSM-CVC	: FPPSM-Volet valorisation et communication
FTM	: Foibe Taosaritanin'i Madagasikara (Institut Géographique et Hydrographique National)
FX	: Fourré Xérophile
GCF	: Gestion Contractualisée des Forêts
GELOSE	: Gestion Locale Sécurisée
GEREM	: Gestion des Espaces Ruraux et Environnement à Madagascar
HF	: Haut Fourré
HFD	: Haut Fourré Dégradé
HRG	: Haute Résolution Géométrique
http	: HyperText Transfer Protocol (protocole de transfert hypertexte)
IEFN	: Inventaire Ecologique des Forêts Naturelles
IGN	: Institut Géographique National (France)
INSTAT	: Institut National de Statistiques (Madagascar)
IOGA	: Institut et Observatoire de Géophysique d'Antananarivo
IRD	: Institut de Recherche pour le Développement
ISIS	: Programme du CNES pour l'Incitation à l'utilisation Scientifique des Images Spot
ISO	: International Standard Organisation
K	: Coefficient de Kappa
LANDSAT	: Land observation satellite (satellite d'observation de la terre de 30 m de résolution)
MBG	: Missouri Botanical Garden
MEM	: Modélisation pour l'Environnement à Madagascar
METEOSTAT	: Satellite d'observation de la Météorologie
MINAGRI	: Ministère de l'Agriculture
MNP	: Madagascar National Park
MODIS	: Moderate Resolution Image Spectrometer (satellite)
MOF	: Main d'Œuvre Familiale
MOT	: Main d'Œuvre Totale
MS	: Matière Sèche
NDVI	: Normalised Difference Vegetation Index
NOAA	: National Oceanic and Atmospheric Administration
NSS	: Natures Sciences Sociétés (revue scientifique)
OGC	: Open Geospatial Consortium
OI	: Océan Indien

OMG	: Object Management Group
OTB	: Orfeo Toolbox
PAPAPRA	: Patrimonialisation par les pratiques
PEC	: Programme Eaux Continentales
PLÉIADES	: Satellite d'observation de très haute résolution (50 cm)
PN	: Parc National
PNAE	: Programme National d'Action Environnementale
POT	: Potentiel écologique d'un biotope élémentaire du criquet grégarigène
PR	: Petits Ruminants
PSDR	: Projet de soutien au développement rural
RAFIK	: Société qui contribue à la collecte de coton
REDD	: Reducing emissions from deforestation and forest degradation (Réduire les émissions de CO ₂ provenant de la déforestation et de la dégradation des forêts)
RN	: Route Nationale
RS	: Réserve Spéciale
SAGE	: Service d'Appui à la Gestion de l'Environnement
SEAS-OI	: Surveillance de l'Environnement Assistée par Satellite dans l'Océan Indien
Sentinelle	: Satellite d'observation du CNES
SIG	: Système d'information géographique
SPOT	: Système Probatoire d'Observation de la Terre ou Satellite pour l'observation de la Terre
STE	: Solde de Trésorerie d'Exploitation
SVM	: Support Vector Machine
SWH	: Spot World Heritage (programme d'accès aux images SPOT d'archive)
TAFA	: Tany sy Fampandrosoana (Terre et Développement – ONG)
THEIA	: Pôle de la communauté scientifique télédétection, MTD Montpellier
TRN	: Télédétection et Risque Naturel (Master International, La Réunion - Madagascar)
UICN	: Union Internationale pour la Conservation de la Nature
UML	: Unified Modeling Language
USAID	: United States Agency for International Development (Agence des États-Unis pour le développement international)
USGS	: United States Geological Survey (Institut d'études géologiques des États-Unis)
VOI	: Vondron'Olona Ifotony (communauté de base)
WPS	: World Processing Services
WWF	: World Wide Fund
XML	: Format ou langage informatique

Avant-propos

Dominique HERVÉ

Deux ouvrages ont déjà été publiés sur le Sud de Madagascar relatant les résultats de recherche des programmes GEREM-Toliara et GEREM-Fianarantsoa de l'IRD-CNRE, le premier réalisé de 1996 à 2002 (Razanaka *et al.*, 2001) et le second de 2003 à 2006 (Serpantié *et al.*, 2007). L'ouvrage que nous présentons à présent pourrait être le troisième d'une trilogie, en présentant des résultats à la fois sur la forêt humide de Fianarantsoa et la forêt sèche de Toliara, puisqu'il vise l'ensemble du Sud de Madagascar, avec la particularité d'avoir associé comme co-auteurs des chercheurs, des enseignants-chercheurs et des doctorants malgaches. Il résulte d'un partenariat privilégié avec l'Université de Fianarantsoa, dans le cadre du programme MEM (Modélisation pour l'environnement à Madagascar), de 2007 à 2011, et d'un partenariat étendu au Collectif Sud Madagascar dans le projet FPPSM (Forêts, Parcs, Pauvreté au Sud de Madagascar) soutenu par le FSP/PARRUR (Partenariat et recherche dans le secteur rural) de 2011 à 2014. Ce Collectif Sud Madagascar a réuni 6 institutions malgaches (CNRE, IOGA, DBEV, ESSA-Forêt, ENI, CNA) sous la coordination de l'IRD.

Ce troisième ouvrage résulte d'un appui en 2014 du volet valorisation de PARRUR, d'un cofinancement de la Direction de l'information et de la culture scientifique pour le Sud (DIC) de l'IRD pour une édition déléguée à Madagascar, ainsi que des contrats de personnel local financés par l'UMR GRED (IRD-UPV), qui ont ainsi permis l'édition des exposés publiables du séminaire de synthèse réalisé au CERSAE, Antananarivo, les 10-11 juin 2013. Les versions soumises des textes correspondants sont passées par un processus de sélection et de corrections interne puis de relecture externe par un comité éditorial international.

En ce qui nous concerne, l'un des produits de valorisation du FPPSM-CVC était donc cet ouvrage de synthèse des années de recherche 2007-2014, au sud d'un axe Fianarantsoa – Toliara, constitué essentiellement de contributions malgaches, et qui n'a pas manqué d'associer à côté de centres de recherche (CNRE, CNA), les universités d'Antananarivo, de Fianarantsoa et de Toliara. Cet ouvrage est finalement le produit du Collectif Sud Madagascar. Nous espérons que, point final du projet FPPSM, il suscite de nouvelles recherches utiles au développement du Sud de Madagascar.

N°1 GEREM Toliara (Razanaka *et al.*, 2001)

Razanaka S., Grouzis M., Milleville P., Moizo B., Aubry C. (eds.), 2001. **Sociétés paysannes, transitions agraires et dynamiques écologiques dans le sud-ouest de Madagascar**. Actes de l'atelier CNRE-IRD, 8-10/11/1999, Antananarivo, IRD-CNRE, 400 p.

N°2 GEREM Fianarantsoa (Serpantié *et al.*, 2007)

Serpantié G., Rasolofoharinoro, Carrière S. (eds.), 2007. **Transitions agraires, dynamiques écologiques et conservation. Le « corridor » Ranomafana-Andringitra, Madagascar**. Actes du séminaire GEREM, 9-10/11/2006, Antananarivo, IRD-CITE, 278 p.

N°3 MEM et FPPSM (FSP/PARRUR 1) Fianarantsoa-Toliara (Hervé *et al.*, 2015)

Hervé D., Razanaka S., Rakotondraompiana S., Rafamantanantsoa F., Carrière S. (eds.), 2015. **Transitions agraires au sud de Madagascar. Résilience et viabilité, deux facettes de la conservation**. Actes du séminaire de synthèse du projet FPPSM, 10-11/06/2013, Antananarivo, IRD-SCAC/PARRUR, Ed. MYE, 366 p.

Préface

Madame Marie-Monique RASOAZANANERA

Ministre de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique (MESupReS),
Présidente de l'Université de Fianarantsoa

La recherche est une école de rigueur, pour construire puis respecter des protocoles qui répondent à des questions scientifiques formulées à partir des besoins de la société, et ensuite pour publier des résultats dans les normes internationales. Ces publications sont évaluées par les pairs et subissent généralement un sévère processus de corrections qui fait avancer la recherche même s'il exige du temps. Cependant cette rigueur peut éloigner le chercheur des échéances à court terme du développement.

Les questions de développement sont souvent complexes et exigent, pour leur apporter une réponse, le croisement de points de vue disciplinaires. Ces disciplines doivent donc être dans un premier temps ouvertes à des applications, de la même manière que les Universités régionales sont ouvertes aux problèmes de développement de leur région.

Transformer des résultats de recherche en propositions de développement mobilise d'autres interactions entre recherche et société, certains résultats pouvant être à l'origine de filières de transformation, de création d'entreprises, en un mot d'innovations. Pour que ces innovations génèrent des emplois et des activités économiques, il faudra sans doute accepter qu'elles articulent des capacités régionales et trouvent des appuis dans les collectivités territoriales. Si un nombre très réduit de master 2 parvient jusqu'à la thèse, d'autres titulaires d'un master pourraient tenter de créer des activités économiques en prolongement de leur stage ou de leur recherche.

Rechercher l'excellence, encourager l'innovation sont donc bien des exigences d'une recherche au service du développement. Les moyens d'y parvenir sont à rechercher dans la formation, dans l'amélioration de sa qualité et sans doute dans le rajeunissement du corps professoral. Un certain nombre d'outils sont déjà fortement sollicités : filière Licence – Maîtrise – Doctorat (LMD), bourses de thèse, encouragement aux jeunes chercheurs et insertion progressive dans l'université comme vacataire puis maître de conférences, selon les ouvertures de postes.

Quelle expérience peut-on tirer de ce projet FPPSM « Forêts, Parcs, Pauvreté au Sud de Madagascar » qui fait l'effort de publier et largement diffuser ses résultats ?

Le creuset de cette étape des recherches impulsées par l'IRD est le programme « Modélisation pour l'environnement à Madagascar » porté par une convention entre l'IRD et l'Université de Fianarantsoa signée en 2006. L'intention de dédier ces recherches au Sud de Madagascar en comparant forêts humides et forêts sèches a trouvé un écho favorable auprès du SCAC à travers son programme FSP/PARRUR. La proposition étant acceptée, l'intention devenait réalité, le long d'un axe privilégié Fianarantsoa – Toliara, mais en s'appuyant sur Antananarivo, qui ne pouvait que renforcer les liens entre ces trois universités.

Un autre point à souligner est l'interdisciplinarité des recherches sur l'environnement, en particulier dans l'utilisation originale et conjointe d'outils de télédétection et d'outils de modélisation, qui passe donc par des collaborations entre institutions, afin de mettre en synergie les compétences de chacun.

Ce projet FPPSM a valeur d'exemple, ou au moins d'expérience, pour le MESupReS, de la conduite d'une recherche à portée régionale, sous la forme d'un réseau ou « collectif », qui peut ensuite répondre de manière plus efficace car groupée aux appels d'offres de plus en plus compétitifs qui se présentent. Nous

espérons que l'impulsion donnée sera suffisante ou pourra se prolonger pour que les jeunes chercheurs ainsi formés poursuivent dans la même direction ; l'enseignement supérieur et la recherche ont besoin de cette relève.



Présentation

Hervé DUCHAUFOUR

Chef de projet PARRUR

Coopération franco-malgache en appui à l'Enseignement Supérieur et à la Recherche Scientifique.

Ecologistes, développeurs et autres acteurs de la conservation ne cessent d'alerter l'opinion publique sur les étendues de forêt qui disparaissent en mettant en cause les exploitations forestière et minière - le plus souvent illicites - la production de charbon de bois et la culture sur abattis-brûlis.

La déforestation fait partie des grands problèmes environnementaux de la Grande Ile. C'est une réalité !

Transmise de génération en génération, l'agriculture vivrière sur brûlis - *tavy* en forêt humide ou *hatsaky* en forêt sèche - prédomine à Madagascar comme dans beaucoup d'autres pays du Sud. Ces pratiques sont considérées par tous comme une menace. Qui en effet ne reste pas insensible devant les images relayées par les médias, d'espaces forestiers calcinés et de chapes de fumée qui pèsent sur la capitale, lesquelles créent de toute évidence un climat de crainte de voir la forêt tropicale se dégrader irréversiblement ?

Peu d'entre nous se posent la question de la survie de ces populations délaissées et vulnérables des zones forestières. Ces familles d'agriculteurs ne connaissent que ce système traditionnel de reconstitution de la fertilité des terres pour subvenir à leurs besoins alimentaires et n'ont recours à aucune autre stratégie ou alternative pour intensifier leur production agricole. Les systèmes de cultures de conservation et la pratique de l'agroécologie seraient des solutions soutenables, mais encore faut-il que les conditions de désenclavement des territoires puissent suivre leurs cours !

Nul n'ignore qu'après une période culturale de quelques années, ces modes de culture paysans épuisent rapidement les nutriments du sol, lequel, une fois appauvri, nécessite de rester sans être cultivé, c'est-à-dire en jachère, durant une phase supposée longue.

Les recherches s'accordent à dire que la pression démographique et la sédentarisation modifient les pratiques culturelles de ces fronts pionniers avec, comme conséquence, une diminution de la durée de la jachère : elle serait passée de 15 ans vers les années 80-90 à 7 ans en moyenne aujourd'hui, faute d'accès à d'autres terres, à l'eau pour irriguer plus de riz, bref, ... à des solutions viables qui sécurisent ces familles.

L'augmentation de la population en périphérie des zones forestières pose bien évidemment la question de l'extension du domaine cultivé sur ces territoires mais aussi celle de la diminution du temps de jachère dont l'impact sur la capacité du recrû à reconstituer l'écosystème forestier et sur la perte de biodiversité doit être évalué.

Conduite à Madagascar depuis plusieurs décennies, la recherche s'est préférentiellement orientée sur l'ampleur de ce phénomène en se focalisant sur les conséquences de la déforestation et de l'extraction des ressources naturelles, sur les changements d'usage des ressources qui en résultaient, sur la variation des flux de substances nutritives et sur la fragmentation de l'habitat qui aboutit aux changements du caractère d'un écosystème forestier.

Le collectif « Forêts, Parcs, Pauvreté au Sud de Madagascar » (FPPSM), financé sur le Fonds de Solidarité Prioritaire «PARRUR», s'est intéressé à la problématique de la conservation des forêts du Sud à Madagascar. Ces dernières sont caractérisées par leur richesse en espèces endémiques et leur résilience différenciée selon que l'on traite de la forêt humide, ombrophile, ou de la forêt sèche, xérophile. Supervisé

par l'IRD, le collectif Sud Madagascar a rassemblé plus de trois années de résultats de recherche sur le fonctionnement et la résilience de ces écosystèmes forestiers. L'utilisation de l'imagerie satellitale a permis de comparer, dans l'espace et dans le temps, sur une périodicité de 10 années, des transects de la forêt ombrophile et sèche qu'elle soit dense, clairsemée, arbustive ou fortement perturbée par le défrichement et les feux. Les problématiques des ressources naturelles de ces milieux sont ainsi abordées selon leurs modes d'utilisation, d'exploitation et de gestion par les populations riveraines.

Composée d'écologues et agronomes (CNRE, DBEV, ESSA-Forêt de l'Université d'Antananarivo et département de Biodiversité végétale de l'Université de Toliara), de géomaticien en télédétection et géographe (IOGA et Département de Géographie de l'UA) et de modélisateurs (informaticiens et mathématiciens de l'ENI et de la faculté des sciences de l'Université de Fianarantsoa), cette équipe pluridisciplinaire tente de répondre à toute une série de questions en cherchant à déterminer les pertes de résilience et la baisse de biodiversité des écosystèmes forestiers étudiés et, inversement, leur capacité de régénération. Ils sont parvenus ainsi à discerner et mesurer les nombreux facteurs qui contribuent à ces modifications :

- ✓ Les impacts de l'exploitation humaine sur les écosystèmes forestiers
- ✓ Les conséquences de la transformation permanente d'une forêt productive en un système résilient
- ✓ Les impacts sur la capacité des sols, reconvertis à l'agriculture, à reconstituer leur pool organo-minéral et à séquestrer du carbone
- ✓ Les solutions de gestion et d'utilisation de ces écosystèmes forestiers qui permettraient de procurer aux populations riveraines une sécurité alimentaire et d'améliorer leurs conditions de vie
- ✓ Les alternatives économiques et innovantes à proposer aux populations vivant des ressources naturelles de la forêt.

Différents corridors forestiers de l'axe Fianarantsoa – Toliara, subissant tous l'influence croissante de l'homme, ont été étudiés en appliquant des approches multifactorielles et écosystémiques. L'utilisation des outils et méthodes de simulation et de prédiction sur le devenir de ces milieux a permis d'analyser les capacités de régénération, de résilience et de viabilité de ces écosystèmes et d'identifier différents scénarii d'évolution en fonction de la dynamique de l'occupation du sol qui affecte, définitivement (seuil irréversible, quantification des pertes de biodiversité) ou partiellement, leur équilibre en termes de biodiversité et de stockage de carbone. Enfin, une analyse comparée entre forêts humides et sèches du Sud de Madagascar a été établie en couplant différents paramètres résultant des modes d'exploitation.

Le présent ouvrage est réservé à l'usage personnel des chercheurs, enseignants universitaires et étudiants. Mais il est avant tout destiné aux gestionnaires de l'aménagement et de la conservation face à l'agriculture sur brûlis car son contenu passe en revue les points clés et indique les lignes d'action à adopter pour l'avenir. J'espère ainsi que les précieux résultats, recueillis par le collectif FPPSM, seront abondamment exploités et trouveront leur utilité au profit d'un développement durable de ces régions rurales déshéritées et fortement touchées par la dégradation de leurs espaces naturels.

J'invite tous les lecteurs à s'inspirer des nombreux enseignements et leçons tirés de cette recherche pluridisciplinaire. Aujourd'hui - qu'il soit développeur ou scientifique - le lecteur doit aiguïser sa curiosité et sortir des discours idéologiques le plus souvent ambigus de l'image négative entretenue entre défrichement permanent et agriculture itinérante occulte, destructrice de la forêt et improductive.

Dans une perspective d'une agriculture plus écologique, mais solidaire sur le plan social et économique, chacun d'entre nous doit œuvrer pour inscrire son action dans la durabilité des pratiques qui limitent l'emprise spatiale sur la forêt ou, dans un autre ordre d'intervention, dans la mise en œuvre d'une politique citoyenne et équitable au profit immédiat des petites exploitations familiales riveraines des zones forestières et aires protégées de Madagascar.

Introduction par les éditeurs scientifiques

Les « transitions agraires » ont été introduites dans le projet de fondation du GEREM par Pierre Milleville. On retrouvera ces termes dans chaque titre des ouvrages de synthèse publiés : GEREM-Toliara, GEREM-Fianarantsoa et au MEM avec des modèles de transition. Les transitions agraires sont bien le thème commun à cette trilogie.

Pierre Milleville a été un précurseur lorsqu'il lançait son projet de recherche « Terrains anciens, approches renouvelées » qui proposait de revenir visiter des terrains de recherche anciens sur une génération (les premiers terrains revisités par un chercheur senior) ou deux générations (les terrains du « maître » revisités par l' « élève »).

Cette préoccupation pour le temps long n'a fait que s'accroître avec les questions environnementales. Comment les sociétés se sont-elles adaptées à des événements climatiques extrêmes du passé ? Dans quelles dynamiques agricoles et forêts ont cohabité et pourraient continuer de cohabiter ?

Mais il ne s'agit pas seulement d'un retour sur le passé. L'apport de la télédétection pour donner une couverture spatiale et de la modélisation pour construire des simulations s'orientent résolument vers une exploration du futur. Soit on court derrière les catastrophes, en tentant d'en évaluer l'impact mais sans rien vraiment maîtriser, soit on cherche à deviner des trajectoires et à imaginer des incitations pour les infléchir.

Cette thématique rencontre à Madagascar un creuset particulièrement propice, du fait des questions non résolues sur le devenir du couvert forestier et ce qu'il faudrait pouvoir anticiper vis-à-vis du changement climatique. Les malgaches savent ce que « crise » veut dire, pour en avoir vécu un certain nombre : cyclones, inondations, sécheresses, invasions de criquets, troubles politiques. Ces crises scandent les cycles de vie tous les 5 à 10 ans, entre lesquels il faut trouver les moyens de se récupérer. Les ménages tentent de survivre et les forêts sont à chaque fois soumises à des prélèvements. Il est bien question de dynamiques, de vitesses, de résiliences écologique et aussi sociale.

Partis d'un binôme antagonique : Forêt, Non-forêt, nous avons tenté d'en sortir en explorant plusieurs types de forêts et en recherchant parmi les « non-forêts », des états ayant une capacité de régénération. C'est dans la comparaison des forêts sèches et des forêts humides qu'est née l'idée d'introduire le concept de résilience. Si la forêt sèche de Mikea n'est pas ou très peu résiliente, qu'en est-il de la forêt humide de Fianarantsoa ? Les travaux sur la régénération des forêts humides répondaient à cette question.

L'opportunité de retourner après 10 ans sur le site de Mikea nous a été donnée avec le projet FPPSM et a été valorisée pour réaliser une nouvelle typologie d'exploitations agricoles dans la région de Mikea et construire une série chronologique d'images satellitaires sur un temps encore plus long. Cette actualisation des recherches sur le sud-ouest a été tout à fait bénéfique. Il reste à la valoriser par des modèles de simulation comme cela a été fait pour les transitions post-forestières en forêts humides. A l'issue du projet FPPSM, nous voulons dresser un bilan des réflexions menées autour de deux concepts qui structurent à notre avis un nouveau regard sur la conservation des forêts : résilience et viabilité.

Le projet FPPSM a été structuré en trois axes : Ecologie, Géographie, Modélisation, chacun avec un responsable et des spécificités disciplinaires, et animé par un agronome-modélisateur. Cette structure

découle directement de nos convictions sur l' «interdisciplinarité nécessaire ». Ces trois domaines disciplinaires interagissent, se croisent et dialoguent à propos de 6 thématiques, déroulées dans cet ordre :

- Forêt humide
- Forêt sèche
- Transition Forêt – Savane, incidence sur les criquets
- Modèles de transition
- Fonctionnement des transferts de gestion et viabilité des exploitations
- Conclusions des responsables d'axes.

L'ouvrage parcourt un transect d'est en ouest, depuis les forêts humides les plus résilientes aux forêts sèches les moins résilientes. Les points de vue sur les forêts humides se croisent entre écologie, géomatique et agronomie sur des pas de temps allant de 20 à 50 ans, et à des échelles variées, allant de la parcelle au bassin versant puis à la commune. Le volet forêt sèche est plus développé à l'occasion d'une actualisation des résultats acquis par le Gerem en 1996-2002. Après des rappels nécessaires sur la distribution des forêts, fourrés et savane dans le contexte semi-aride du sud-ouest malgache, ce sont des périodes d'une quinzaine d'années qui ont été parcourues, par comparaison de parcelles de recrûs ou par comparaison d'images satellitaires. Les fourrés xérophiles, qui constituent une formation végétale en grande partie méconnue, ont fait l'objet d'une analyse détaillée spatiale, de production de biomasse ligneuse et de diagnostic de résilience à deux formes d'exploitation distinctes, la fabrication de charbon et le pâturage des caprins. Il en ressort plusieurs pistes de développement qui peuvent être approfondies en lien avec les acteurs eux-mêmes.

La transition forêt savane avait été abordée par le biais des savanes incluses dans le corridor COFAV, en forêt humide. Elle l'est à nouveau mais dans le sud-est grâce à un essai de longue durée rendu possible grâce à l'implantation locale du MBG sur le site de Manambo au Sud de Farafangana. Cet essai a vocation plus générale puisque le feu et le pâturage sont les deux facteurs qui façonnent les savanes herbeuses pâturées par les Zébus au Sud de Madagascar. Mais une autre conséquence tout aussi importante de ces ouvertures du paysage forestier par savanisation est la prolifération des criquets migrateurs qui deviennent de plus en plus difficiles à contrôler. Ce sont en effet autant de nouveaux espaces ouverts favorables au regroupement des criquets et à leur ponte. Le modèle de lutte doit disposer d'une base de données actualisée sur la formation des essaims et la détection des phases larvaires non ailées qui sont les plus sensibles à un traitement au sol, beaucoup plus efficace que ne l'est le traitement d'essaims gigantesques (nuages de criquets) en vol.

Après avoir pris connaissance des illustrations, figures, images et photos, dans le carnet central, on aborde la quatrième partie de l'ouvrage dédiée aux modèles de transition.

Le modèle markovien de transition post-forestière élaboré et testé en forêt humide est mis à l'épreuve en forêt sèche car la délimitation des états d'occupation du sol pose des problèmes spécifiques. Les moteurs de changement d'occupation du sol sont-ils vraiment les mêmes entre les forêts sèches et les fourrés xérophiles ? Ainsi les simulations qui ont pu être présentées en forêt humide ne sont pas encore développées en forêt sèche. En forêt sèche nous adoptons une autre méthode que la comparaison d'états annuels d'occupation du sol d'une population de parcelles ; nous comparons des images multi-dates de territoires en mosaïque forêt-culture-savane, par la télédétection, donc sur des espaces plus grands mais avec moins de dates de comparaison. Par ailleurs, nous avons vu que des comparaisons entre dates trop espacées posait d'autres problèmes vu les différentes résolutions entre des images anciennes et récentes,

donc avec des capteurs de satellites différents. Le traitement de ces images est beaucoup plus lourd car l'information qu'elles contiennent est considérable et démultipliée par le nombre de dates étudiées. Il faut donc être prêt à traiter des bases beaucoup plus volumineuses et qui restent interopérables et actualisables au fur et à mesure de l'évolution des capteurs, qui va plutôt dans le sens de la très haute résolution.

La modélisation a sa place pour représenter des interactions complexes, préparer l'action, et réfléchir sur des scénarios. Le schéma des transitions entre 6 états d'occupation du sol, apparemment simplificateur, offre cependant un vaste champ de recherches pour modéliser progressivement des sous-ensembles de plus en plus complexes depuis Forêts-Non forêts jusqu'à la prise en compte de l'ensemble des couverts végétaux pouvant constituer des antécédents pour une mise en culture, à la place de la forêt. En recherchant des outils de modélisation adaptés à notre problématique, nous nous sommes associés aux mathématiciens de la théorie de la viabilité, dans le programme ANR DEDUCTION (2007-2010). La saturation des bas-fonds aménageables en rizières et la survie d'une population en bordure de forêt protégée, sont des questions qui se réfèrent de manière beaucoup plus générale à la gestion des ressources naturelles. Cette question de la viabilité, dans le sens commun assimilée à une viabilité économique, a questionné les écologues et agronomes du programme MEM. C'est là que nous avons pu mesurer la portée heuristique du concept de viabilité, tout en cherchant à lui donner une réalité pratique tournée vers l'action.

Les enquêtes sur la viabilité des ménages résidant en bordure de forêt de Mikea ont été menées avec des étudiants ingénieurs agronomes en DEA de l'ESSA-Agromanagement, un nouvel allié au sein du Collectif Sud Madagascar. On teste différentes conditions de survie, depuis le minimum représenté par la valorisation des ressources forestières par le peuple Mikea (l'igname sauvage constituant la ressource en eau), en situation de minimum vital, jusqu'aux types d'exploitations agricoles tournées vers des cultures de rente comme le coton, qui offrent de réelles possibilités d'accumulation.

L'approche de modélisation s'est ouverte aussi aux sciences sociales pour analyser les modalités de conservation appliquées successivement aux forêts malgaches : les Aires protégées, les transferts de gestion, enfin les corridors forestiers et SAPM, dans un objectif de mettre en réseau ces différents dispositifs.

La compréhension approfondie de ces deux concepts, la résilience et la viabilité, et leur utilisation conjointe dans l'analyse de la gestion des écosystèmes devrait nous éclairer sur une nouvelle manière de concevoir la conservation, de manière dynamique.

L'ensemble est dense et prêt à d'amples restitutions auprès de la communauté des chercheurs mobilisés, des acteurs politiques et territoriaux qui y trouveront des réflexions pour l'action et des organisations de producteurs, de riverains, d'usagers qui y retrouveront leurs photos, leurs propos et leurs espoirs.

Succession floristique de forêts secondaires humides du sud-est de Madagascar

Floristic succession in secondary rain forests of South-eastern Madagascar

A. RANDRIANARISON ^{1,3}
S. RAZANAKA ²
V. RAKOTOARIMANANA ³
A. BUTTLER ¹
S. M. CARRIÈRE ⁴
D. HERVÉ ⁴

- (1) Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne (EPFL), School of Architecture, Civil and Environmental Engineering, Laboratoire des systèmes écologiques (ECOS) et WSL Swiss Federal Research Institute, Station 2, CH-1015 Lausanne, Switzerland
- (2) Centre National de Recherche sur l'Environnement (CNRE), BP 1739, Antananarivo 101, Madagascar
- (3) Département de Biologie et Ecologie Végétale-DBEV, Faculté des Sciences, Université d'Antananarivo, BP 906 Antananarivo, Madagascar.
- (4) Institut de Recherche pour le Développement (IRD UMR 220), BP 64501, 34394 Montpellier, France

Résumé

La pratique de l'abattis-brûlis domine la partie Est de Madagascar où les forêts ombrophiles et les recrues âgés sont coupés et brûlés pour une mise en culture temporaire. Après abandon de la culture, la régénération de la forêt se fait spontanément. La dynamique de la composition floristique des recrues forestiers est étudiée dans le corridor forestier humide de Ranomafana-Andringitra occupant les 2 étages altitudinaux de basse et moyenne altitude. L'indice de Ro est calculé sur trois sites, deux à moyenne altitude sur le versant ouest et un à basse altitude sur le versant est, pour évaluer l'affinité floristique entre les sites. Les espèces caractéristiques des sites sont identifiées avec une analyse factorielle de correspondances et les espèces caractéristiques de chaque classe d'âge d'abandon des recrues forestiers, avec une analyse canonique de correspondances. Les résultats montrent que la richesse floristique des recrues forestiers est variable selon l'âge d'abandon. La richesse spécifique la plus élevée est enregistrée dans les classes d'âges entre 11 et 20 ans. La dominance des espèces pionnières dans les jeunes recrues inhibe l'installation d'autres espèces. La régénération des forêts humides de l'Est de Madagascar est ainsi ralentie par la dominance des espèces pionnières. A la suite du dépérissement progressif de ces espèces pionnières, après 10 ans d'abandon, la régénération reprend son cours naturel.

Mots-clés: espèce pionnière, Fianarantsoa, forêt humide, recru forestier, régénération, richesse floristique

Abstract

The practice of shifting cultivation dominates the eastern part of Madagascar where rainforests and old fallows are cut and burned for cropping. After abandonment of cultivation, forest regeneration occurs spontaneously by species regeneration already present in the soil or by widespread. The dynamics of the floristic composition of fallows is studied in the humid forest corridor Ranomafana-Andringitra occupying two floors altitudinal low and medium altitude. The index R_o is calculated on 3 sites to assess the floristic affinity between sites : 1 site in eastern low altitude and 2 sites in western medium altitude. A factorial correspondence analysis was performed to identify the species characteristics of the sites and a canonical correspondence analysis to identify the characteristics species of each fallow class. The results show that the floristic richness of fallow varies with age of abandonment. The highest species richness was recorded in the age class between 11 and 20 years. The dominance of pioneer species in young fallow inhibits the installation of other species. Regeneration of rainforest in eastern Madagascar is thus slowed by the dominance of pioneer species. Following the gradual decline of these pioneer species, after 10 years of abandonment, regeneration continues naturally.

Keywords: pioneer species, Fianarantsoa, rainforest, fallow, regeneration, floristic richness

Introduction

Dans le monde, environ 250 millions de personnes, soit 30 % de la population mondiale, pratiquent l'abattis-brûlis (Attiwill, 1994), entraînant une importante modification de la structure spatiale de la végétation et conduisant à des mosaïques de forêts secondaires. Selon Chokkalingam *et al.* (2002) cité par Ayingweu (2003), les forêts secondaires sont des forêts se régénérant dans une large mesure par des processus naturels après perturbations d'origine humaine et/ou naturelle de la végétation forestière originelle, à un moment donné ou sur une longue période de temps, et dénotant des différences marquées dans la structure de la forêt et/ou dans la composition des espèces du couvert par rapport aux forêts voisines sur des sites similaires. Une augmentation de la surface des forêts secondaires est observée dans les pays tropicaux, principalement en raison des activités humaines (Brown & Lugo, 1982 et 1990 ; Skole & Tucker, 1993 ; Corlett, 1995 ; Finegan, 1996 ; Guariguata & Osterag, 2001 ; Chazdon *et al.*, 2007 ; FAO, 2010). L'augmentation de la surface des forêts secondaires est estimée à 9 millions d'hectares par an (Brown & Lugo, 1990). Gomez-Pompa & Vasquez-Yanes (1974) considèrent déjà l'époque comme l'ère des forêts secondaires dans la mesure où à quelques exceptions près, dans plusieurs pays tropicaux, les statistiques montrent que la superficie des forêts secondaires tend à dépasser celle des forêts primaires.

A Madagascar, la pratique de l'abattis brûlis en culture itinérante est la principale cause de la modification du paysage, de la perte de la forêt primaire et de la dégradation du sol (Oxby & Boerboom, 1985 ; Gade, 1996 ; Marcus, 2001). Ce système de culture sur abattis-brûlis domine la partie Est de l'île où les forêts ombrophiles et les recrues âgés sont coupés et brûlés pour la mise en culture (Styger *et al.*, 2009). Malgré les méfaits attribués à l'abattis-brûlis, cette pratique reste toujours ancrée dans le système de production des paysans riverains de la forêt (Ravoavy & Messerli 2001). Une population paysanne pauvre et en croissance démographique rapide recourt, pour subvenir à sa subsistance, à des stratégies agricoles extensives en défrichant et cultivant les espaces forestiers (Moreau, 2007). Après abandon des cultures, la végétation se reconstitue jusqu'à une végétation pseudo-climacique, en passant par différents stades qui constituent ce que l'on appellera « succession forestière ». L'étude de la succession écologique des forêts secondaires traite de la végétation des recrues forestiers en termes de richesse spécifique et de diversité spécifique (Delang & Li, 2013).

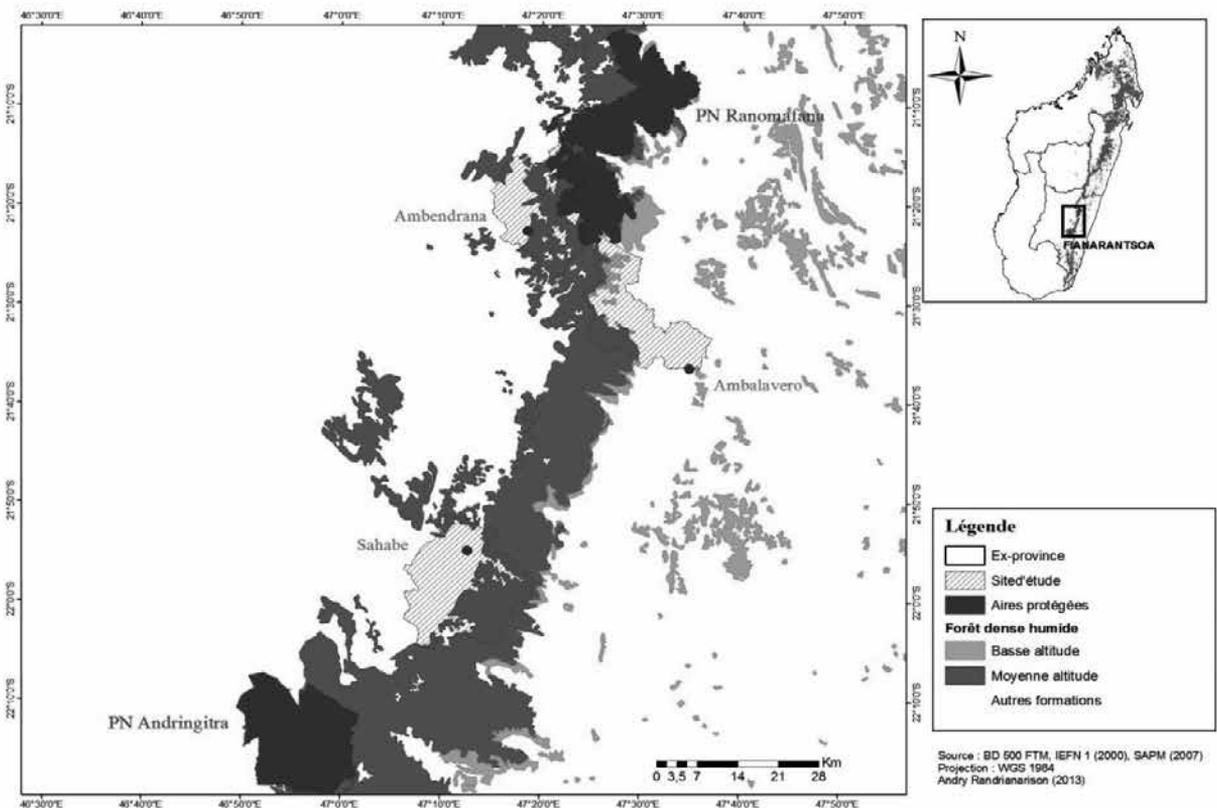
Dans cet article, la dynamique de la composition floristique au cours de la succession forestière est analysée dans un intervalle d'âge d'abandon compris entre 0 et 30 ans, dans les recrus forestiers humides de l'Est de Madagascar en moyenne altitude (Ambendrana, Sahabe) et en basse altitude (Ambalavero). Deux hypothèses sont testées : (1) la richesse spécifique augmente avec l'âge d'abandon des parcelles, (2) la dominance de certaines espèces diminue la richesse spécifique.

Méthode

SITE D'ÉTUDE

Les 3 sites étudiés dans la forêt ombrophile malgache (Carte 1) sont localisés dans le corridor forestier de Fianarantsoa, entre le parc national (PN) de Ranomafana et le PN d'Andringitra. Ce sont le site d'Ambendrana ($21^{\circ}22'43''S$; $47^{\circ}18'32''E$), le site de Sahabe ($21^{\circ}55'5''S$; $47^{\circ}12'24''E$) et le site d'Ambalavero ($21^{\circ}30'9''S$; $47^{\circ}26'19''E$). Respectivement, les parcelles observées pour chaque site sont situés entre 1 115 et 1 269 m d'altitude (moyenne altitude), entre 897 et 1 084 m d'altitude (moyenne altitude), entre 579 et 662 m d'altitude (basse altitude).

Carte 1 : Localisation des 3 sites d'étude



Les sites d'étude sont soumis à l'influence d'un climat de type tropical d'altitude, avec une alternance de deux saisons bien distinctes. Pendant la saison de pluie (novembre-janvier), dans les zones de basses altitudes, la précipitation annuelle peut atteindre 1 800-2 000 mm avec une température de 28°C (Serpantié *et al.*, 2007). Tandis que dans les zones de moyenne altitude, la précipitation annuelle atteint environ 1 600 mm et la température est de 17,7°C (Randriamalala, 2009). La végétation dans la zone d'étude est classée comme forêt dense humide ombrophile (Photos S6 et S7) de basse altitude (0-800 m) et de moyenne altitude (800-1 800 m) selon Humbert & Cours Darnes (1965).

CHOIX DES RELEVÉS

Pour chaque site, les parcelles observées ont été classées dans 4 classes selon leur âge d'abandon (âge des recrus forestiers actuels) : I (0-5 ans), II (6-10 ans), III (11-20 ans), IV (21-30 ans). Pour chaque classe d'âge et selon la disponibilité des parcelles, 5 répétitions de relevés ont été réalisées, en aboutissant à un total de 50 parcelles (Tableau I). Dans le site d'Ambalavero, aucune parcelle de plus de 20 ans n'a été observée. A Sahabe, la classe 0-5 ans est sur représentée et une seule parcelle a été trouvée dans la classe 20-30 ans d'âge d'abandon.

Tableau I : Nombre de relevés par classe d'âge dans chaque site

Site	Classe (âge d'abandon)	Nombre de répétition
Ambendrana	0-5	5
	6-10	4
	11-20	5
	21-30	5
Sahabe	0-5	8
	6-10	4
	11-20	4
	21-30	1
Ambalavero	0-5	5
	6-10	4
	11-20	5

RELEVÉ FLORISTIQUE

Les relevés floristiques ont été réalisés sur des surfaces supérieures à l'aire minimale. L'aire minimale a été obtenue en réalisant la méthode de doublement de surface en prenant une surface élémentaire de 2 m x 2 m. L'aire minimale a varié entre 4 m² et 64 m². Tous les individus se trouvant dans la surface de relevé ont été inventoriés en notant leur nom scientifique (espèce, genre, famille), les caractères biométriques (hauteur maximale, hauteur du fût, diamètre à hauteur de poitrine) et le type biologique (ligneux, herbe, fougère, liane).

TRAITEMENT NUMERIQUE

Pour les analyses statistiques, le variable densité absolue a été utilisée pour avoir une observation à la fois quantitative et qualitative des données. La densité absolue prend en compte la présence/absence et l'abondance des espèces. En premier lieu, une analyse de similitude sur la base de l'indice de Horn (1966) nommée R_o , a porté sur la densité absolue des espèces recensées dans les 3 sites. Cette analyse tient compte de l'aspect quantitatif et qualitatif des espèces. La valeur de R_o est comprise entre 0 («aucune similarité») et 1 («identique»). Une analyse factorielle des correspondances (AFC) a permis ensuite d'identifier les espèces caractéristiques de chaque site. Enfin, une analyse canonique des correspondances (ACC) a été faite sous contrainte de la variable âge d'abandon pour identifier les espèces caractéristiques de chaque classe d'âge. En effet, la technique d'ordination sous contrainte cherche à détecter automatiquement les motifs de variation des espèces qui peuvent être expliqués par des variables observées de l'environnement. L'analyse canonique des correspondances (ACC) est utilisée pour étudier les relations entre un tableau de paramètres et un tableau de relevés floristiques, ce dernier relevant de l'analyse des correspondances (Chessel *et al.*, 1997). Cette méthode combine la régression et l'analyse des correspondances (Bouxin, 2008).

Résultats

RICHESSSE FLORISTIQUE DES SITES D'ÉTUDE

Sur l'ensemble de la zone d'étude, 241 espèces ont été inventoriées (Tableau II) et une espèce parasite (*Bakerella clavata* - Loranthaceae). Le site d'Ambalavero est le site le moins riche avec 72 espèces répertoriées. La richesse floristique de Sahabe et d'Ambendrana dépasse les 100 espèces. Plus de 80 % des espèces sont des espèces ligneuses (arbres et arbustes). Les 20 % restantes englobent les espèces herbacées, fougères et lianes.

Tableau II: Caractéristiques biologiques des espèces dans les 3 sites

Sites	Espèces ligneuses (nb)	Espèces herbacées (nb)	Espèces de fougères (nb)	Espèces de lianes (nb)	Richesse floristique (nb)
Sahabe	131	5	2	1	139
Ambendrana	99	9	4	3	115
Ambalavero	57	8	4	3	72
Total	247	22	10	7	326

En se basant sur le calcul de l'indice de Horn, avec 24 espèces communes, les 3 sites sont floristiquement similaires à environ 57 % (Figure 1). Néanmoins, une différence peut être observée au niveau de l'abondance de certaines espèces au sein des parcelles des 3 sites. Les espèces ayant une densité absolue plus élevée sur l'ensemble des 241 espèces inventoriées ont fait l'objet d'une analyse factorielle des correspondances pour déterminer les espèces les plus abondantes dans les recrues forestiers des 3 sites.

Ainsi, 60 espèces sont soumises à l'analyse (Figure 2). Les 2 premiers axes factoriels de l'AFC absorbent 19,55 % de l'inertie totale. L'axe 1 (CA1) qui absorbe 10,52 % de l'inertie totale, représente l'abondance des espèces dans les sites étudiés. En effet, l'axe 1 positif indique un nombre d'espèces plus élevé. Par contre l'axe 2 (CA2) qui absorbe 9,03 % de l'inertie totale, représente la distribution altitudinale des parcelles. Les parcelles de moyenne altitude sont concentrées sur l'axe 2 positif tandis que les parcelles de basse altitude sont regroupées sur l'axe 2 négatif. On constate que le nombre d'espèces abondantes dans les parcelles est plus élevé dans les recrus forestiers de moyenne altitude.

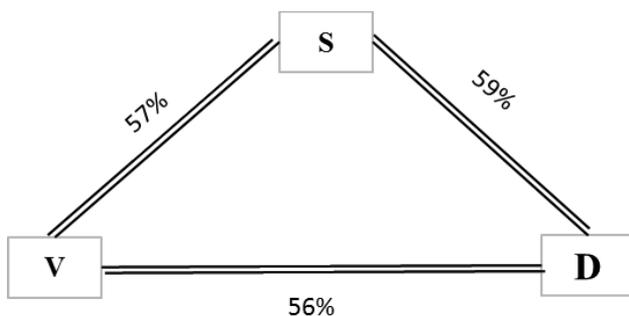


Figure 1 : Dendrite de similitude

Les parcelles sont notées V = Ambalavero, S = Sahabe, D = Ambendrana. Les pourcentages expriment le niveau d'affinité entre les relevés.

Les recrus forestiers d'Ambendrana sont caractérisés par l'abondance d'espèces ligneuses telles que *Anthocleista madagascariensis* (sp 12), *Psychotria* sp. (sp 186), *Schismatoclada psychotrioides* (sp 201), *Macaranga alnifolia* (sp 140), *Polyscias ornifolia* (sp 176), *Psidium cattleyanum* (sp 181), *Cassinopsis madgascariensis* (sp 25), *Aphloia theiformis* (sp 15), *Syzygium emirnense* (sp 216), *Nuxia capitata* (sp 156), *Weinmannia bojeriana* (sp 239), *Tambourissa thouvenotii* (sp 222), *Tambourissa purpurea* (sp 220), *Weinmannia decora* (sp 240), *Ilex mitis* (sp 98), *Croton nitidulus* (sp 39), *Oncostemum falicifolium* (sp 162), *Karomia* sp. (sp 134).

Les recrus forestiers de Sahabe sont surtout caractérisés par l'abondance d'espèces herbacées telles que *Hypoestes bojeriana* (sp 97), *Cephalostachym perrieri* (sp 26), de fougère : *Cyathea* sp. (sp 46), et d'espèces ligneuses tels que *Tambourissa hildebrandtii* (sp 218), *Dyopsis* sp1. (sp 69), *Potameia microphylla* (sp 179), *Tambourissa perrieri* (sp 219), *Oncostemum laurifolium* (sp163), d'espèces ligneuses pionnières telles que *Harungana madagascariensis* (sp 92), *Solanum mauritianum* (sp 209), et d'une espèce invasive *Rubus africanus* (sp 196).

Les recrus d'Ambalavero sont caractérisés par la présence et l'abondance des espèces caractéristiques des formations de basse altitude qui sont *Aframomum angustifolium* (sp 5), *Cledimia hirta* (sp 31) et *Macaranga cuspidata* (sp 141). Ces espèces dominent les parcelles à presque 90 % du nombre total d'espèces.

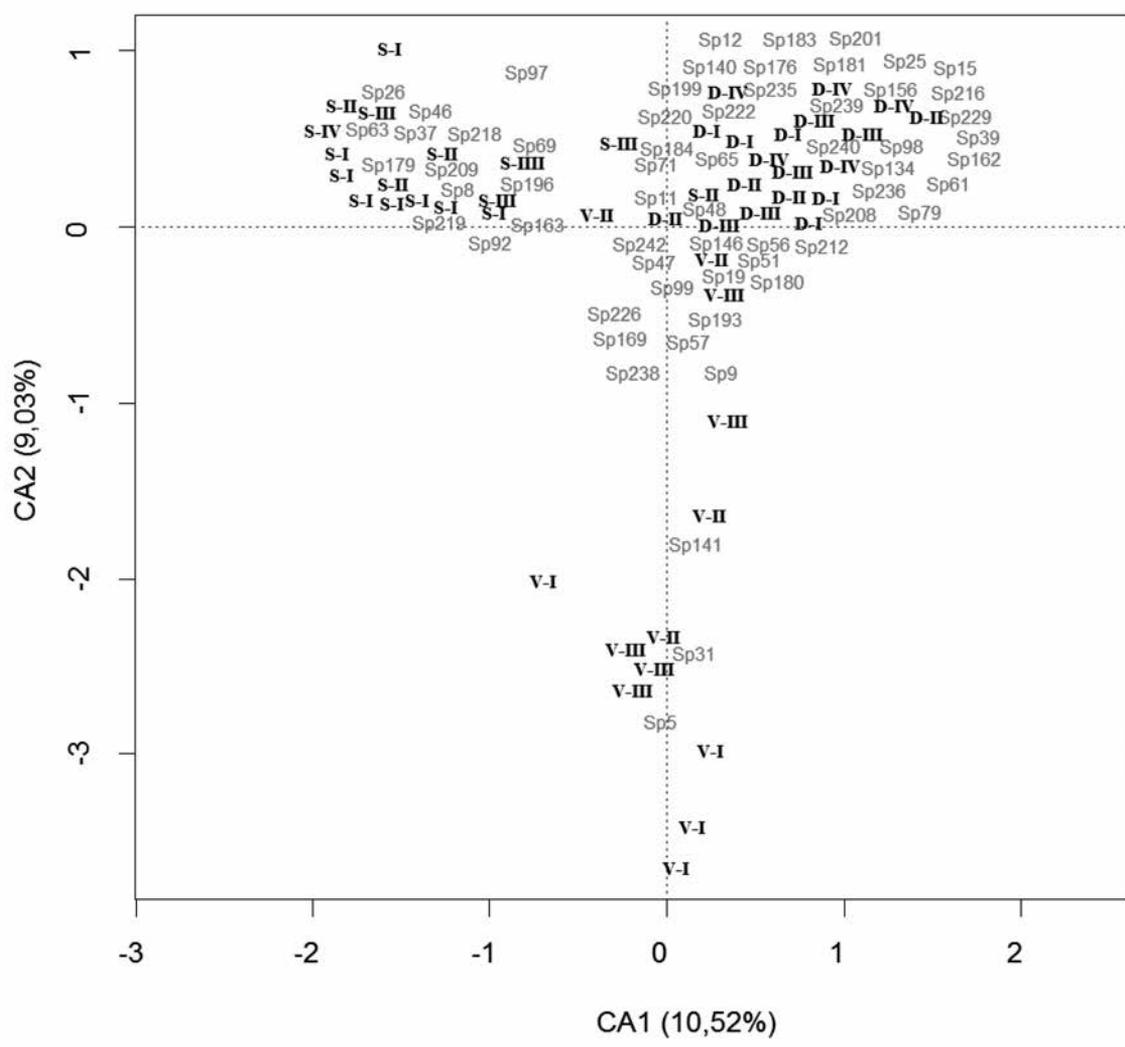


Figure 2 : Premier plan factoriel de l'analyse factorielle des correspondances représentant les espèces en fonction du site et de l'âge de chaque parcelle

Les parcelles sont notées V = Ambalavero, S = Sahabe, D = Ambendrana. Les chiffres romains désignent les classes d'âge (classe I : 0-5 ans, classe II : 6-10 ans, classe III : 11-20 ans, classe IV : 21-30 ans).

CARACTÉRISTIQUES FLORISTIQUES DES CLASSES D'ÂGE

D'une manière générale, le nombre des espèces augmente avec les classes d'âge de recrues forestiers. Le nombre des espèces atteint un maximum dans la tranche de 11-20 ans et se stabilise ensuite (Tableau III).

Tableau III : Nombre d'espèces par classe d'âge et par site

Site	Classe d'âge (année)			
	0-5	6-10	11-20	21-30
Ambalavero	31 (n = 5)	32 (n = 4)	45 (n = 5)	-
Sahabe	61 (n = 8)	37 (n = 4)	89 (n = 4)	16 (n = 1)
Ambendrana	43 (n = 5)	54 (n = 4)	68 (n = 5)	70 (n = 5)

n représente le nombre de répétitions par classe

Dans les trois sites, une augmentation nette de la richesse spécifique est notée après 10 ans d'abandon. A Sahabe, la seule parcelle observée pour les recrues âgés entre 21 et 30 ans n'est sans doute pas représentative. Après abandon des parcelles jusqu'à 10 ans d'abandon, la variation de la richesse spécifique n'est pas uniforme pour les trois sites. A Ambalavero le nombre d'espèces est stable de la classe I (31 espèces) à la classe II (32 espèces). Pour Ambendrana, ce nombre d'espèces augmente entre 43 espèces (classe I) et 54 espèces (classe II). Tandis qu'à Sahabe, la richesse spécifique diminue de la classe I (61 espèces) à classe II (37 espèces). Cette diminution de la richesse floristique dans le site de Sahabe est due à l'abondance des espèces pionnières, notamment *Harungana madagascariensis* qui domine la végétation.

Distribution des espèces par classe d'âge dans les trois sites

Les figures 3, 4 et 5 représentent les résultats de l'analyse canonique des correspondances sur la base du cortège spécifique des différentes parcelles, sous contrainte de l'âge d'abandon des parcelles. Les espèces localisées le long de l'axe 1 (CCA1) sont les espèces qu'on observe tout au long de la succession forestière. Cet axe 1 est le seul sous contrainte du fait que la variable « âge d'abandon » est la seule utilisée pour connaître la répartition des espèces au cours de la succession forestière. L'axe 2 (CA1) représente l'axe factoriel des correspondances non contraintes par l'âge d'abandon des parcelles.

Distribution des espèces par classe d'âge à Ambalavero

Les espèces les plus abondantes dans les parcelles d'Ambalavero ont été soumises à une analyse canonique des correspondances (ACC) sous contrainte de l'âge d'abandon des parcelles. Les espèces les plus influencées par l'âge d'abandon sont les espèces qui sont localisées le long de l'axe 1 (CCA1) qui absorbe 12,44 % de l'inertie totale (Figure 3). L'axe 2 (CA1) absorbe 17,95 % de l'inertie totale. Le long de l'axe 1, les parcelles de la classe II et III forment un groupement floristique. Ainsi, deux groupements floristiques sont distingués : les recrues forestiers de 0-5 ans et de 6-20 ans. Les recrues forestiers de 0-5 ans sont caractérisées par l'abondance des espèces pionnières telles que *Aframomum angustifolium* (sp 5), *Trema orientalis* (sp 226), *Psiadia altissima* (sp 180), et *Harungana madagascariensis* (sp 92).

Les espèces caractéristiques de la classe de 6-20 ans sont *Vernonia* sp. (sp 238), *Maesa lanceolata* (sp 146), *Dichaetanthera oblongifolia* (sp 57), *Bremeria humblotii* (sp 19), *Cryptocarya floribunda* (sp 42), *Macaranga cuspidata* (sp 141), *Dalbergia baroni* (sp 48), *Weinmannia rutenbergii* (sp 242). On note également la présence de la liane *Smilax anceps* (sp 208), de la fougère *Pteridium aquilinum* (sp 193) et de l'herbacée caractéristique d'une formation humide : *Dianella ensifolia* (sp 56).

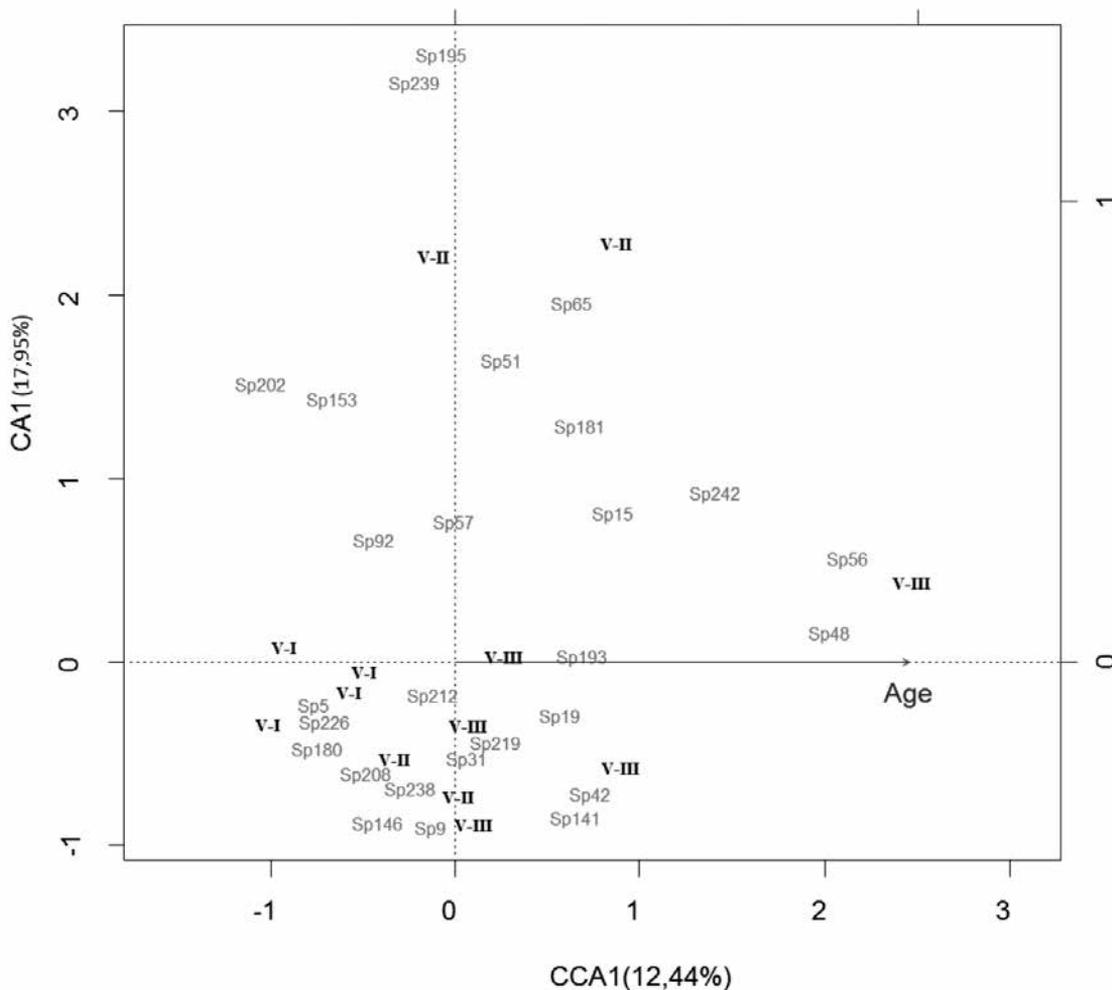


Figure 3 : Carte factorielle sous contrainte représentant les espèces et les relevés du site d'Ambalavero selon l'âge d'abandon

Les parcelles sont numérotées selon leur âge d'abandon (classe : 0-5 ans, classe II : 6-10 ans, classe III : 11-20 ans). Les espèces présentées sont les espèces localisées dans au moins 4 parcelles. L'axe des abscisses CCA1 est l'axe 1 du premier plan factoriel de l'analyse canonique des correspondances. L'axe des ordonnées CA1 est l'axe 1 du premier plan factoriel de l'analyse factorielle des correspondances.

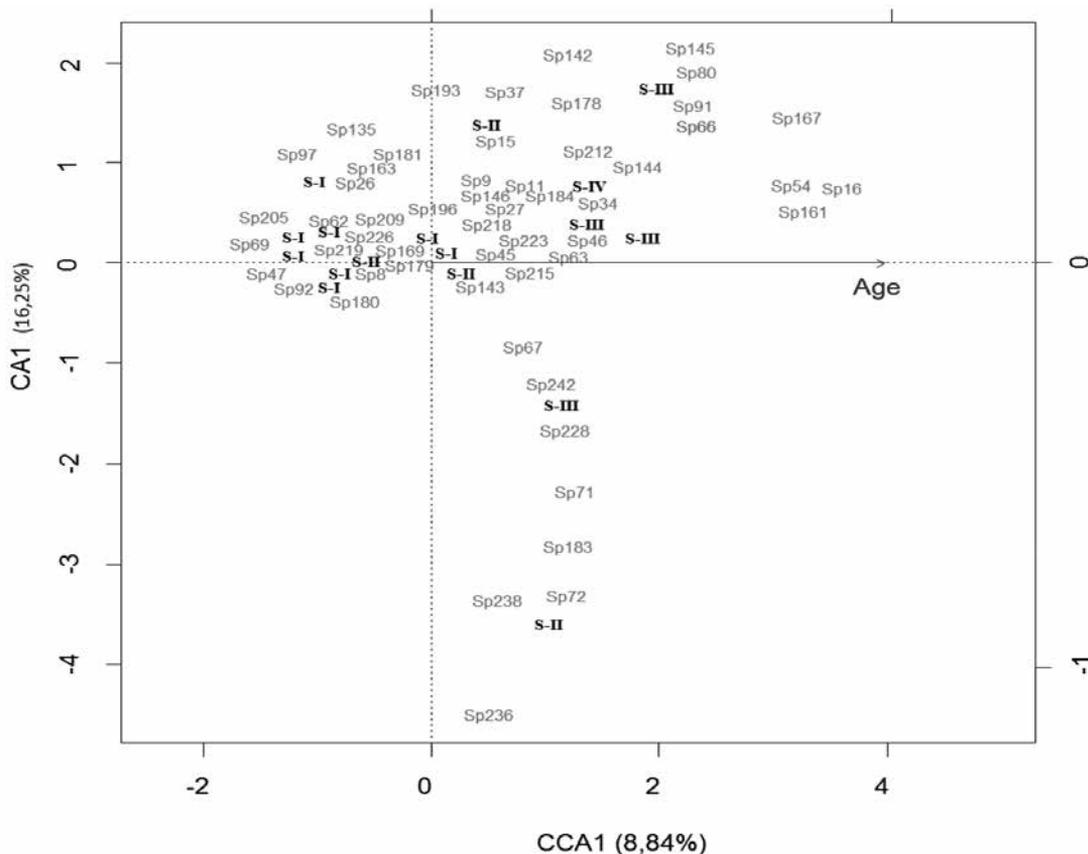


Figure 4 : Carte factorielle sous contrainte représentant les espèces et les relevés du site de Sahabe selon l'âge d'abandon

Les parcelles sont numérotées selon leur âge d'abandon (classe : 0-5 ans, classe II : 6-10 ans, classe III : 11-20 ans). Les espèces présentées sont les espèces localisées dans au moins 4 parcelles. L'axe des abscisses CCA1 est l'axe 1 du premier plan factoriel de l'analyse canonique des correspondances. L'axe des ordonnées CA1 est l'axe 1 du premier plan factoriel de l'analyse factorielle des correspondances.

Distribution des espèces par classe d'âge à Sahabe

Les espèces les plus abondantes dans les parcelles de Sahabe ont été soumises à une analyse canonique des correspondances (ACC) sous contrainte de l'âge d'abandon des parcelles. L'axe 1 (CCA1) absorbe 8,84 % de l'inertie totale et l'axe 2 (CA1) absorbe 16,25 % de l'inertie totale (Figure 4). Le long de l'axe 1, les classes I et II peuvent être regroupées en un groupement floristique. De même pour les classes III (11-20 ans) et IV (21 ans). Ainsi, les espèces caractéristiques des recrus de classes d'âge d'abandon entre 0 et 10 ans sont les espèces pionnières caractéristiques des forêts humides telles que *Harungana madagascariensis* (sp 92), *Psiadia altissima* (sp 180), *Trema orientalis* (sp 226), *Solanum mauritianum* (sp 209), les espèces arbustives et arborées : *Labramia* sp. (sp 135), *Psidium cattleyanum* (sp 181), *Potameia microphylla* (sp 179), *Senecio secundiflorum* (sp 205), *Oncostemum laurifolium* (sp 163), *Cyperus* sp. (sp 47), *Dombeya hafodahyformis* (sp 62), *Tambourissa perrieri* (sp 219), et des espèces herbacées telles que *Ageratum conyzoides* (sp 8), *Panicum malatricum* (sp 169), *Cephalostachyum perrieri* (sp 26), *Hypoestes bojeriana* (sp 97), entre autres.

La classe d'âge d'abandon de 11 à 30 ans est caractérisée surtout par l'abondance d'espèces forestières : *Macaranga decaryana* (sp 142), *Macaranga* sp. (sp 145), *Ficus reflexa* (sp 80), *Polyscias tripinnata* (sp 178), *Grewia apetala* (sp 91), *Dracaena xiphophylla* (sp 66), *Oncostemum* sp. (sp 167), *Streblus maritimus* (sp 212), *Macaranga obovata* (sp 144), *Colea lutescens* (sp 34), *Cyathea* sp. (sp 46).

Distribution des espèces par classe d'âge à Ambendrana

Les espèces les plus abondantes dans les parcelles d'Ambalavero ont été soumises à une analyse canonique des correspondances (ACC) sous contrainte de l'âge d'abandon des parcelles. L'axe 2 absorbe 14,28 % de l'inertie totale. Le long de l'axe sous contrainte (axe 1 ; 8,27 %), les classes I (0-5 ans) et II (6-10 ans) présentent une similarité floristique (Figure 5). C'est pourquoi, les classes I et II sont regroupées. Les espèces caractéristiques des recrus de la classe 0-10 ans sont les espèces pionnières caractéristiques des forêts humides telles que *Solanum mauritianum* (sp 209), *Psiadia altissima* (sp 180), *Trema orientalis* (sp 226), *Harungana madagascariensis* (sp 92), les espèces *Anthocleista amplexicaulis* (sp 11),

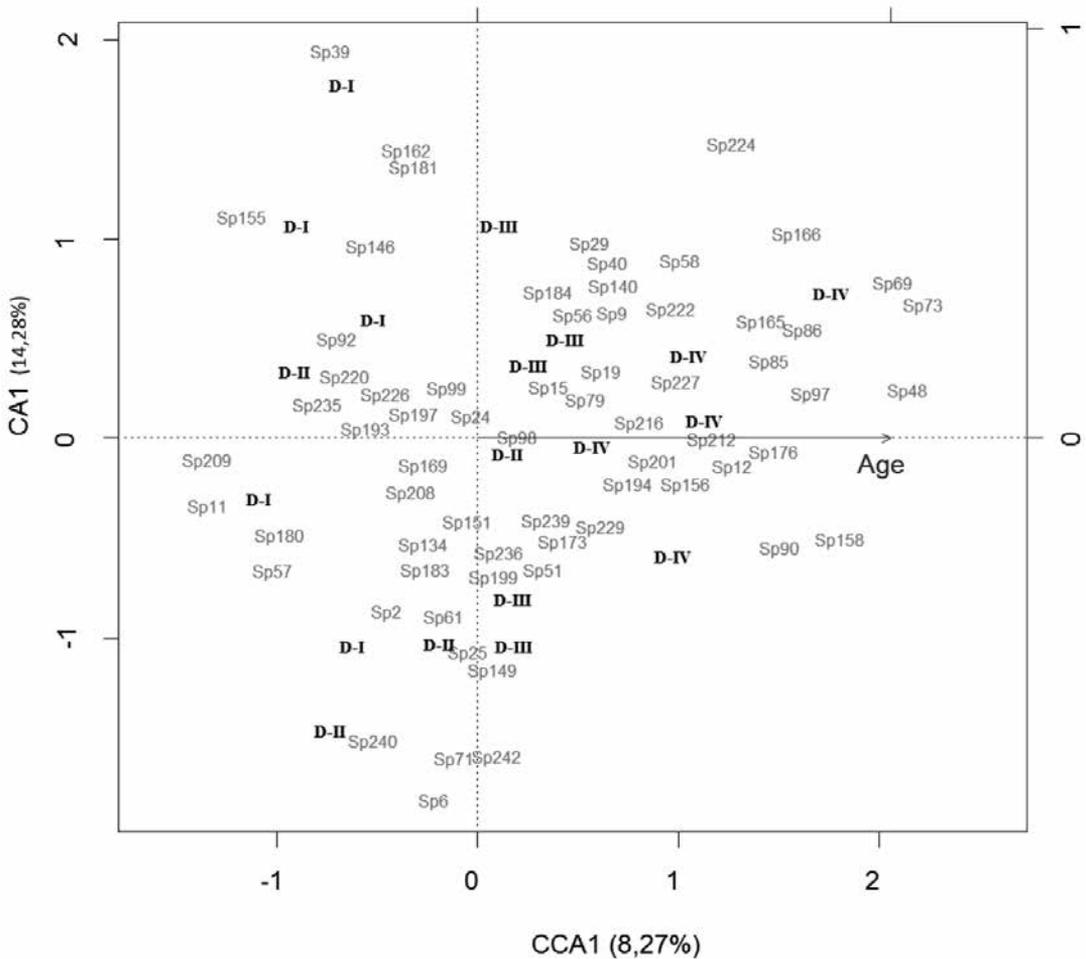


Figure 5 : Carte factorielle sous contrainte représentant les espèces et les relevés du site d'Ambendrana selon l'âge d'abandon

Dichaetanthera oblongifolia (sp 57), *Vernonia delapsa* (sp 235), *Pteridium aquilinum* (sp 193), *Saldinia axilaris* (sp 197), la liane *Smilax anceps* (sp 208), des espèces herbacées telles que *Panicum malatrichum* (sp 169), *Imperata cylindrica* (sp 99), et des espèces arbustives telles que *Carissa madagascariensis* (sp 24), *Karomia* sp. (sp 134), *Abrahamia oblongifolia* (sp 2), *Psorospermum fanerana* (sp 183) entre autres.

La classe des 11 à 20 ans est caractérisée par la présence des espèces forestières telles que *Cinnamosma fragrans* (sp 29), *Cryptocarya crassifolia* (sp 40), *Psychotria macrochlamys* (sp 184), *Dianella ensifolia* (sp 56), *Macaranga alnifolia* (sp 140), *Albizia gummifera* (sp 9), *Bremeria humblotii* (sp 19), *Aphloia théiformis* (sp 15), *Ficus politoria* (sp 79), *Schefflera longipedicellata* (sp 199), *Vernonia garnierana* (sp 236) et de la liane *Danais fragrans* (sp 51). La classe de 21-30 ans est caractérisée par *Tambourissa thouvenotii* (sp 222), *Tricalysia* sp. (sp 227), *Gaertnera macrostipula* (sp 85), *Oncostemum palmiforme* (sp 165), *Oncostemum reticulatum* (sp 166), *Gaertnera microphylla* (sp 86), *Hypoestes bojeriana* (sp 97), *Polyscias ornifolia* (sp 176), *Anthocleista madagascariensis* (sp 12), *Garcinia* sp. (sp 90), *Ocotea nervosa* (sp 158), *Dalbergia baronii* (sp 48), *Erythroxylum Firmum* (sp 73), *Dypsis* sp.1 (sp 69).

Discussion

RICHESSSE SPÉCIFIQUE DES RECRUS FORESTIERS

Après abandon de culture, la végétation se reconstitue peu à peu jusqu'à l'obtention d'un stade pseudo-climacique, une végétation dont la structure et la composition floristique s'apparente à celle de la forêt originelle. Brown & Lugo (1990) suggèrent qu'aux environs de 60 ans d'abandon, la richesse spécifique des formations secondaires est comparable avec la richesse de la forêt originelle. Dans l'intervalle du temps d'abandon des recrues forestiers étudiés (0-30 ans), le maximum d'espèces est enregistré dans les classes d'âge d'abandon entre 11 ans et 20 ans d'abandon, en l'occurrence pour Sahabe, le maximum de la richesse spécifique est de 89 espèces, pour Ambendrana, ce maximum est de 68 espèces, et pour Ambalavero, celui-ci est de 45 espèces. En se référant à l'étude de Carrière *et al.* (2007) sur la typologie des forêts à Ambendrana, les recrues forestiers de classe III d'Ambendrana, du point de vue richesse floristique, se rapprochent des forêts secondaires post culturales de crêtes ou de pentes (82-88 espèces). Par contre à Sahabe, la richesse floristique des forêts matures est comprise entre 87 et 94 espèces (Randrianarison, 2009). Floristiquement, les recrues forestiers de classe III de Sahabe peuvent aussi être considérés comme forêt mature. A Ambalavero, les recrues forestiers de 11-20 ans sont encore loin de la richesse spécifique des forêts humides de basse altitude. Toutefois, selon différents auteurs (Tran *et al.*, 2010a, 2010b et 2011 ; Ross, 1954), la richesse spécifique augmente avec l'âge d'abandon. Mais la vitesse d'apparition d'espèces diffère selon l'étage altitudinal.

Tout comme observé par Klanderud *et al.* (2010) dans les recrues forestiers de Vohimana et de ses environs, la richesse spécifique des recrues forestiers reste stable dans les recrues forestiers de moins de 10 ans d'abandon. Il n'y a donc pas de corrélation positive entre l'âge d'abandon et la richesse floristique dans ces zones, contrairement aux résultats obtenus par Tran *et al.* (2010a, 2010b, 2011) dans la forêt humide du nord-ouest du Vietnam et par Ross (1954) dans la forêt humide du Nigeria où la richesse floristique des recrues forestiers augmente avec l'âge d'abandon. La dynamique de la richesse floristique dans les recrues forestiers ne peut donc pas être généralisée.

Différents facteurs peuvent intervenir dans l'augmentation de la richesse spécifique. Picot *et al.* (2007) ainsi que Martin *et al.* (2009 et 2012) associent cette augmentation au phénomène de dispersion réalisée par les espèces animales frugivores comme les oiseaux et les chauves-souris. En effet, la rapidité de croissance de certaines espèces ou la présence d'un arbre préservé de l'abattis-brûlis assure une fonction

de perchoir pour les oiseaux, favorisant ainsi la dissémination (Carrière *et al.*, 2002 ; Martin *et al.*, 2012). Egalement, le mode de culture (Styger *et al.*, 2007 et 2009 ; Randriamalala *et al.*, 2012) et la fertilité du sol (Nakano, 1978 ; Toky & Ramakrishnan, 1983 ; Styger *et al.*, 2009) tiennent des rôles importants dans la diversité spécifique. Des répétitions de cycle court de jachère et le labourage fréquent peuvent engendrer une sévère dégradation du sol et la formation d'une végétation graminéenne, particulièrement dans les parcelles sujettes à des mises à feu fréquentes (Conklin, 1959 ; Durno *et al.*, 2007 ; Nikolic *et al.*, 2008 ; Randriamalala *et al.*, 2012).

INFLUENCE DES ESPÈCES PIONNIÈRES DANS LA RÉGÉNÉRATION DES RECRUS FORESTIERS

La régénération des forêts peut être exprimée par l'augmentation de la diversité et de la richesse spécifique. En l'occurrence, la dominance des espèces pionnières dans les recrues jeunes (0-10 ans d'abandons) inhibe l'installation d'autres espèces. Dans les sites d'étude, la dominance de certaines espèces pionnières (*Harungana madagascariensis*, *Psiadia altissima*, *Dodonaea viscosa*) engendre une diminution de la richesse spécifique. Observée dans le site de Sahabe, *Harungana madagascariensis* se développe en quasi mono-population réduisant ainsi la richesse spécifique dans les classes I, II et III. A Ambendrana et à Ambalavero où il y a co-dominance d'espèces pionnières, la richesse spécifique reste stable. Une augmentation de la richesse spécifique est notée lors du dépérissement de ces espèces pionnières qui se manifeste ainsi après 10 ans d'abandon. Toutefois, ces espèces pionnières peuvent être encore présentes après 30 ans d'abandon (Randriamalala, 2009) mais leur influence sur la régénération des autres espèces diminue. La régénération des recrues forestiers peut être ainsi retardée dans les jeunes recrues mais se poursuit normalement avec le dépérissement des espèces pionnières. En outre, Lacoste (1990) affirme que la suppression de certaines espèces pionnières dominantes présente des effets positifs pour les parcelles. La suppression précoce des pionnières les plus compétitives a pour conséquence une diminution notable et durable de la mortalité totale du peuplement. La suppression des espèces pionnières peut être rentable dans le cas où l'objectif est d'augmenter rapidement la potentialité des recrues forestiers pour les utilisations quotidiennes des riverains.

Conclusion

Après abandon de la culture, la végétation des parcelles se régénère jusqu'à un stade de végétation pseudo-climacique. La régénération consiste en l'apparition d'espèces au cours de la succession forestière. Dans d'autres pays tropicaux, la richesse floristique augmente avec l'âge d'abandon des recrues forestiers. A Madagascar, cette corrélation n'est pas forcément positive. Une généralisation de la corrélation entre la richesse floristique et l'âge d'abandon n'est pas adéquate dans les recrues forestiers. L'augmentation de la richesse floristique est liée aux facteurs du milieu et aux modes de culture des riverains.

L'installation d'autres espèces est freinée par la dominance des espèces dites pionnières dans les recrues forestiers. En comparant les recrues humides de basse et de moyenne altitude dans l'intervalle d'âge d'abandon considéré, la diversité floristique dans les recrues forestiers de basse altitude est faible par rapport aux recrues forestiers de moyenne altitude. Les recrues de basse altitude sont dominés plus particulièrement par 2 espèces (*Aframomum angustifolium* et *Cledimia hirta*) qui inhibent fortement la régénération des autres espèces par leur forte potentialité à couvrir les parcelles. Dans les recrues de moyenne altitude, une codominance des espèces pionnières et non pionnières est observée d'où une diversité floristique plus élevée par rapport à la diversité floristique des recrues de basse altitude.

Le dépérissement des espèces pionnières engendre une augmentation progressive de la richesse spécifique. Dans les recrues forestiers de basse altitude, la richesse spécifique est bien inférieure à celle des forêts matures. En effet, après le dépérissement des *Aframomum angustifolium* et *Cledimia hirta*, les

espèces pionnières *Harungana madagascariensis* et *Trema orientalis* dominent également les parcelles d'où un retard noté dans la régénération des recrus forestiers de basse altitude. Au-delà de l'intervalle d'âge d'abandon étudié (0-20 ans), une augmentation massive de la richesse floristique pourrait être observée après le dépérissement de ces espèces pionnières.

Références bibliographiques

Attwill P.M., 1994 : « The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management ». *Forest Ecology and Management*, 63 : p. 247-300.

Ayingweu C.L., 2003 : « Les aspects écologiques des forêts secondaires en Afrique centrale et occidentale francophone ». Communication présentée lors de l'atelier FAO/EC LNV/GTZ, *La gestion des forêts tropicales secondaires en Afrique : Réalité et perspectives*. En collaboration avec l'UICN, l'ICRAF et le CIFOR. Douala, Cameroun, 17-21 novembre 2003. [en ligne] - Disponible sur internet : <http://www.fao.org/docrep/007/j2578f/J2578F07.htm>.

Bouxin G., 2008 : « Les techniques d'analyse factorielle et d'ordination ». [en ligne] - Disponible sur internet : m.cherchez.me/search/Analyse/pdf/9.

Brown S., Lugo A.E., 1982 : « The storage and production of organic matter in tropical forests and their role in the global carbon cycle ». *Biotropica*, 14 : p. 161-187.

Brown S., Lugo A.E., 1990 : « Tropical secondary forests ». *Journal of Tropical Ecology*, 6 : p. 1-32.

Carrière S.M., Letourmy P., McKey D.B., 2002 : « Effects of remnant trees in fallows on diversity and structure of forest regrowth in a slash-and-burn agricultural system in southern Cameroon ». *Journal of Tropical Ecology*, 18 : p. 375-396.

Carrière S.M., Ratsimisetra L., Roger E., 2007 : « Le couloir forestier de Fianarantsoa : forêt « primaire » ou forêt des hommes ? », dans G. Serpantié, Rasolofoharino, S. Carrière (eds), *Transitions agraires, dynamiques écologiques et conservation : le « corridor » Ranomafana-Andingitra Madagascar*. Antananarivo : Actes du séminaire GEREM, 9-11 novembre 2006, p. 39-47.

Chazdon R.L., Letcher S.G., Van Bruegel M., Mart 'Inezramos M., Bongers F., Finegan B., 2007 : « Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances ». *Philosophical Transactions of the Royal Society Series B - Biological Sciences*, 362 : p. 273-289.

Chessel D., Benyacoub S., Doledec S., 1997 : « L'analyse canonique des correspondances. ADS in ADE-4 ». [en ligne] - Disponible sur internet : <http://pbil.univ-lyon1.fr/ADE-4/>.

Conklin H. C., 1959 : « Shifting cultivation and succession to grassland climax ». *Proceedings of the Ninth Pacific Science Congress*, 7 : p. 191-221.

Corlett R.T., 1995 : « Tropical secondary forests ». *Progress in Physical Geography*, 19 : p. 159-172.

Delang C.O., Li W.M., 2013 : *Ecological succession on fallowed shifting cultivation fields*. Heidelberg : Springer, 137 p.

Durno J. L., Deetes T., Rajchprasit J. 2007 : « Natural forest regeneration from an *Imperata* Fallow », dans M. Cairns (ed.), *Voices from the Forest: Integrating Indigenous Knowledge into Sustainable Upland Farming.*, Washington DC: Resources for the Future, p. 122-136.

FAO, 2010 : *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010. Informe nacional México*. FRA2010/132, Roma : FAO, 98 p.

- Finegan B., 1996 : « Patterns and process in Neotropical secondary rain forests : the first 100 years of succession ». *Trends in Ecology and Evolution*, 11 : p. 119-124.
- Gade D.W., 1996 : « Deforestation and its effects in highland Madagascar ». *Mountain Research and Development*, 16(2) : p. 101-116.
- Gomez-Pompa A., Yanes-Vasquez C., 1974 : « Studies on the secondary succession of tropical lowlands: the live cycle of the secondary species », dans A.J. Cave, H. Iwaki, S.C. Pandeya, G.F. Weetman, J.F. Franklin, C.O. Tam, G.E. Likens, F.H. Bormann, J.H.A. Boerboom, R. Freson, G. Goffinet, F. Malaisse (eds), *Proceedings of the First International Congress of Ecology*. The Hague, p. 336-342.
- Guariguata M.R., Ostertag R., 2001 : « Neotropical secondary succession: changes in structural and functional characteristics ». *Forest Ecology and Management*, 148 : p. 185-206.
- Horn H.S., 1966 : « Measurement of «overlap» in comparative ecological studies ». *American Naturalist*, 100 : p. 419-424.
- Humbert H., Cours-Darne G., 1965 : *Notice de la carte de Madagascar. Carte Internationale du Tapis Végétal et des Conditions Ecologiques à 1/1.000.000è Cnrs/Orstom*. Extrait des travaux de la Section Scientifique et Technique de l'Institut Français de Pondichéry n° 6, 82 p. + 3 cartes.
- Klanderud K., Mbolatiana H.Z.H., Vololomboahangy M.N., Radimbison M.A, Roger E., Totland O., Rajeriarison Ch., 2010 : « Recovery of plant species richness and composition after slash-and-burn agriculture in a tropical rainforest in Madagascar ». *Biodivers. Conserv.*, 19 : p. 187-204.
- Lacoste J.-F., 1990 : *Effets de la suppression d'arbres pionniers sur l'évolution d'un jeune recru forestier Guyanais*. Doctorat, Université de Paris-Sud, centre d'Orsay Paris (France), 144 p.
- Marcus R.R., 2001 : « Seeing the forest for the trees: integrated conservation and development projects and local perceptions of conservation in Madagascar ». *Human Ecology*, 29(4) : p. 381-397.
- Martin E.A., Ratsimisetra L., Laloë F., Carrière S.M., 2009 : « Conservation value for birds of traditionally managed isolated trees in an agricultural landscape of Madagascar ». *Biodivers. Conserv.*, 18 : p. 2719-2742.
- Martin E.A., Viano M., Ratsimisetra L., Laloë F., Carrière S.M., 2012 : « Maintenance of bird functional diversity in a traditional agroecosystem of Madagascar ». *Agric. Ecosyst. Environ.*, 149 : p. 1-9.
- Moreau S., 2007 : « Du cercle vicieux de la pauvreté et de la déforestation : une analyse critique à la lumière des dynamiques sociales de la déforestation constatées dans le sud-est du Betsileo ». Communication présentée lors du colloque, *Dynamiques rurales à Madagascar : perspectives sociales, économiques et démographiques*. Antananarivo (Madagascar) : Institut National de la Statistique (INSTAT), cellule du Réseau des Observatoires Ruraux de l'EPP/PADR, l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD) et le GIE DIAL, le 23-24 avril 2007, 3 p.
- Nakano K., 1978 : « An ecological study of swidden agriculture at a village in Northern Thailand ». *Southeast Asian Stud.*, 16 : p. 411-445.
- Nikolic N., Schultze-Kraft R., Nikolic M., Böcker R., Holz I., 2008. « Land Degradation on Barren Hills: A Case Study in Northeast Vietnam ». *Environmental Management*, 42 : p. 19-36.
- Oxby C., Boerboom J.H.A., 1985 : « Alternatives and improvements to shifting cultivation on the east coast of Madagascar ». *Changes in shifting cultivation in Africa*, 50(1) : p. 109-139.

- Picot M.M., Jenkins R.K.B., Ramilijaona O., Racey P.A., Carrière S.M., 2007 : « The role of the feeding ecology of *Eidolon dupreanum* pteropodidae in Eastern Madagascar ». *Afr. J. Ecol.*, 45 : p. 645-650.
- Randriamalala R.J., 2009 : *Influence des pratiques agricoles et du milieu sur les dynamiques forestières post-culturelles dans le corridor Ranomafana-Andringitra*. Doctorat ESSA, Université d'Antananarivo (Madagascar), 207 p.
- Randriamalala R.J., 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 ». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 155 : p. 182-193.
- Randrianarison A., 2009 : *Dynamique des écosystèmes forestiers en contact avec les savanes dans le corridor forestier de Fianarantsoa. (Sahabe-Ambohimahamasina)*. DEA Ecologie Végétale, Département de Biologie et Ecologie Végétales, Université d'Antananarivo (Madagascar). Programme MEM (IRD/Université de Fianarantsoa), 70 p. + annexes.
- Ravoavy L.N., Messerli P., 2001 : « La culture sans brûlis, une possibilité d'alternative au tavy ? Résultats des essais effectués dans la région de Beforona-Cote Est », dans S. Razanaka, M. Grouzis, P. Milleville, B. Moizo, C. Aubry (eds.), *Sociétés paysannes, transitions agraires et dynamiques écologiques dans le sud-ouest de Madagascar*. Antananarivo : Actes de l'atelier CNRE/IRD, 8-10/11/1999 : p. 293-304.
- Ross R., 1954 : « Ecological studies on the rain forest of southern Nigeria. III. Secondary succession in the Shasha reserve ». *Journal of Ecology*, 42(2) : p. 259-282.
- Serpantié G., Rakotonirina A., Carrière S., Rakotondramanana M., Ramarorazana B., 2007 : « Origines climatiques et humaine des couloirs forestiers », dans G. Serpantié, Rasolofoharinoro, S. Carrière (eds), *Transitions agraires, dynamiques écologiques et conservation : le «corridor» Ranomafana-Andringitra Madagascar*. Antananarivo : Actes du séminaire GEREM, 9-11 novembre 2006, p. 47-56.
- Skole D., Tucker C., 1993 : « Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon: satellite data from 1978 to 1988 ». *Science*, 260 (5116) : p. 1905-1910.
- 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 nutrient availability ». *Agroforest Syst.*, 77 : p. 107-122.
- Styger E., Rakotondramasy H.M., Pfeiffer 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 ». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 119 : p. 257-269.
- Toky O.P., Ramakrishnan P.S., 1983 : « Secondary succession following slash and burn agriculture in Northeastern India. II. Nutrient cycling ». *Journal of Ecology*, 71 : p. 747-757.
- Tran P., Marincioni F., Shaw R., 2010a : « Catastrophic flood and forest cover change in the Huong river basin, central Viet Nam: a gap between common perceptions and facts ». *J. Environ. Manag.*, 91(11) : p. 2186-2200.
- Tran V.D., Osawa A., Nguyen T.T., 2010b : « Recovery process of a mountain forest after shifting cultivation in Northwestern Vietnam ». *Ecol Manag.*, 259 : p. 1650-1659.
- Tran V.D., Osawa A., Nguyen T.T., Nguyen B.V., Bui T.H., Cam Q.K., Le T.T., Diep X.T., 2011 : « Population changes of early successional forest species after shifting cultivation in Northwestern Vietnam ». *New Forest*, 41 : p. 247-262.

Détection de changement de l'occupation du sol dans une commune à la périphérie de la forêt humide de Fianarantsoa

Land use change in a commune of Fianarantsoa humid forest

A. ANDRIANARIVO ¹
É DELAÎTRE ²
A-É LAQUES ²
S. M. CARRIÈRE ³
D. HERVÉ ³

(1) Département de Géographie, Université d'Antananarivo, BP 907, Antananarivo 101, Madagascar

(2) Institut de Recherche pour le Développement (IRD UMR 228), Maison de la Télédétection - 500 rue Jean-François Breton, 34093 Montpellier, France

(3) Institut de Recherche pour le Développement (IRD UMR 220), BP 64501, 34394 Montpellier, France

Résumé

Cartographier et suivre la dynamique de la superficie forestière et de l'occupation du sol à la périphérie de la forêt humide malgache est l'une des préoccupations des décideurs et des institutions impliquées dans le domaine de l'environnement. Une commune rurale est choisie, Androy (Région Haute Matsiatra), dans la zone périphérique du parc de Ranomafana, pour la part de forêt de son territoire. Les changements d'occupation du sol et l'évolution du couvert forestier sont analysés dans cette commune sur 20 ans, à partir de deux images SPOT : SPOT5 de 2009 et SPOT1 de 1989. La méthode utilisée de classification des images par arbre de décision est détaillée ainsi que l'obtention des classes d'occupation du sol sur lesquelles porte la détection de changement. L'algorithme de détection de changement repose sur la superposition spatiale des résultats des classifications aux deux dates. Les résultats de la matrice de transition sont discutés et des recommandations sont suggérées.

Mots clés : détection de changement, forêt humide, occupation du sol, SPOT

Abstract

Map and monitor the dynamics of the forest area and land use on the outskirts of the Madagascar rainforest is one of the concerns of policy makers and institutions involved in the field of the environment. A rural community is chosen, Androy (Haute Matsiatra Region) in the peripheral zone of Ranomafana park for the part of forest territory. Changes in land use and forest cover are analyzed in this community for 20 years, from two SPOT images: SPOT5 of 2009 and SPOT1 1989. The method used for image classification decision tree is detailed as well as obtaining the land use classes to which the change detection is applied. The change detection algorithm is based on spatial superposition of the results of both classifications, 1989 and 2009. The results of the transition matrix are discussed and recommendations are suggested.

Keywords: change detection, rainforest, land use, SPOT

Introduction

À Madagascar, depuis l'indépendance en 1960, la problématique de la conservation du patrimoine forestier est au centre des préoccupations des pouvoirs publics. Dans le but de mieux conserver son patrimoine forestier, l'État malgache a favorisé la création d'un réseau dense d'aires protégées qui couvre près de 2 000 000 d'hectares, et s'est même engagé à tripler cette superficie pour atteindre 6 000 000 ha. La forêt humide à l'Est de Fianarantsoa – désignée par le décret de septembre 2006 « corridor forestier d'Ambositra-Vondrozo (COFAV) » – figure sur la liste des forêts à ériger en aire protégée. Ce corridor était destiné à relier entre eux les parcs de Ranomafana, Andringitra et Ivohibe. La localisation du COFAV le place à cheval sur plusieurs régions car le corridor représente une frontière entre pays Betsileo à l'Ouest et pays Tanala à l'Est. Nous partons donc de l'intersection entre ce domaine forestier et une seule de ces régions, la Haute Matsiatra à l'Ouest (Carte A1), soit un ensemble de 10 communes concernées par la forêt (Carte A2).

D'après la FAO, le taux de déforestation tropicale a été en moyenne de 0,6 % par an entre 1990 et 1995, soit une perte annuelle de près de 14 millions ha (FAO, 1999 cité par Tsayem *et al.*, 2002). La divergence des sources de données et des méthodes de traitement, ajoutée aux difficultés de collecte et d'harmonisation, entraînent souvent des différences notables dans les différentes évaluations des superficies déforestées (Lambin 1994 cité par Tsayem *et al.*, 2002). Avec l'acquisition et la fourniture régulière d'images satellitaires depuis 1972, la télédétection a été perçue comme une source d'informations renouvelables permettant d'affiner ces évaluations. Ainsi, lors de la conférence des Nations Unies tenue à Stockholm en 1972, elle fut suggérée comme outil de « suivi global direct ». Dès lors, plusieurs projets de cartographie ont été mis en place par les organismes internationaux et les agences de coopération et de développement (FAO, 1980, 1990 et 1996 cités par Tsayem *et al.*, 2002). Les techniques de détection de changement (soustraction d'images, corrélation, rectification spatiale, etc.) sur les images numériques ont été mises en œuvre par Lillestrand dès 1972. Elles intègrent les techniques du traitement de données satellites : correction radiométrique, correction géométrique, classification et extraction des formes (Ashbindu, 1989).

Dans cette contribution, les différentes étapes de la méthodologie adoptée sont détaillées et discutées en se limitant à la comparaison entre deux dates pour une seule commune, la commune d'Androy. L'intervalle de 20 ans permet de comparer la situation avant et après la création de l'aire protégée de Ranomafana qui date de 1991. Le changement d'occupation du sol est analysé à partir de la comparaison de deux images satellitaires prises le même mois de juin à 20 ans d'intervalle (1989-2009).

Matériels et méthodes

ZONE D'ÉTUDE

Le corridor forestier Ranomafana-Andringitra est localisé dans le Centre-sud-est de Madagascar. Il est situé entre 21°13' et 22°05' de latitude Sud et entre 47°05' et 47°25' de longitude Est, dans le haut bassin de la rivière Matsiatra. La forêt qui le compose est du type dense humide sempervirent de moyenne altitude, série à *Weinmannia* et *Tambourissa* selon la division biogéographique de Madagascar de Humbert et Cours-Darne (1965). Sur le plan administratif, la zone d'étude est située à la limite Est des régions de Haute-Matsiatra et à la limite ouest de la région de Vatovavy Fitovinany.

Dans la région Haute Matsiatra située dans le Centre-sud-est de Madagascar en limite entre les hautes terres centrales à l'Ouest et le corridor forestier à l'Est (Carte A1), Parmi les 10 communes forestières entre les parcs de Ranomafana et d'Andringitra (Carte A2), le traitement des images de la commune d'Androy (Carte A2) vise à détecter les changements d'occupation du sol entre 1989 et 2009.

DONNÉES EXISTANTES

Dans notre traitement, nous nous sommes appuyés sur des données cartographiques et vectorielles de l'Institut Géographique et Hydrologique National (FTM). Ainsi nous avons utilisé l'Inventaire Écologique et Forestier National (IEFN) qui est une carte d'occupation du sol au niveau national à l'échelle 1/1 000 000^e produite en 2006. Les limites administratives, les limites des aires protégées existantes, les villages, les courbes de niveau et les cours d'eau sont issus des bases de données géographiques au 1/100 000^e et au 1/500 000^e.

Comme document de travail de référence nous avons utilisé l'estimation de l'évolution de la couverture des forêts naturelles en 1990-2000-2005 produite par MEFT *et al.* en 2009 ; et l'évolution entre 2005 et 2010 produite par l'ONE *et al.* en 2013.

IMAGES SATELLITAIRES

Les images satellitaires proviennent du satellite Système Pour l'Observation de la Terre (SPOT), de "Airbus Defence and Space" (ADS), obtenues dans le cadre du programme ISIS d'incitation à l'utilisation scientifique des images SPOT. Les images SPOT5 2009, multispectrales à 10 m (XS) et panchromatique à 2,50 m (PAN), sont combinées pour pouvoir travailler à une échelle spatiale la plus fine possible tout en gardant des signatures spectrales capables de différencier les classes d'occupation du sol auxquelles l'analyse s'intéresse. Pour la date la plus ancienne de 1989, seule la version SPOT1 est disponible, avec une moindre résolution spatiale, celle d'une image panchromatique à 10 m combinée à une image multispectrale à 20 m.

MÉTHODES

Sur le terrain

Le long de transects parcourus en voiture ou à pied, on identifie les principaux composants paysagers : forêt dense, forêt claire ou dégradée, bois d'eucalyptus dense, eucalyptus sur souche, plantation de pins et d'eucalyptus mélangés, éricacées, prairie permanente (*kifafa*), culture, jachère herbacée (*kilanjy*), sol nu / roche, rizière, plan d'eau / rivière. Ces composants sont géolocalisés à l'aide du dispositif du *Global Positioning System* (GPS) en début et en fin de chaque unité où ils sont observés *in situ*. Les transects parcourus sont eux-mêmes géolocalisés de façon continue par GPS (mode track).

Les composants paysagers de l'image 2009 ont été vérifiés pendant des observations sur le terrain effectuées en décembre 2011 et juin 2012. Par contre pour l'image 1989, les ROI ont été construits par photo-interprétation de la composition colorée.

Au retour du terrain

On affiche les tracés des parcours journaliers sur Google Earth ainsi que dans un SIG contenant les images SPOT prétraitées en fausses couleurs, afin de rechercher les correspondances entre les composants observés sur le terrain et les agrégats de pixels qui se différencient sur l'image. Des polygones (qui seront utilisés par la suite comme, *Region Of Interest*, ROI, dans ENVI) sont ensuite tracés sur les images du satellite SPOT afin de délimiter les classes d'occupation du sol homogènes issues des observations de terrain. Une dizaine de polygones ont été créés par catégorie d'occupation du sol, chaque polygone se compose en moyenne de 100 pixels.

Méthode de classification

Nous étudions les dynamiques sur 20 ans entre 1989 (25/06/1989) et 2009 (26/06/2009), le mois de juin se situant en saison sèche. La figure B1 indique le déroulement des étapes de prétraitement en distinguant d'une part les images panchromatiques et les indices de texture (Dedieu et al., 1997), d'autre part les images multispectrales et les indices radiométriques (végétation, humidité, couleur) (Jackson and Huete, 1991). La seconde étape correspond au traitement, c'est-à-dire la réalisation de la classification des images et la troisième étape le post-traitement, c'est-à-dire la détection de changement.

Tableau I : Liste des indices radiométriques

- Indices de végétation
RVI: <i>ratio vegetation index</i> ,
PVI: <i>perpendicular vegetation index</i> ,
SAVI: <i>soil adjusted vegetation index</i> ,
MSAVI: <i>modified soil vegetation index</i> ,
MSAVI 2: <i>modified soil vegetation index 2</i> ,
TSAVI: <i>transformed soil vegetation index</i> ,
GEMI: <i>global environment monitoring index</i> ,
WDVI: <i>weighted difference modified vegetation index</i> ,
IPVI: <i>infrared percentage vegetation index</i> ,
TNDVI: <i>transformed normalized difference vegetation index</i> ,
AVI: <i>angular vegetation index</i> ,
NDVI: <i>normalized difference vegetation index</i> (Rousse et al., 1973).
- Indices de sol et de couleur
RI: <i>redness index</i> ,
CI: <i>color index</i> ,
BI: <i>brightness index</i> ,
BI 2: <i>brightness index 2</i> .
- Indices d'humidité
NDWI: <i>normalized difference water index</i> (Gao, 1996),
NDWI 2: <i>normalized difference water index 2</i> (Mc Feeters, 1996),
MNDWI: <i>modified normalized difference water index</i> (Xu, 2006),
NDPI: <i>normalized difference pond index</i> (Lacaux et al., 2007),
NDTI: <i>normalized difference turbidity index</i> (Lacaux et al., 2007).

Tableau II : Liste des indices de texture (Kennel, 2011)

- <i>Harralick 1</i> (calculé pour chaque bande, multispectrale et panchromatique)
<i>Energy</i>
<i>Entropy</i>
<i>Correlation</i>
<i>Inverse difference moment</i>
<i>Inertia</i>
<i>Cluster pro</i>
<i>Cluster shade</i>
<i>Harralick correlation</i>
- <i>Structural Feature Set</i> (SFS) (calculé pour chaque bande, multispectrale et panchromatique)
<i>Length</i>
<i>Width</i>
<i>Pixel Shape Index (PSI)</i>
<i>Weighted mean</i>
<i>Ratio</i>
Standard Deviation (<i>SD</i>)
- <i>Harralick 2</i> (calculé pour chaque bande, multispectrale et panchromatique)
<i>Variance</i>
<i>Mean</i>
<i>Sum average</i>
<i>Sum variance</i>
<i>Sum entropy</i>
<i>Difference entropy</i>
<i>Difference variance</i>
<i>Information correlation</i>
<i>Information correlation 2</i>
- <i>PanTex</i> (calculé à partir de la bande panchromatique)

ÉTAPE 1 : Calcul des indices

Des indices sont calculés à partir des canaux bruts des images satellitaires. Nous prenons ensuite les valeurs moyennes de chaque polygone construits à partir des ROI dans chaque indice (sous ENVI). Sous le logiciel Monteverdi du CNES, nous procédons à des calculs d'indices. À partir de l'image multispectrale, nous calculons des indices radiométriques (Tableau I) : indices de végétation, indices d'humidité, indices de couleur pour le sol, la roche et le bâti. À partir de l'image panchromatique, nous calculons les indices de texture (Tableau II): Haralick 1 et 2 (Haralick *et al.*, 1973), PanTex et SFS (Xin Huang *et al.*, 2007).

À partir de ces valeurs obtenues pour les indices, nous effectuons une série d'analyses multivariées sous le logiciel R.

a. Analyse en Composantes Principales (ACP)

➔ L'ACP est une méthode utilisée pour réduire p variables quantitatives corrélées en un nombre q de variables non corrélées de telles manières que les q variables soient des combinaisons linéaires des p

variables initiales, que leur variance soit maximale et que les nouvelles variables soient orthogonales entre elles suivant une distance particulière.

➔ L'ACP nous permet simplement d'éliminer les indices qui seraient corrélés positivement ou négativement, et de n'en sélectionner qu'une dizaine parmi les quarante calculés (Tableaux 1 et 2). Les calculs sont faits à partir des valeurs moyennes obtenues pour chaque classe d'occupation du sol relevée sur le terrain (ROI).

b. Classification Ascendante Hiérarchique (CAH)

➔ La CAH est une méthode d'attribution de classe ou catégorie à des objets (ou individus) en se basant sur des données statistiques. Elle est surtout utilisée dans le domaine de la description des données multidimensionnelles. À partir d'un ensemble Ω de n individus, son but est de répartir ces individus dans un certain nombre de classes. La méthode suppose qu'on dispose d'une mesure de dissimilarité entre les individus ; dans le cas de points situés dans un espace euclidien, on peut utiliser la distance comme mesure de dissimilarité.

➔ À l'issue de la CAH nous obtenons des dendrogrammes (Figures C1, C2 et D1, D2) qui nous renseignent sur les différents groupes d'individus (les ROI) distingués en utilisant les variables (les indices) sélectionnées lors de l'ACP.

c. Test de ROC (*Receiving Operating Characteristics*)

La fonction d'efficacité du récepteur ou caractéristique de fonctionnement du récepteur ou caractéristique de performance (d'un test) ou courbe sensibilité/spécificité ou, plus fréquemment encore appelée la courbe ROC, est une mesure de la performance d'un classificateur binaire, c'est-à-dire d'un système qui a pour objectif de catégoriser des entités en deux groupes distincts sur la base d'une ou plusieurs de leurs caractéristiques. Graphiquement, on représente souvent la mesure ROC sous la forme d'une courbe qui donne le taux de vrais positifs (sensibilité : fraction des positifs qui sont détectés correctement en fonction du taux de faux positifs, c'est-à-dire la fraction des négatifs qui sont détectés incorrectement pour ce même groupe).

Elle est aussi utilisée pour estimer la valeur seuil optimale d'un test en tenant compte des données introduites en entrée, pour séparer les deux groupes d'individus.

➔ Pour le traitement, deux valeurs sont importantes : l'« *area under the curve*, aire sous la courbe » qui indique la pertinence de la variable testée pour un nœud donné du dendrogramme de la CAH ; et le « *threshold*, valeur seuil » qui donne la meilleure valeur pour séparer les 2 groupes testés (les ROI).

Dans cette étude nous avons utilisé l'algorithme non-paramétrique basé sur l'arbre de décision intégré nativement dans le logiciel ENVI de la société EXELIS VIS. Nous avons utilisé ce classificateur à cause de sa maniabilité. Les paramètres sont à introduire par l'utilisateur à partir des observations réalisées sur le terrain lors des deux missions de 2012 et 2013.

Chaque nœud du dendrogramme de la CAH a deux branches, en fonction d'un test réalisé sur un ou plusieurs indices (oui/non). Les courbes de ROC sont calculées pour chaque nœud du dendrogramme afin de définir les valeurs seuil des tests (oui/non). C'est ce qui a conduit à définir un arbre de décision pour chaque date (Figure C3 pour 1989 et figure D3 pour 2009).

ÉTAPE 2 : Application de l'arbre de décision

Dans cette étape, nous effectuons la classification. Comme algorithme nous utilisons le classificateur non-paramétrique par arbre de décision. L'intérêt de ce classificateur est qu'il n'y a pas de paramètres intégrés *a priori*. En outre, nous pouvons intervenir sur chaque nœud. L'arbre de décision est élaboré suivant le groupe de ROIs individualisés, que nous nommons « classes », dans les dendrogrammes que nous avons obtenus de la CAH. Nous utilisons à chaque nœud les variables les plus pertinentes et en appliquant la meilleure valeur seuil donnée par le test de ROC.

ÉTAPE 3 : Post-traitement

Nous calculons, pour chaque date, la matrice de confusion qui permet d'analyser le résultat obtenu par rapport aux classes testées, en termes de performance et ainsi détecter les classes qui posent des

problèmes. Par la suite s'il le faut, pour améliorer le résultat, nous combinons les classes les plus proches du point de vue radiométrique, et qui par conséquent créent des confusions.

Enfin, nous construisons à partir des deux classifications obtenues, la matrice de transition. Nous créons des polygones correspondant aux nuages et les enlevons de la combinaison pour les intégrer directement dans le résultat de chaque classification.

Les classifications sont exportées au format Grid pour être traitées sous le logiciel ArcGIS de la société ESRI. Pour décrire les changements d'occupation du sol intervenus entre 1989 et 2009, la méthode de la matrice de transition a été utilisée. La matrice de transition entre deux états (t0 et t1) est obtenue à partir des valeurs données par les logiciels de SIG et traitées dans Excel (Bamba *et al.*, 2008). Ces valeurs proviennent de la superposition des deux cartes grâce à un logiciel de SIG (ici la fonction « Combine Raster » de ArcGIS) en vue de détecter les changements opérés dans l'occupation du sol entre deux dates. La méthode de comparaison des classifications de deux scènes acquises à des dates différentes (Mas, 2000 ; Lu *et al.*, 2004) a été choisie pour détecter des changements de l'occupation du sol. Elle assigne d'abord des classes et détecte ensuite les changements d'occupation du sol entre ces classes, que l'on peut représenter sous forme de cartes (Yaun and Elvidge, 1998).

Résultats

ANNÉE 1989

À la suite de l'ACP, nous gardons moins d'une dizaine d'indices et la bande panchromatique dans les canaux bruts de l'image (Tucker, 1979). Dans les indices radiométriques nous gardons : NDVI (Rouse et Haas, 1973), NDWI, NDWI2 et RVI ; dans les indices texturaux nous gardons le PanTex.

Classification Ascendante Hiérarchique

À partir de la CAH, nous obtenons deux dendrogrammes : la figure C1 est calculée avec les indices radiométriques, et la figure C2 est calculée avec les indices texturaux. Les indices radiométriques séparent d'abord les classes "arboré" et "herbacé" (Figure C1). Dans "herbacé", la classe « Eau » est séparée des autres classes au niveau du nœud N2.1. Au niveau du nœud N3.1, les groupes « Brûlis », « Kifafa » et « Rizière » se séparent de « Culture » et « Rizière ».

Les indices texturaux affinent les classes dans "arboré" (Figure C2). Puisque la première séparation se fait dans la branche des indices radiométriques, le traitement de la partie arborée commence tout de suite au niveau 2. Au niveau du nœud N2.2, « Bois » est alors séparé de « Recrû », et la classe « Forêt » est déclinée en plusieurs classes au niveau du nœud N3.2.

Classification

L'arbre de décision aboutit à huit classes (Figure C3 et carte A3)

Dans la partie "herbacée", 5 classes sont identifiées : Rizière (classe 3), Eau (classe 2), Brûlis (classe 4), Culture (classe 5), Kifafa + Culture (classe 6). Cette dernière classe résulte d'un mélange mais est qualifiée de Kifafa car la prairie est dominante.

Dans la partie « arborée », 3 classes sont séparées : Forêt naturelle (classe 1), Recrû (classe 8), Bois (classe 7). Cette dernière classe résulte d'un mélange de reboisement (Eucalyptus + Pinus) et de plantations pérennes que les indices utilisés n'arrivent pas à séparer.

ANNÉE 2009

À la suite de l'ACP, nous gardons moins d'une dizaine d'indices et le moyen infra-rouge (MIR) dans les canaux bruts de l'image. Dans les indices radiométriques nous gardons : NDVI, GEMI et BI ; dans les indices texturaux nous gardons le PanTex et SFS length.

Classification Ascendante Hiérarchique

Nous obtenons deux dendrogrammes : un calculé avec les indices radiométriques (Figure D1), et l'autre calculé avec les indices texturaux (Figure D2).

Comme pour l'image de 1989, les indices radiométriques séparent "arboré" et "herbacé + minéral" (Figure D1). Dans "herbacé + minéral", les groupes « Eau » et « Rizière » se séparent des autres classes au niveau du nœud N2.1. Au niveau du nœud N3.1, « *Kifafa* (Prairie) » se sépare de « Culture ».

Les indices texturaux détaillent la partie "arboré" (Figure D2). Au niveau du nœud N2.2, les branches « Forêt Dense » et « Eucalyptus » se séparent de celles de « Recrû », « Forêt dégradée » et « Plantation ». Au niveau du nœud N3.3, « Plantation » se distingue de « Forêt dégradée » et « Recrû » qui se séparent à leur tour au niveau du nœud N4.1.

Classification

L'arbre de décision aboutit à huit classes (Figure D3 et carte A4) :

- 3 classes dans la partie "herbacé" : Rizière et Eau libre (ri) (classe 6), Culture (cu) (classe 8), Prairie ou Kifafa (ki) (classe 7) ;
- 5 classes dans la partie "arboré" : Forêt dense (fd) (classe 1), Forêt dégradée (fc) (classe 5), Recrû (re) (classe 2), Plantation pérenne (pl) (classe 4), Eucalyptus (eu) (classe 3).

Nous constatons sur la figure D4 que 5 ensembles de courbes se distinguent sur les 4 canaux bruts de l'image multispectrale d'origine. Culture + Rizière-Eau + Mosaïque ont globalement les mêmes trajectoires mais se différencient entre elles. 2 groupes de classes : (1) Forêt dense et Eucalyptus, (2) Forêt dégradée, Recrû et Plantation, ont la même courbe mais se séparent. L'interprétation de la figure D4 dépend des seuls canaux bruts.

POST-TRAITEMENT

Combinaison des deux classifications

Cette combinaison a été réalisée par superposition spatiale des 2 rasters sous ArcGIS qui correspondent aux résultats des deux classifications auxquelles est rajoutée la délimitation des nuages. Nous obtenons 166 signatures (carte B2). Chaque signature ou classe-type de transition est représentée par un certain nombre de pixels.

Regroupement de 8 classes à 5 classes

Nous avons fait le choix de regrouper de 8 classes à 5 classes selon leur proximité thématique plutôt que leur proximité spectrale. Nous discutons ensuite cette séparation thématique en fonction de la séparabilité du point de vue spectral. Pour procéder à ce regroupement de classes, nous nous référons aux figures des signatures spectrales des classes.

Afin d'avoir une matrice de transition avec la même légende pour la carte des changements d'occupation du sol, nous procédons à un regroupement thématique des classes (Tableau III). Les classes ainsi obtenues correspondraient au niveau 2 de l'arbre de décision. La classification dirigée – algorithme par arbre de décision – est simplifiée par le regroupement des classes :

- la classe « Forêts » est la fusion de 'Forêt dense' et de 'Forêt dégradée',
- la classe « Bois » est un regroupement de 'Eucalyptus' et de 'Plantation',
- la classe « Mosaïque » est un regroupement de 'Culture' et de 'Prairie (*kifafa*)',

- la classe « Rizière » est un regroupement de 'Rizière' et de 'Eau'.

Tableau III : Regroupement de 8 à 5 classes d'occupation du sol

Classe	Occupation du sol	2009	1989
I	Forêts	1 + 5 (forêt dense + forêt claire)	1 (forêt dense, forêt claire)
II	Recrû	2	8
III	Bois + Plantation	3 + 4 (eucalyptus + pin)	7 (Bois, Plantation)
IV	Culture + Kifafa	7 + 8 (ki + cu)	4 + 5+ 6 (brulis, cu, ki)
V	Rizière + eau	6	2 + 3 (ea + ri)

DÉTECTION DE CHANGEMENT 1989-2009

La matrice de transition (Tableau IV) représente le croisement des cinq classes entre les deux dates de 1989 et de 2009, une fois éliminés les nuages (Carte B2). En colonne, le pourcentage de pixels de l'image de l'occupation du sol en 1989 qui se retrouve dans les classes de 2009 en ligne. En diagonale, le pourcentage des pixels inchangés, restés dans la même classe en 2009.

Tableau IV : Matrice de transition entre 1989 et 2009

% de pixels	2009					Total	
	Forêt	Recrû	Bois	Culture	Rizière		
1989	Forêt	50,90	0,85	37,91	10,33	0,01	100
	Recrû	50,58	2,03	33,11	14,26	0,01	100
	Bois	48,94	3,17	29,57	18,17	0,14	100
	Culture	30,84	2,88	24,89	41,09	0,30	100
	Rizière	5,05	0,44	3,27	83,74	7,51	100

Pour avoir une idée sur les valeurs de chaque classe et chaque transition dans notre carte, nous calculons le pourcentage du nombre de pixels de chaque transition sur le nombre total de pixels de la classification.

Le tableau V donne le pourcentage du nombre de pixels de chaque transition (cellule) sur le nombre total de pixels de l'image. Ainsi nous constatons que la transition « Rizière » → « Forêt », que nous estimons comme impossible même en 20 ans, est en fait constituée de pixels isolés répartis sur toute l'image.

Tableau V : Pourcentage de chaque transition par rapport au nombre total de pixels

	2009					Total	
	Forêt	Recrû	Bois	Culture	Rizière		
1989	Forêt	7,48	0,12	5,57	1,52	0,00	14,70
	Recrû	4,81	0,19	3,15	1,35	0,00	9,50
	Bois	2,10	0,14	1,27	0,78	0,01	4,29
	Culture	20,12	1,88	16,23	26,8	0,19	65,22
	Rizière	0,32	0,03	0,21	5,26	0,47	6,28
Total	34,82	2,36	26,43	35,71	0,67	100	

La transition « Rizière » → « Culture » vient de la confusion entre rizière sèche et culture et ne peut pas s'interpréter comme une véritable transition d'occupation du sol, mais comme une confusion radiométrique (deux pratiques culturales peuvent avoir à un moment donné le même état de surface, et donc la même radiométrie). Généralement, la rizière reste stable à 90 %. En 20 ans, il est impossible qu'elle se transforme en forêt car lors de son installation elle est complètement dessouchée. Les études antérieures (Hervé *et al.*, 2007) montrent que la rizière reste rizière quel que soit le pas de temps, et dans leur modèle, une flèche partant de rizière n'existe pas dans la réalité.

Calcul des surfaces

Chacun des pixels de la classification ayant une taille de 2,50 m x 2,50 m, nous estimons la superficie de chaque classe de transition en multipliant le nombre de pixels par leur taille (Tableau VI).

Tableau VI : Estimation des superficies des changements (m²) entre 1989 et 2009

		2009					Total (Ha)
		Forêt	Recrû	Bois	Culture	Rizière	
1989	Forêt	30 242 669	504 800	22 526 631	6 137 056	7 363	5 942
	Recrû	19 433 425	781 638	12 720 100	5 477 119	5 200	3 842
	Bois	8 496 156	551 075	5 133 200	3 155 119	24 400	1 736
	Culture	81 336 238	7 605 106	65 633 619	108 344 613	780 956	26 370
	Rizière	1 283 256	111 594	829 994	21 276 513	1 907 831	2 541
	Total (Ha)	14 079	955	10 684	14 439	273	40 431

La classe « Bois » inclut « reboisement » (eucalyptus, pin et acacia) et « plantation pérenne » (bananier, canne à sucre et plantation de thé de Sahambavy). En 2007, Hervé *et al.*, ont montré que des parcelles cultivées en plantation pérenne resteront définitivement en plantation ; et les parcelles reboisées resteront dans cet état jusqu'à ce que les arbres atteignent une hauteur d'environ 10 m exploitable pour le bois. Normalement il n'y a pas de transition « Culture » → « Forêt » mais plutôt « Recrû » → « Forêt ». L'écart de 20 ans entre les deux dates laisse supposer que plusieurs transitions se sont succédées, mais reste insuffisant pour une régénération en forêt après une phase de culture.

Il en est de même pour la transition « Forêt » → « Bois », qui n'existe pas dans la réalité. Les plantations se font normalement sur Culture ou sur Kifafa mais pas sur Forêt. Par contre, une culture pérenne après une défriche de la forêt est plausible dans un délai de 20 ans.

Dans 100 pixels trouvés comme forêt en 2009 alors qu'ils ne l'étaient pas en 1989 (voir matrice de transition), 73 proviennent de culture, 18 de recrû, 8 de bois et 1 de rizière.

Discussion

La proportion des pixels mal classés est plus élevée en 1989 qu'en 2009.

La transformation d'une parcelle de forêt en 1989 en plantation ou reboisement en 2009, représentée par la classe « bois », est la transition la plus représentative dans cette zone (77 %). C'est pourtant la moins probable car, après le défrichage de la forêt et sa mise en culture, il faudrait que l'état de fertilité ne permette plus la poursuite de la culture pour qu'on pense à replanter, et enfin au moins 10 ans pour qu'une plantation apparaisse visible avec une réponse spectrale sur l'image de 2009.

La surreprésentation de la classe « rizière » en « culture » entre les deux dates est due à un effet saisonnier. En effet, les deux images étant prise au mois de juin en saison sèche, les rizières prennent l'aspect d'un tapis herbeux qui les rapprochent d'un point de vue spectral au « kifafa (savane ou prairie) » ; les pixels restant classés en rizière correspondent à des eaux libres.

Selon Hervé *et al.* (2007), les rizières ne peuvent être issues que de la transformation des bas-fonds ou marais, le pourcentage de classes qui deviennent « rizières » suit cette logique.

La classe « Recrû » qui correspond à la jachère post-culturelle est sans aucun doute la classe la plus hétérogène et celle qui est à utiliser avec prudence. En 20 ans, plusieurs cycles culturels se sont écoulés, et les pixels qui sont restés en « recrû » ne représentent que 2 % des pixels qui étaient initialement en « recrû ». Mais le « recrû » étant un état de transition, pour les pixels affectés à cette classe, différents états et transitions se seraient succédé en 20 ans.

Sur un plan méthodologique, le procédé de construction de l'arbre de décision reproduit le modèle et l'information contenus dans les dendrogrammes des CAH. Dans notre démarche, il s'agit de se donner la possibilité d'intervenir sur chaque nœud avec un indice et une valeur seuil précis.

Nous suggérons cependant l'utilisation d'une ou de deux dates intermédiaires pour suivre les probables transitions existantes entre 1989 et 2009.

Conclusion

Nous avons présenté une chaîne de traitement d'images SPOT multidates pour détecter les changements d'occupation du sol en milieu forestier et péri-forestier tropical humide entre deux dates. La chaîne commence par le calcul d'indices radiométriques et texturaux à partir des canaux bruts de l'image. Ensuite, parmi tous ces indices, les plus pertinents sont sélectionnés pour discriminer nos groupes de ROI qui correspondent pour la date la plus récente à des relevés de terrain, et pour la date la plus ancienne à la photo-interprétation de l'image. Les regroupements des différents ROI se font automatiquement par CAH. Des arbres de décision sont ensuite construits en fonction des nœuds des dendrogrammes pour distinguer différentes classes selon les groupes discriminés par un indice donné avec une valeur donnée calculée préalablement par les courbes de ROC. Puis les classes qui font confusion sont regroupées thématiquement, ce qui simplifie le travail d'analyse par rapport au but recherché, enfin sont détectés les changements d'assignation de chaque pixel en vingt ans. Pour les classes « Recrû » et « Rizière » se pose le problème de l'hétérogénéité dans le temps et dans l'espace.

Les dates des images délimitant une période de 20 ans, les changements d'occupation du sol ne peuvent pas s'interpréter comme une transition directe sinon comme une succession de transitions au cours de ces 20 ans. Par ailleurs, les images ayant des résolutions spatiales différentes (20 et 10 m pour 1989, 10 et 2,5 m pour 2009), les qualités de la classification diffèrent, ce qui rend leur comparaison délicate. Nous proposons pour la suite d'analyser de nouveau les transitions sur une dizaine d'années en utilisant d'autres images à des dates intermédiaires, 1999 ou 2004 par exemple après vérification de leur existence. La qualité de la classification pourrait être améliorée en énonçant des règles ou critères de répartition spatiale de l'occupation du sol (proximité spatiales de certaines classes par rapport à certains objets, forme). Une autre possibilité est de procéder à une segmentation et en utilisant l'algorithme de classification orientée objet.

Nous proposons en outre l'utilisation des modèles numériques de terrain pour l'extraction des talwegs afin d'obtenir une classe « Rizière » plus conforme à la réalité et indépendante de son utilisation qui est variable dans le temps (labour, rizière inondée, riz récolté, culture de contre-saison).

Références bibliographiques

- Ashbindu S., 1989 : « Review Article Digital change detection techniques using remotely-sensed data ». *International Journal of Remote Sensing*, 10(6) : p. 989-1003.
- Bamba I., Mama A., Neuba D. F. R., Koffi K. J., Traoré D., Visser M., Sinsin B., Lejoly J., Bogaert J., 2008 : « Influence des actions anthropiques sur la dynamique spatio-temporelle de l'occupation du sol dans la province du Bas-Congo (R.D. Congo) ». *Sciences & Nature*, 5(1) : p. 49-60.
- Dedieu, Bornicchia F., Kerkache R, Pella H., 1997 : « Apport des informations de texture en télédétection pour l'étude de l'occupation des sols ». *Revue de géographie alpine*, 85(3) : p. 9-26.
- Durrieu S., Boureau J.G., 1997 : « Détection de changements forestiers a l'aide d'images satellitales ». *Forêt méditerranéenne*, XVII (3) : p. 242-244.
- Gao B. C., 1996 : « NDWI A Normalized Difference Water Index for Remote Sensing of Vegetation Liquid Water From Space ». *Remote Sensing of Environment*, 58 : p. 257-266.
- Haralick R.M., Shanmugan K., Dinstein I., 1973 : « Textural features for image classification ». *IEEE Transactions on systems, man and cybernetics*, vom SMC-3(6) : p. 610-621.
- Humbert H., Cours-Darne G., 1965 : *Notice de la carte de Madagascar. Carte Internationale du Tapis Végétal et des Conditions Ecologiques à 1/1.000.000è Cnrs/Orstom*. Extrait des travaux de la Section Scientifique et Technique de l'Institut Français de Pondichéry n° 6, 82 p. + 3 cartes.
- IEFN, 2006 : *Carte de la végétation de Madagascar*. Rapport d'activité Ministère de l'environnement, des eaux et forêts. Antananarivo Madagascar: FTM.
- Jackson R.D., Huete A.R., 1991 : « Interpreting vegetation indices ». *Preventive Veterinary Medicine*, 11 : p. 185-200.
- Jordan C.F., 1969 : « Derivation of leaf area index from quality of light on the forest floor ». *Ecology*, 50 : p. 663-666.
- Kennel P., 2011: *Segmentation d'images par texture. Application aux images satellites pour la caractérisation de l'occupation du sol*. These de Doctorat, LIRMM – CIRAD UMR AMAP – IFP.
- Lacaux J.P., Tourre Y.M., Vignolle C., Ndione J.A., Lafaye M., 2007 : « Classification of Ponds from High-Spatial Resolution Remote Sensing: Application to Rift Valley Fever Epidemics in Senegal ». *Remote Sensing of Environment*, 106 : p. 66-74.
- Lillestrand R., 1972 : « Techniques for change detection ». *IEEE Trans. on Computers*, 21(7) : p. 654-659.
- Lu D., Mausel P., Brondizio E., Moran E., 200 : « Change detection techniques ». *International Journal of Remote Sensing*, 25(12) : p. 2365-2407.
- Mas J.F., 1999 : « Monitoring land-cover changes: a comparison of change detection techniques ». *International Journal of Remote Sensing*, 20(1) : p. 139-152.
- McFeeters S.K., 1996 : « The use of the Normalized Difference Water Index (NDWI) in the delineation of open water features ». *International Journal of Remote Sensing*, 17 : p. 1425-1432.
- MEFT, USAID, CI, 2009 : *Evolution de la couverture de forêts naturelles a Madagascar, 1990-2000-2005*. Antananarivo : Conservation International.

N'Guessan E., Dibi N'Da H., Bellan M. F., Blasco F., 2007 : « Pression anthropique sur une réserve forestière en Côte d'Ivoire : apport de la télédétection ». *Télédétection*, 5(4) : p. 307-323.

ONE, DGF, FTM, MNP, CI, 2013 : *Évolution de la couverture de forêts naturelles à Madagascar 2005-2010*. Antananarivo : ONE, DGF, FTM, MNP, CI, 48 p.

Oszwald J., Kouacou Atta J.M., Kergomard C., Robin M., 2007 : « Représenter l'espace pour structurer le temps : approche des dynamiques de changements forestiers dans le sud-est de la Côte d'Ivoire par télédétection ». *Télédétection*, 7(1-2-3-4) : p. 271-282.

Rakotoarimanana R.S., Rakotoniaina S., Rakotondraompiana S., 2008 : « Algorithmes à arbre de décision appliqués à la classification d'une image satellitaire », dans Ratsivalaka S., Rakotondraompiana S. (eds.), *Résumé des communications aux Journées Scientifiques AUF Télédétection*. Antananarivo, p. 197-198.

Rouse J.W. Jr, Haas R.H., Schell J.A., Deering D.W., 1973 : *Monitoring the vernal advancement and retrogradation (green wave effect) of natural vegetation*. Prog. Rep. RSC 1978-1, Remote Sensing Center, Texas A&M Univ., College Station, nr. E73-106393, 93. (NTIS No. E73106393), 69 p.

Sako N., Beltrando G., Lazare Atta K., Dibi N'Da H., Brou T., 2013 : « Dynamique forestière et pression urbaine dans le Parc national du Banco (Abidjan, Côte d'Ivoire) ». *Vertigo*, 13(2) : 24 p.

Tsayem Demaze M., Fotsing J.-M., Huynh F., 2002 : « La déforestation dans la région de Saint-Georges de l'Oyapock (Guyane française) ». *Les Cahiers d'Outre-Mer*, 55 (218) : p. 197-222.

Tucker C.J., 1979 : « Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation ». *Remote Sensing of Environment*, 8 : p. 127-150.

Yuan D., Elvidge C., 1998 : « NALC Land Cover Change Detection Pilot Study: Washington D. C. Area Experiments ». *Remote Sensing of Environment*, 66(2) : p. 166-178.

50 ans d'occupation du sol parcellaire après abattis-brûlis (forêt ombrophile de l'est malgache)

Forest conversion in Eastern Malagasy, 50 years of plots use in small watersheds

D. HERVÉ¹

(1) Institut de Recherche pour le Développement (IRD UMR 220), BP 64501, 34394 Montpellier, France

Résumé

Pour comprendre le processus de déforestation, nous proposons de le suivre sur 50 ans en reconstituant l'historique cultural annuel d'une population de parcelles limitée par des bassins versants depuis l'usage actuel jusqu'au premier défrichement de la forêt. En lisière de la forêt humide du sud-est malgache, le défrichement des versants est relié à l'aménagement des bas-fonds en rizières. Le premier défrichement pour une mise en culture ouvre la parcelle à des successions culture-jachère jusqu'à l'abandon de culture. Au cours de ces successions d'autres états d'occupation du sol apparaissent : culture pérenne, boisement, herbe. Les défrichements, comme les autres précédents culturels alternatifs à la forêt, sont formalisés dans une dynamique entre six états d'occupation du sol (Forêt, Rizière, Culture, Jachère, Herbe, Plantation). La méthode de reconstitution historique est détaillée, qui combine des enquêtes rétrospectives, des observations de terrain en 2004-2006 et l'analyse de photos aériennes et d'images satellitaires en 1956-2008, afin de jalonner les derniers 50 ans (1956-2006) d'états d'occupation du sol de 235 parcelles suivies dans 3 petits bassins versants. Cette base de données des états annuels d'occupation du sol parcellaire renseigne sur les rythmes d'une déforestation par paquets, suivant les autorisations de défriche, et d'un aménagement continu des bas-fonds ; sur la quantité de forêt restant au bout de 50 ans ; sur le frein aux défrichements grâce au transfert de gestion, et enfin sur l'apparition récente et transitoire d'états herbacés. L'interprétation des dynamiques passées, recueillies dans un tel observatoire de l'occupation du sol, est utile pour anticiper si possible les évolutions futures.

Mots-clés : abattis-brûlis, bassin-versant, culture, forêt, herbe, historique de l'occupation du sol, jachère, parcelle

Abstract

To understand the process of deforestation, we propose to follow 50 years restoring annual cultural historical of a plot population limited by watershed from the current use until the first clearing of the forest. The edge of the rain forest on the south-eastern of Madagascar, clearing of the slopes in connection with the conversion of the shoals into rice-fields. The first clearing for cultivation opens the parcel to crop fallow successions until the abandonment of culture. During these successions other land states appear perennial crop, afforestation, grass. Clearings, like other previous alternative cropping to the forest, are formalized in a dynamic between six land use states (Forest, Rice, Culture, Fallow, Grass, Plantation). The historical reconstitution method is detailed, which combines retrospective surveys, field observations in 2004-2006 and analysis of aerial photographs and satellite images in 1956-2008, in order to stake the last 50 years (from 1956 to 2006) of land cover 235 plots monitored in three small watersheds statements. This plot database of annual land use ground states information on the rythms of deforestation packet according to clearing permits and continuous laying out of shoals, the amount of forest remaining after 50 years, on the brake to clearing through the management transfer, and finally the recent emergence of herbaceous as transient state. The interpretation of past dynamics, collected in such an observatory on land use, is useful to anticipate if possible future developments.

Keywords: slash and burn, watershed, crop, forest, herb, land use history, fallow, plot

Introduction

Les processus de déforestation en forêt tropicale restent difficiles à mesurer, sinon a posteriori. Les tentatives d'expliquer les phénomènes observés en croisant des interprétations d'images satellitaires avec des données statistiques sur les supposés facteurs de déforestation n'apportent pas une compréhension suffisante pour pouvoir agir sur ces facteurs (Sussman *et al.*, 1994 ; Harper *et al.*, 2007 ; Gorenflo *et al.*, 2011). On doit admettre qu'en milieu tropical, et à Madagascar en particulier, les efforts sont dédiés à la mesure de la déforestation plutôt qu'à l'étude de la régénération forestière et les mécanismes réels de conversion d'états de non forêt en forêt sont mal connus. Par ailleurs, des références manquent sur les dynamiques écologiques d'une jachère forestière au-delà de 30 ans d'âge d'abandon.

Pourtant la forêt ombrophile de l'est malgache a été particulièrement étudiée (Pfund, 2000) et des suivis assez longs ont été tentés en datant l'âge des jachères, en général dans un intervalle de 0 à 30 ans (Styger *et al.*, 2007), dans de rares cas jusqu'à 50 ans (Rasolofoharinoro, 2001). Des études similaires ont été menées sur la forêt sèche dans un intervalle de 30 ans dans la forêt de Mikea (Grouzis *et al.*, 2001) ou de 0 à 40 ans à Morondava (Raharimalala *et al.*, 2010). La durée de 50 ans est un maximum atteint dans les bilans de déforestation à l'échelle de Madagascar (Harper *et al.*, 2007).

L'approche exposée ici tente de reconstruire l'occupation du sol, pendant 50 ans, d'une population de parcelles depuis leur premier défrichement, en combinant des enquêtes rétrospectives, l'observation de l'usage des parcelles plusieurs années successives et l'imagerie satellitaire de très haute résolution, depuis les premières photos aériennes disponibles.

Les causes de déforestation classiquement citées à Madagascar sont les feux de forêts, l'exploitation du bois et du charbon, et l'abattis-brûlis, qui incriminent différents types d'usagers (éleveurs, exploitants forestiers, agriculteurs), mais qui n'expliquent qu'une partie de la déforestation totale. L'autre partie

concerne des surfaces détériorées de manière irréversible par l'activité minière, lorsqu'elles ont perdu toute capacité de régénération. Ces perturbations dont l'effet est qualifié de « déforestation » recouvrent donc une grande variété de pratiques dont les effets ne sont pas homogènes sur la régénération des massifs forestiers.

L'évolution à long terme des formations ligneuses ne peut s'analyser sans prendre en compte les logiques agricoles des populations riveraines de la forêt, logiques techniques liées à l'outillage, agro-écologiques liées à la gestion de la fertilité mais sans doute également logiques foncières. En effet le premier défrichement constitue un acte de prise de possession d'un lot initialement couvert de forêt. Le premier défrichement donne donc un droit d'accès qui peut se transmettre même s'il n'y a pas de transaction sur un marché foncier (Muttenger, 2010 ; Bertrand *et al.*, 2008). Le premier défricheur pourra transmettre à ses descendants le droit d'usage de la parcelle qu'il a défrichée ; par contre les bas-fonds aménagés en rizières peuvent avoir leurs casiers titrés et leurs propriétaires au sens plein du terme peuvent alors les vendre à des tiers (Rakoto Ramiarantsoa & Blanc-Pamard, 2014). La composante foncière des transitions post-forestières sera développée dans un autre texte.

À la suite du premier abattis-brûlis et des cultures de maïs-haricot ou de riz pluvial qui le suivent, se met en place une agriculture temporaire alternant cultures et jachères plus ou moins longues. Dans cette logique de culture non continue, on peut concevoir qu'après l'abandon de culture, des recrues arbustives puis arborées puissent se succéder, en l'absence de toute perturbation (défriche, feu, pâturage), et durer suffisamment longtemps pour reconstituer des peuplements forestiers proches des écosystèmes originels.

Il n'y a pas de consensus sur le temps nécessaire pour voir se reconstituer une forêt secondaire proche de la forêt originelle que nous appellerons « forêt mature » et non « forêt primaire » car elle a été déjà visitée par l'homme (Van Germeden *et al.*, 2003 ; Willis *et al.*, 2004 ; Carrière *et al.*, 2007). Des doutes demeurent pour distinguer forêt secondaire et forêt mature (Lubini, 2003) : dans la forêt mature, y a-t-il plusieurs âges de canopées ? Quel est l'âge minimum d'une forêt secondaire pour qu'elle devienne une forêt mature ? Les plus vieilles jachères étudiées à Madagascar ont moins de 50 ans : Rasolofoharinoro (2001) étudie des jachères de 22 et 48 ans. Kassi & Decocq (2008) suggèrent que « l'organisation fonctionnelle et la structure de la forêt tropicale semi-décidue se rétablissent dans un délai de 30 à 40 ans après un épisode cultural ». Cette vitesse de régénération est conditionnée par la courte période de mise en culture, la mise en repos entre les périodes de mise en culture, des champs de petite taille dans une matrice forestière (Kassi *et al.*, 2010).

En forêts sèches du sud-ouest, Grouzis *et al.* (2001) ont comparé des jachères de 2 à 30 ans dans la forêt de Mikea (Toliara) et Raharimalala *et al.* (2010) des jachères de 0 à plus de 40 ans dans le Menabe central (Morondava). Dans les échantillons de jachères de moins de 30 ans, la classe d'âge des 20-30 ans est souvent sous représentée, et lorsqu'elle ne représente qu'une parmi 3 ou 4 classes d'âge, le nombre de points est insuffisant pour établir une courbe que l'on pourrait interpréter en fonction de l'âge d'abandon.

Nous acceptons à titre d'hypothèse que la période de régénération va de 30 à 50 ans, car il faut environ 30 ans pour que se reconstitue une forêt secondaire et de 40 à 50 ans pour une forêt mature. Guarigata & Ostertag (2001) avancent un temps beaucoup plus long pour rétablir la richesse spécifique à sa valeur originale : « Les attributs structurels, comme la richesse spécifique jusqu'à 80 années après l'abandon des cultures pour retrouver leur valeur initiale ».

Pour mesurer la déforestation, on a tenté, non sans certaines limitations, d'évaluer localement le recul spatial d'une frontière forestière en fonction du temps. C'est encore possible sur une surface restreinte lorsqu'on a affaire à un front marqué de déforestation comme en forêt sèche (Blanc-Pamard, 2004 ; Lasry *et al.*, 2004 ; Lasry *et al.*, 2005) ; c'est beaucoup plus difficile dans le cas d'une mosaïque forêt-agriculture, en forêt humide, lorsque les trouées dans la forêt dépendent du défrichement des pentes de bas-fonds parfois isolés à l'intérieur du massif forestier ou de savanes incluses (Hervé *et al.*, 2010), qui ne peuvent donc pas être reliés à une logique de recul homogène de la lisière forestière. Par ailleurs, les

définitions de la catégorie forêt varient suivant les auteurs des cartes, ce qui rend difficile la comparaison de cartes obtenues à des dates différentes (Serpantié *et al.*, 2007).

Dans le cas de la forêt ombrophile, nous proposons une autre approche permettant de dépasser le couple Forêt-Non forêt pour détailler les états non forestiers susceptibles de pouvoir assurer une régénération forestière. Nous reconstituons sur 50 ans l'histoire culturelle de parcelles initialement en forêt, depuis leur premier défrichement. L'espace de référence est un bassin versant, un espace géographique qu'il est possible de borner par la ligne de séparation des eaux, indépendamment des dates de bilans d'occupation du sol. La taille du bassin versant suivi doit être assez réduite pour qu'une observation actuelle couvre le plus grand nombre possible de parcelles et puisse être répétée annuellement. Les parcelles observées sont échantillonnées dans trois petits bassins versants attenants. Nous utilisons ces bassins versants comme des observatoires du changement de l'occupation du sol, avec trois objectifs: (1) l'évaluation de la vitesse de déforestation en lisière forestière (suivi forêt → non forêt) ; (2) la détection de processus actifs de régénération (suivi non forêt → forêt): régénération forestière (jachère arbustive puis arborée) ou bifurcation herbacée (blocage de la régénération dans un état herbacé).

Après avoir rendu compte de l'état de la question, le choix des sites est justifié et la méthode de reconstitution de l'historique culturel est détaillée. La portée et la qualité des données sont discutées en conclusion, pour calibrer un modèle de prédiction du changement de l'occupation du sol, à partir d'un état initial en forêt, qui serait une base de réflexion pour l'ensemble du couloir forestier est malgache.

Problématique

CONTEXTE HISTORIQUE DE LA DEFORESTATION A MADAGASCAR

Messerli (2004) retrace un bref historique de la déforestation à Madagascar, faite de défrichement, d'exploitation forestière et de feux accidentels. Les militaires français et l'administration coloniale récupèrent les forêts royales dès 1896 et mobilisent les populations locales pour réaliser de grands aménagements dans tout le pays : routes, chemins de fer, plantations sur les pseudo-steppes de pins pour la fabrication de papier, d'eucalyptus pour les madriers et les charpentes et d'acacias pour les tanins. La première interdiction de *tavy* date de 1918, et l'établissement des premières réserves de forêts naturelles date de 1930. Mais l'exploitation forestière coloniale durera jusqu'en 1947. Après l'indépendance, de 1960 à 1975, le service forestier est impliqué à la fois dans un programme national de reboisement et dans les projets d'intensification de l'agriculture : des permis de mise en culture sont délivrés dans des zones forestières devenues « périmètres de culture » (Rakoto Ramiarantsoa & Blanc-Pamard, 2014) ; en contrepartie les populations locales sont mobilisées pour planter des bois de pins et d'eucalyptus. Durant les quinze ans de gouvernement socialiste, durant lequel les feux se généralisent, le commerce des produits forestiers génère alors des revenus financiers pour une part importante de la population appauvrie (Ramamonjisoa, 2004).

Madagascar est le premier pays africain à adopter une stratégie nationale de conservation et de développement en 1984, qui donnera lieu à un programme national environnemental de 15 ans, en trois phases pilotées en grande partie par les bailleurs de fonds internationaux (Bertrand *et al.*, 2014). La loi GELOSE, gestion locale sécurisée, et son décret d'application GCF, gestion contractualisée des forêts, stipulent l'implication effective des populations locales dans la gestion de la forêt et la naissance d'un dispositif de gestion, appelé transfert de gestion, dévolu à une communauté de base appelée COBA. Finalement, l'histoire politique récente est marquée par une instabilité politique cyclique (1992, 2002, 2009), parfois soulignée par des feux de protestation.

Deux programmes de recherche dans le sud de Madagascar ont abordé le fonctionnement des transferts de gestion (GEREM⁸-Fianarantsoa de 2003 à 2007 et MEM⁹ de 2007 à 2014). Ce qui reste du bloc forestier de Fianarantsoa, au sud est de Madagascar, après le passage de feux incontrôlés et l'impact de l'abattis-brûlis, est aujourd'hui une bande de forêt variant de 5 à 15 km de large suivant les endroits, qui est représentative du couloir est malgache de forêt humide. L'altitude confère à la zone un régime climatique de type tropical à deux saisons : la saison sèche et fraîche de mai à septembre et la saison chaude et pluvieuse d'octobre à avril, la période la plus sensible aux feux se trouvant entre les deux, entre septembre et octobre. L'agriculture en lisière du corridor combine la riziculture irriguée dans les bas-fonds, avec de plus en plus des cultures de contre-saison, en utilisant les zébus pour piétiner les rizières et leurs déjections comme engrais organique, et la culture sur brûlis sur les versants pour produire en culture pluviale maïs, haricots, puis manioc et patate douce.

HISTOIRE DE L'AMENAGEMENT AGRICOLE D'UN ESPACE FORESTIER

L'histoire de l'aménagement agricole de l'espace forestier est malgache passe par l'aménagement des bas-fonds (Blanc-Pamard, 2000).

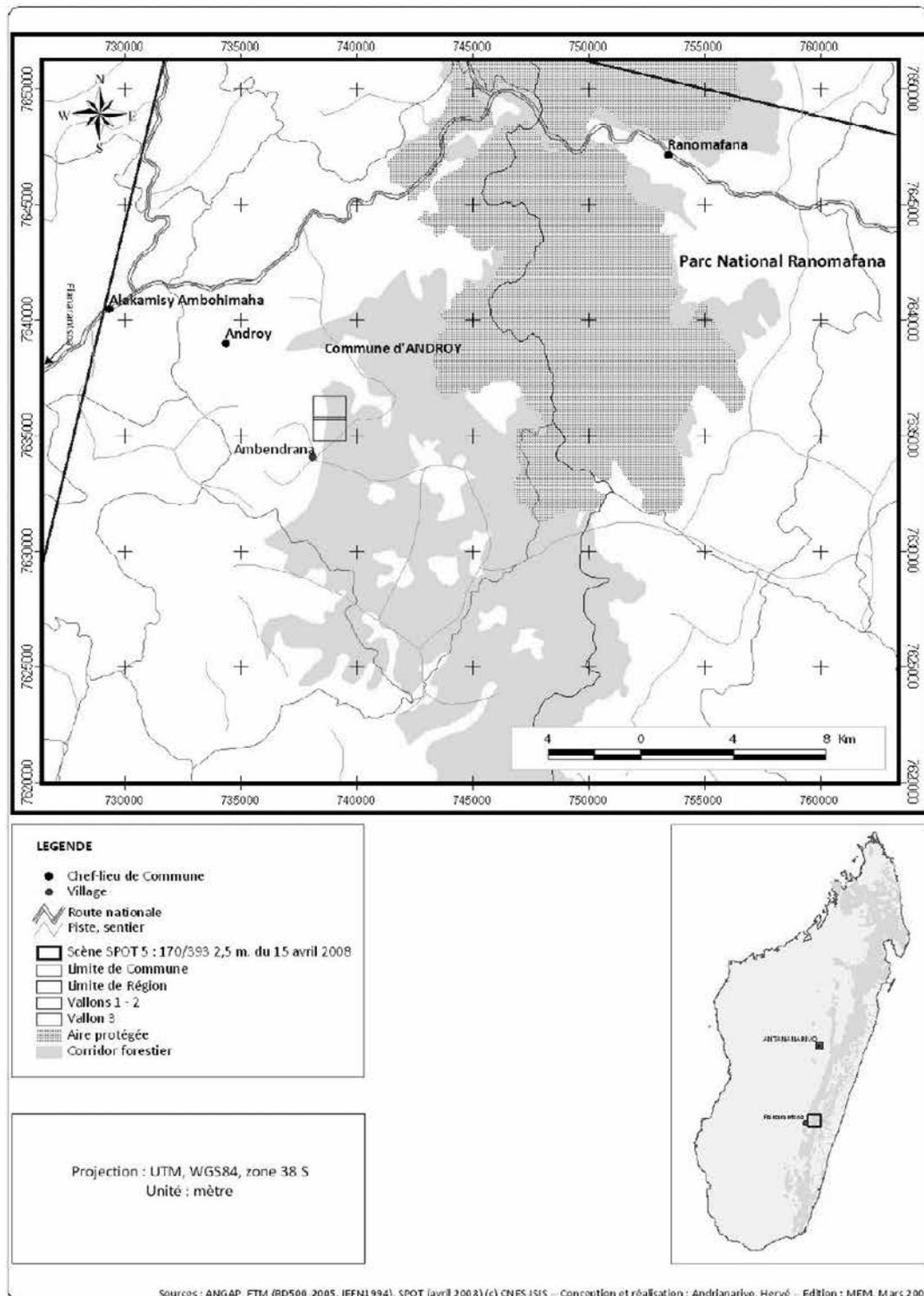
Une certaine proportion des rivières ou cours d'eau présentant des bas-fonds peuvent être aménagés en rizières, que nous appellerons des bas-fonds aménageables. L'aménagement des bas-fonds, lits de cours d'eau ou marais plus ou moins étendus, consiste en une série d'opérations exigeantes en travail, qui sont en général réalisées collectivement : défrichage, épierrage ou dessouchage, creusement de canaux pour l'arrivée d'eau et le drainage, confection des diguettes et aplanissement des casiers (Raunet, 1993). C'est en amenant leurs zébus à la recherche de pâturage que les paysans betsileo ont repéré en forêt la localisation des marais, des sources et des bas-fonds aménageables en rizières (Moreau, 2002). L'aménagement des bas-fonds en rizières les a conduit à défricher les versants, en commençant par le bas, afin d'éclairer les casiers et d'augmenter ainsi la température de l'eau ; la défriche progresse ensuite de bas en haut des versants (Blanc-Pamard & Rakoto Ramiarantsoa, 1993).

Dans le corridor forestier de Fianarantsoa, l'aménagement a commencé par de grands bas-fonds proches des villages en 1933-1940, puis s'est poursuivi après 1954, notamment dans les bassins versants étudiés, une fois que les grandes rizières de villages étaient aménagées à proximité immédiate des hameaux d'Iambara et d'Amindrabe (Toillier, 2009). La progression des aménagements d'ouest en est du couloir forestier (Serpantié *et al.*, 2007) aboutit dans certaines communes du corridor à une saturation des bas-fonds (Rakotoasimbahoaka *et al.*, 2010). Ainsi, après 1991, date à laquelle on dispose d'une couverture de photographies aériennes, l'aménagement ne concerne plus que les tous petits bas-fonds encaissés en forêt à un seul casier de large, que nous appellerons talwegs, mais leur extension se poursuit en amont du réseau hydrographique par l'aménagement progressif d'environ un nouveau casier par an, jusqu'à la saturation du bas-fonds (Blanc-Pamard & Ralaivita, 2004).

Le rythme des défrichements a suivi celui de l'aménagement des bas-fonds en rizières. Les autorisations de défrichage des versants vont des bas des versants qui surplombent les bas-fonds aménagés sur les deux tiers inférieurs du versant puis dans la limite d'une bande de 20 m de part et d'autre du bas-fond autorisée par le cahier des charges de la COBA (Rakoto Ramiarantsoa & Blanc-Pamard, 2014). Après la saturation des bas-fonds, une agriculture à jachère tend à se pérenniser sur les versants, sur lesquels sont tracés des aménagements en rideaux, qui préparent à la construction de terrasses destinées à la production de riz inondé si la captation d'eau d'irrigation supplémentaire le permet. Cette dernière étape de l'aménagement n'a pas encore eu lieu à Ambendrana car elle suppose une pression démographique plus importante, alors que le canton d'Iambara présente une des plus basses densités de population du corridor (Hervé *et al.*, 2011).

⁸ GEREM : Gestion des Espaces Ruraux et Environnement à Madagascar.

⁹ MEM : Modélisation pour l'Environnement à Madagascar.



Carte 1 : Lisière forestière ouest du corridor en périphérie du parc de Ranomafana

Méthodologie

CHOIX DES SITES D'OBSERVATION

Pour traiter de l'abattis-brûlis, nous nous plaçons en lisière ouest du cordon forestier de Fianarantsoa, en pays Betsileo (Centre Est de Madagascar). Ce cordon forestier a reçu une reconnaissance officielle en 1986 avec la délimitation du « corridor forestier Fandriana-Vondrozo, COFAV ». Nous situons la zone d'étude dans la commune d'Androy localisée dans la partie nord-ouest du corridor forestier reliant les Parcs Nationaux de Ranomafana et d'Andringitra, au sud du parc de Ranomafana (Carte 1). Trois petits bassins versants attenants ont été choisis au nord est du territoire villageois d'Ambendrana [21°22'46"S ; 47°18'34E ; Alt. 1132 m] dans le fokontany d'Iambara qui appartient à la commune d'Androy (Carte E1).

En 2006, ces bassins versants sont situés en lisière forestière, d'une part en bordure d'une forêt stable, car protégée par une limite reconnue sous un contrat de gestion forestière (GCF d'Ambendrana), d'autre part à proximité de la forêt brûlée en 2004, actuellement en cours de régénération, ces deux massifs constituant des points de repère jusqu'à la période récente (Carte F1). Ces trois bassins versants sont attenants et dominés par une crête sur laquelle un bois d'eucalyptus a été planté en 1985, une mesure imposée aux villageois à la suite de feux incontrôlés (Carte F1). Ce bois d'eucalyptus nous servira également de point de repère.

Les bassins versants 1 et 2, situés dans la vallée d'Anisarotra, ont une partie en forêt préservée par la frontière forestière du GCF d'Ambendrana. Le bassin versant d'Andranovana (BV1 : 28,7 ha) est situé au dessus du village d'Andranovory. Il contient un chapelet de casiers de rizière dans chacun des deux talwegs qui traversent le fond du vallon et des parcelles défrichées sur les versants de ces rizières, en particulier les deux versants d'orientation opposée. Les parcelles ont été d'abord éclaircies par les premiers défricheurs sur le versant exposé au nord-est puis, plus récemment, sur le versant exposé au sud-ouest. Elles ont été ensuite divisées entre leurs descendants. Le deuxième bassin versant (BV2 : 12,7 ha), qui prolonge le BV1, est centré sur une rizière incluse en forêt, alimentée par deux cours d'eau. Il a été défriché plus récemment.

Le bassin versant d'Apangorinana (BV3 : 53,37 ha), qui comporte 3 versants d'orientations différentes, est situé de l'autre côté de la ligne de crête soulignée par un bois d'eucalyptus, en amont de la rizière du bas-fond d'Ambokibokoa. Ce troisième bassin versant (BV3) est situé dans un périmètre de culture qui a résulté en 1974 d'attributions de terres pour un usage agricole en limite de forêts dans les villages d'Ambaibo, Analalava, Ambendrana, Ambalavao, Andohan'ny Sahambavy ; il est délimité par les versants des rivières Atsivolalana, Amboboka, Ampatsakana à l'est d'Ambaibo (Blanc-Pamard & Ralaivita, 2004). Le défrichement et la régénération de ces versants se sont échelonnés après l'aménagement du bas-fond en rizière, mais, dans ce cas sans relation directe avec cet aménagement, puisqu'une autre famille était propriétaire des rizières. La plupart de ces lots défrichés et cultivés ont été ensuite laissés en friche. Les premières parcelles défrichées se trouvent dans différentes phases de recru. Jusqu'à 2006 ces parcelles n'ont pas été divisées entre les descendants.

METHODE DE RECONSTRUCTION DE L'USAGE DU SOL PARCELLAIRE

Deux difficultés se présentent pour reconstituer rétrospectivement l'état des parcelles observées en 2006 depuis la première défriche forestière : la profondeur historique qui déborde la capacité de mémoire des agriculteurs, les échelles hétérogènes des sources de données d'occupation du sol. Nous utiliserons pour cela des unités spatiales emboîtées : la parcelle, le bloc de parcelles (talweg ou versant), le lot de défrichement qui a obtenu l'autorisation de défriche, le lot de parcelles repéré sur des images satellitaires.

Population de parcelles fixée dans les limites du bassin versant

Les parcelles échantillonnées sont localisées dans des bassins versants. En effet, le *bassin versant* étant délimité par la ligne de partage des eaux, en amont, et une hiérarchie dans le point du réseau hydrographique, en aval, sa limite est constante et indépendante de la date à laquelle est dressé un bilan de l'occupation du sol. Le bassin versant délimite des parcelles jointives dont la somme des usages individuels a un sens puisqu'elle constitue une image de ce territoire (Photo E2) ; un bilan de l'occupation du sol peut être établi à cette échelle, à toute date, sur une population de parcelles. Ces parcelles peuvent être rattachées à des talwegs auxquels appartiennent les rizières (numérotées en chiffres arabes) ou à des versants identifiés par leur exposition (numérotés en chiffres romains), dont respectivement le premier aménagement et le premier défrichement sont datés (Tableau I). Ces talwegs et ces versants constituent des blocs de parcelles découpés par l'observateur afin de constituer des unités intermédiaires homogènes d'occupation du sol (Hervé, 2012). Plus étendus que des parcelles individuelles, ils sont plus facilement repérables sur des photos aériennes ou des images satellitaires.

Temps long

Le temps long de 50 ans correspond à la remontée le plus loin possible dans le passé, compte-tenu des plus anciennes photos aériennes disponibles (1957). Il est rare de disposer d'histoires culturelles de parcelles sur un pas de temps plus long qu'une rotation de culture ; il faut donc construire une méthode d'exploration du passé si l'on veut couvrir la période comprise entre les enquêtes rétrospectives et les premières images de l'occupation du sol. Nous procédons pour cela par une histoire régressive, à partir de l'usage agricole des parcelles en 2006, jusqu'à la date où le bassin versant était entièrement forestier. Nous remontons les 20 premières années par des enquêtes rétrospectives et des observations parcellaires annuelles de 2004 à 2006, et les 30 années suivantes par télédétection jusqu'aux premières défriches reconnaissables en non-forêt sur la plus ancienne photo aérienne disponible qui date de 1957. En remontant ainsi dans le passé, nous sommes confrontés d'une part à des localisations de parcelles de plus en plus imprécises (d'où le recours à des lots de parcelles localisables dans des blocs de parcelles) et d'autre part à des intervalles de plus en plus importants entre les dates d'images satellitaires. La base de données sur l'historique culturel est close en 2006, l'année où l'on dispose du plus grand échantillon de parcelles des bassins versants. La proportion de parcelles en forêt et en non forêt, restantes au bout de plus de 50 ans (1957-2006), sera ensuite calculée en s'aidant d'une image satellitaire de 2008.

Taille des parcelles

Un maillage de 0,1 ha est appliqué sur chacun des bassins versants dont la surface est ainsi convertie en une population de parcelles. La taille des parcelles paysannes inférieure à un hectare – la taille moyenne d'une parcelle en pente est de l'ordre de 0,1 ha – fait qu'elles échappent à la résolution des images satellitaires d'archive (il faut compter trois fois la résolution au sol annoncée par le satellite) et, dans une moindre mesure, à celle des photos aériennes à l'échelle 1/50 000^{ème} (Hervé *et al.*, 2010). Sur les photos aériennes ou les images SPOT dont la résolution est inférieure aux 30 m des images Landsat (SPOT5 2,50 m pour 2008, SPOT5 10 m pour 2004, SPOT4 20 m pour 2000), on ne parvient qu'à repérer des trouées dans la forêt (forêt/non forêt), en parvenant à les localiser grossièrement dans des blocs de

parcelles. Il s'avère que la très haute résolution (THR) est nécessaire pour distinguer des parcelles individuelles de l'ordre de 2 000 m² ou, plus généralement, de taille inférieure à 10 000 m². Avec un grossissement, on parvient à discerner des casiers de rizières de taille supérieure à 400 m².

L'observation a montré qu'une parcelle de versant, depuis la rizière de bas-fond jusqu'au chemin de COBA marquant la lisière forestière (Photo E2), couvrait 7 niveaux à talus ou rideaux d'une largeur moyenne de 5 m, soit une longueur de 35 m. La largeur d'une parcelle de versant, facilement mesurable le long du chemin de COBA, mesure de 15 à 80 m (Photo E2), avec une moyenne de 32 m. On en déduit la surface moyenne d'une parcelle de versant, de l'ordre d'un dixième d'hectare ($32 \times 35 = 1\,120 \text{ m}^2$).

Dans le cas des bas-fonds encaissés aménagés en rizières, le seul casier de large a une taille minimum de 20 ares. Comme de nouveaux casiers sont creusés chaque année en amont des rizières de talweg, il faut pouvoir tenir compte de cette dynamique dans le bilan global du nombre de parcelles défrichées. On adoptera par convention un taux de conversion égal à 6, une parcelle de versant (0,1 ha) équivalant en surface à 6 casiers de rizière. Cette convention de calcul permet de traiter la dynamique de tous les types de parcelles dans les limites d'un bassin versant.

Base de données

Le principe est de regrouper des parcelles d'occupation du sol, issues d'observations directes, d'enquêtes ou d'images satellitaires, dans une même base de données. La localisation et les limites actuelles d'une parcelle servent donc simplement de références, l'important étant de qualifier son usage, rétrospectivement, sur un pas de temps annuel. Ce que nous appellerons « parcelle » peut donc être défini comme l'occurrence d'un état d'occupation du sol.

Dans cette base de données sont regroupées : les parcelles restées en forêt (arbitrairement définies comme des lambeaux forestiers de 0,1 ha potentiellement défrichables), les parcelles défrichées avant 1957 et suivies depuis cette date par télédétection, les parcelles défrichées après 1957 et repérées sur des images datées, les plantations de 1984-1985, finalement les parcelles défrichées et les casiers aménagés après 1986 dont l'usage annuel est reconstitué par enquête rétrospective à partir des parcelles cultivées en 2006. On veille à ce que l'usage des parcelles ainsi reconstitué par observation et par enquête rétrospective soit en cohérence avec les lots identifiés aux mêmes dates sur les images satellitaires. L'exhaustivité des parcelles d'un bassin versant est obtenue pour les casiers de rizières, et pour l'ensemble des lambeaux forestiers et des parcelles observées en herbe, qui sont en très petit nombre. Par contre, seulement un échantillon des parcelles cultivées en 2006 a été caractérisé sur les versants. Le taux d'échantillonnage des parcelles pour lesquelles l'histoire culturelle a pu être reconstituée peut alors être calculé par rapport au nombre total de parcelles dans chacun des 3 bassins versants.

Résultats

HISTORIQUE PARCELLAIRE

Pour faciliter la localisation des parcelles et pouvoir suivre leur usage non seulement sur le terrain mais également d'une date à l'autre, sur des images aériennes ou satellitaires passées, des blocs de parcelles ont été définis, qui correspondent à des trajets de reconnaissance dans les bassins versants (Tableau I). Les nouveaux défrichements et les nouveaux casiers de rizières repérés par télédétection sont localisés dans ces blocs. Des objets fixes du paysage servent également de points de repère spatiaux: rizières, maisons, arbres isolés (arbres du voyageur, gros arbres préservés ou arbres calcinés demeurant sur pied).

Tableau I : Blocs de parcelles, talwegs et versants

<u>Bassin versant 1 :</u>	<u>Bassin versant 2 :</u>	<u>Bassin versant 3 :</u>
Talweg 1	Rizière 1 = Marais	Rizière 1 Principale de Ravao
Rizière 1 = 30 casiers	Rizière 2 = Rizière incluse dans la forêt = 18 casiers	Rizière 2 Secondaire de Ravao, perpendiculaire à Rizière 1
Talweg 2		Rizière 3 Secondaire du fils de Ravao, Ratovo, perpendiculaire à Rizière 1, en amont de Rizière 2.
Rizière 2 > 23 casiers		
Rizière 3 = 10 casiers		
Rizière 4 = 7 casiers		
Rizière 5 = 7 casiers (après 2006)		
Versant I (O) Rive droite rizière 1	Versant I Versant ouest	Versant I (NO 300°-350) Rapierre (premier défricheur)
Versant II (E) Entre rizières 2 et 3, terrasses Ralaovary sur rive gauche rizière 2	Versant II Versant est	Versant II (NE 10-15) Raly (tombeau)
Versant III (NO) Versant sous bois eucalyptus de la crête et au dessus limite COBA.		Versant III (SO 210) Rapierre
Versant IV (SE) Entre talwegs 1 et 2, versant en dinga dinga de Mô aux pièges à sangliers		Versant IV (SO 264) Versant rizière 2, maison Ravao
Versant V (SO) Sortie chemin aux sangliers et défriche en amont (maiz en 2004)		Versant V (NE) Versant rizière 2 : citadelle au sommet, maison Ravala en bas de versant
Versant VI (NO 300) Haut du vallon (patate douce 2005), avant limite COBA		Versant VI (O) Versants rizière 3, maison Ratovo
Versant VII (NE 30) Haut de versant sous limite de COBA		Versant VII (E) Versant est de la rizière 1, en forêt
Versant VIII (NE 30) Versant de rizière 1 à groupe d'eucalyptus, entrée BV1 par le haut		Versant VIII (O) Versant ouest de la rizière 1, cultivé.
Versant IX (NE 30) Mi-versant sous limite de COBA		
Versant X (E) Bas de versant sous COBA et fond du vallon avec canne à sucre		
Versant XI (O) Nouvelle zone défrichée après 2006 (droite chemin au bois d'eucalyptus de crête)		
Versant XII (O) Versants rizières 2, 3 et 4		
Versant XIII (O) Versant ouest de rizière 2 (rive droite) défrichée après 2006.		

Sous l'effet de diverses pratiques culturales suivant l'abattis-brûlis, le paysage du terroir villageois provenant d'une forêt acquière une hétérogénéité croissante. A des fins de simplification, un usage annuel est attribué à chaque parcelle et l'ensemble des états d'occupation du sol est réduit à 6 états : F pour Forêt, R pour Rizière, C pour Culture, J pour Jachère, H pour Herbe, P pour Plantation (tableau II). Tous les états cultivés infra-annuels, annuels et bisannuels sont regroupés dans le compartiment C. On ne détaille sous l'état Culture ni le type de culture, ni les associations de culture, ni les modalités de travail du sol associées à telle ou telle culture : enfouissement des graines au pieu sur brûlis pour maïs et légumineuses, bouture plantée à l'*angady* pour le manioc et labour de toute la surface de la parcelle pour

la patate douce ou l'arachide. Ces diagnostics agronomiques sont envisageables dans un second temps ; ce qui est priorisé ici c'est l'analyse des changements d'états entre les 6 occupations du sol sélectionnées (photo E3). Nous adoptons pour la parcelle défrichée une analyse en termes de système de culture afin de raisonner les phases successives de culture et de jachère, la durée des « jachères intermédiaires », le défrichement de nouvelles parcelles faisant suite à l'abandon des parcelles trop longtemps cultivées. Une parcelle laissée à l'abandon sans nouveau défrichement sera qualifiée de recrû, un terme partagé par les écologues et pour cette raison préféré à « friche ».

Tableau II : Regroupements en 6 états d'occupation du sol

Forêt [F]
Culture pluviale annuelle [C]
Maïs, Maïs-Haricot, Haricot-Pois
Manioc, Patate douce
Arachide
Riz pluvial
Jachère ou recrû arbustif [J]
Herbe ou recrû herbacé [H]
Plantation [P]
Boisement : Pin (<i>Pinus patula</i>), Eucalyptus (<i>Eucalyptus globulis</i> , <i>Eucalyptus radiata</i>), Acacia (<i>Acacia dealbata</i>)
Culture pérenne : Banane, Canne à sucre, Café, Ananas, Arbre fruitier, Jardin installé
Rizière (bas-fond aménagé en rizière) [R]
Riz inondé en casiers
Culture de contre-saison dans les casiers

RECONSTITUTION CHRONOLOGIQUE DES AMENAGEMENTS ET DES DEFRICHEMENTS

Les trois bassins versants suivis réunissent une large variété de situations d'aménagement des bas-fonds et de défrichement des versants, du fait d'un âge de premier défrichement décalé, 45 ans pour le bassin versant 1 et 20 ans pour le bassin versant 3, qui laisse penser que de nouveaux états pourront émerger durant ces successions plus ou moins longues. Ils diffèrent également dans le processus de transmission des terres entre générations : la transmission observée dans le BV 1 n'est pas encore observée dans le BV 3. Toutes les dates d'aménagement, défrichement et plantation, ainsi que les autorisations de culture dans des périmètres de culture, sont resituées chronologiquement dans le tableau III.

Chaque lot de défrichement peut être relié à un premier défricheur. L'arbre généalogique des premiers défricheurs est donc essentiel pour reconstituer l'histoire de l'aménagement du bassin versant et la transmission des parcelles issues des lots de défrichement initiaux, au décès des premiers défricheurs. Le détail de l'enchaînement entre un lot défriché avec autorisation par un premier défricheur, avec ses ouvriers intra ou extra familiaux, et ce lot divisé entre ses descendants, n'est pas exposé dans cet article.

Sur les 20 dernières années depuis la référence de 2006, l'usage annuel de parcelles sur pente et l'aménagement des bas-fonds en casiers de rizières sont déduits de l'observation des parcelles plusieurs années successives (2004-2006) et des enquêtes rétrospectives sur leur usage annuel, auprès des propriétaires des parcelles, de leurs exploitants et de guides très bons connaisseurs des terroirs. Le principe est de croiser systématiquement ces informations afin d'assurer par des recoupements leur confirmation. Le propriétaire d'une portion de rizière est également le propriétaire des versants défrichés de part et d'autre de cette rizière. Les lots initialement défrichés s'étendent donc de bas en haut des versants.

Sur les 20-50 ans, une période qui remonte dans le passé au-delà de l'âge ou de la mémoire des enquêtés, la généalogie des premiers défricheurs est croisée avec l'interprétation des images aériennes au 1/50 000 et des images SPOT de haute résolution (SPOT5 2,50 m pour 2008, SPOT5 10 m pour 2004, SPOT4 20 m pour 2000). Sur ces dernières images, on ne parvient à repérer que des taches que l'on assimilera à des parcelles, en les localisant dans les blocs (talwegs et versants) et en vérifiant s'ils sont ou non défrichés et cultivés (forêt-non forêt, sur le principe présence-absence). Des dates connues de tous (cyclone, feu accidentel, crise politique) servent de points de repère dans le temps, entre les dates d'images spatiales disponibles (Tableau III).

L'ensemble des parcelles des trois bassins versants, suivies durant ces deux périodes, est regroupé dans la même base de données d'utilisation des parcelles sur 50 ans.

Tableau III : Reconstitution grâce aux images disponibles (cartes, photos, satellites) des années d'aménagement en rizière (R), défriche (D), plantation (P) et périmètre de culture (PdC) dans les trois bassins versants (1957-2006)

Années	BV1	BV2	BV3	Périmètres de cultures (PdC)	Plantations Pin/Mimosa et Eucalyptus
1957 [photos aériennes 1957 et cartes topographiques au 1/50 000 avec terrain en 1968]					
1957	D				
1960	D		R avant 1960		Pins
1970					Pins
1974				PdC1 (80 ha)	
1985-Incendie	D + forêt brûlée				Eucalyptus
Avant 1986		R			
1986 [image SPOT4-20 m : 20/07/1986, nuages]					
1986	R, D		D		
1988 [image SPOT4-20 m : 01/08/1998, nuages et ombres des nuages]					
1988	D		D		
1991 [photos aériennes : 1176, 1177, 1178]					
1991	D		D	PdC2 (35 ha)	
1992-Incendie volontaire					
1993				PdC3 (61 ha)	
1995		D	D		
1996	D				
1998	R, D				
1999-Incendie	R, D	D			
2000 [image SPOT4-20 m : 30/01/2000]					
2000	R, D	D			
2001	D				
2002	R				
2003-Cyclone	R				
2004 [image SPOT5-10 m : 26/03/2004]					
2004	R, D	D			
2005	R				
2006	R, D				
2008-Cyclone (17/02/2008)	D, R	D	D, R		
2008 [image SPOT5-2,50 m : 15/04/2008]					

SYNTHESE DES 7 ANNEES D'IMAGES AERIENNES ET SATELLITAIRES

Les 7 dates d'images aériennes et satellitaires (1957, 1986, 1988, 1991, 2000, 2004, 2008) renseignent sur des transitions forêt-non forêt qui peuvent être suivies entre ces dates :

- le suivi de l'occupation du sol des parcelles défrichées avant 1957, repérées comme trouées dans la forêt sur l'image du BV1 en 1957, qui se sont régénérées en forêt depuis ce premier défrichement, mais qui ont été à nouveau défrichées puis cultivées avant 2006 ;
- le suivi des parcelles défrichées après 1957, repérées seulement par présence-absence à partir d'une matrice forestière qui s'ouvre progressivement, et de manière grossière à l'échelle de blocs de parcelles ;
- le repérage et suivi de parcelles boisées en eucalyptus, car elles ont une réponse spectrale distincte de celle de la forêt ;
- le dénombrement des parcelles restées en forêt sans avoir été défrichées depuis la première image de 1957, donc qui sont restées en forêt plus de 50 ans dans chacun des trois bassins versants.

5 lots défrichés avant 1957 dans le BV1

Cinq lots apparaissent défrichés dans le BV1 sur la photo aérienne de 1957. Ces trouées dans la forêt ne présagent pas du nombre d'années de culture antérieure. Nous assumerons 1957 comme année de premier défrichement de la forêt.

En assumant que ces lots sont en jachère dès 1958, cette jachère aurait 33 ans en 1991, date à laquelle la photo aérienne indique une défriche à cet emplacement. On peut considérer que deux des parcelles se sont régénérées dans une forêt de 30 ans (J → F au bout de 30 ans). Les trois autres parcelles ont 42 ans de recrû en 2000, autre date à laquelle elles apparaissent défrichées sur les images. Elles se seraient dans ce cas régénérées 12 ans en forêt de 30 ans ou 2 ans en forêt de 40 ans (J → F au bout de 40 ans). Malheureusement, dans aucun de ces deux cas les forêts ainsi reconstituées n'ont été préservées jusqu'en 2006 ; elles n'ont donc pas été observées dans l'état « forêt secondaire proche de la forêt mature ». L'historique cultural de ces parcelles a été complété, respectivement de 1991 et 2000 jusqu'à 2006.

On peut conclure qu'une régénération forestière a bien été observée jusqu'à la forêt mature mais elle n'a touché qu'un très faible pourcentage des parcelles des trois bassins versants initialement en forêt, 5 parcelles sur les 948 parcelles des trois bassins versants, soit 5,3 pour mille, si l'on admet que le stade de forêt mature est atteint au bout de 30 à 40 ans.

Lots défrichés après 1957 dans les 3 BV

Sur l'image SPOT4-20 m du 20/07/1986, la couverture nuageuse est importante, la forêt brûlée en 1985 se distingue de la forêt non brûlée et la rizière du BV3 apparaît aménagée.

Sur l'image SPOT4-20 m du 01/08/1988, la couverture nuageuse et les ombres des nuages ne permettent de distinguer que la forêt brûlée.

Sur la photo aérienne de 1991 (1176, 1177, 1178) apparaissent :

BV1 - 4 nouveaux lots défrichés dont le bloc VIII. Les rizières 1 et 2 commencent à être aménagées.

BV3 - La rizière est aménagée et les versants I et IV et le bas des versants II et III sont défrichés entre 1985 et 1988.

Le versant I a à peu près son état actuel : couverture de *kilanjy* sous arbres isolés d'*Harungana* ; la zone concave qui le suit semble être arbustive à arborée ; la parcelle en surplomb du chemin, actuellement en recrû forestier, apparaît défrichée en 1991.

Le versant V sur la rive gauche (maison Ravala) qui surplombe la rizière secondaire (citadelle et maison) est par contre déjà défriché.

Sur l'image SPOT4-20 m du 30/01/2000, sans nuages mais avec de l'ombre sur le versant ouest

BV1 - Les rizières après le versant V commencent à être aménagées et les rizières après IV sont déjà aménagées. Tout le versant Est est cultivé et présente une mosaïque culture-jachère. A l'Ouest, de l'autre côté de la rizière 1 (rive droite rizière 1), l'interfluve est cultivé. Deux plages de défriche apparaissent en

2000 sur le versant V et le versant III. Il reste un massif forestier entre le fond du vallon cultivé en 1991 et les parcelles en bout de chemin COBA vers le BV2.

BV2 - Non défriché en 1991, le BV2 est cultivé à trois niveaux entre 1991 et 2000 et mis en jachère depuis comme l'attestent les images de 2000, 2004 et 2008, sauf une portion cultivée en bas de pente en 2008.

BV3 - Les eucalyptus existent sur la crête et les parcelles cultivées en 1991 sont en forêt [probablement forêt et non jachère] en 2009 et donc à exclure des forêts restantes. Tout le versant V (citadelle) est en jachère. La montée sur le versant IV en face du versant de la citadelle est cultivée. La zone en herbe n'existerait pas encore.

Parcelle cultivée sur la crête du petit bassin versant, séparant ce BV de la vallée secondaire.

Sur l'image SPOT5-10 m du 26/03/2004, sans nuages ni ombres

BV1 - Versant Est, rive gauche de rizière 2 en mosaïque culture + jachère. L'autre côté de rizière 1 est en jachère, ainsi que les versants des rizières 2 et 3. Tout le centre resté en forêt en 2000 est en culture + jachère en 2004 ; il ne reste que des lambeaux de forêts dans la partie du BV qui a servi anciennement au passage des sangliers.

BV2 - BV2 est en culture et jachère. La rizière incluse apparaît sur l'image.

BV3 - Les 3 clairières apparaissent en descendant du BV2 au BV3.

La rizière n'est aménagée que dans sa partie supérieure, rizière 3, sur un petit BV secondaire, sur une rivière secondaire. Le versant VI sous la maison de Ratovo est cultivé.

Les parcelles sur bas de versant 1, en jachère en 2004, sont cultivées en 2008.

La montée vers le versant II, côté citadelle, cultivée en 2004, est en jachère en 2008.

Sur l'image SPOT5-2,50 m du 15/04/2008, date postérieure au passage du cyclone Yvon de février-mars 2008, qui a fait des dégâts sur les rizières, des glissements de terrain en bas de versants, et provoqué la destruction de maisons. Des nuages abondants et de l'ombre cachent le fond du BV1.

BV1 - Mosaïque culture-jachère sur les versants VIII et VII, IX. Versant Est avec encoche, cultivée en manioc (visible sur la carte F1).

Reprise récente des parcelles défrichées visibles en 1991, probablement en 2006, et qui se trouvent en 2008 en recrûs forestiers, en particulier derrière les parcelles de Mô.

La résolution du SPOT5 2008 de 2,50 m permet de distinguer dans le vallon 1 certains casiers de talweg d'une dizaine de mètres de large (rizières d'un seul casier de large).

BV2 - Le fond du BV2 est cultivé, les pentes sont en jachère vers le bois d'eucalyptus. Rizière incluse très visible. Sur le chemin du vallon 2 au vallon 3, apparaissent 3 clairières qui se suivent.

BV 3 - Haut de BV secondaire de Ratovo (versant VI) plus étendu qu'en 2004.

Lots de boisement en eucalyptus

Des lots en bois d'eucalyptus se distinguent clairement des canopées forestières naturelles sur les images SPOT par la couleur et le grain (carte F1). Des peuplements sont localisés sur les hauts de versants, d'autres plus réduits étaient cachés dans la forêt, jusqu'à ce que des défrichements les découvrent. Ces boisements sont contemporains de la plantation d'eucalyptus en 1985 sur la crête qui domine les trois bassins versants (Tableau III).

Bilan des forêts restantes au bout de 50 ans

Par différence avec les trouées dans le massif forestier repérées aux dates successives d'images et par l'observation directe, il est possible de compter le nombre des lambeaux forestiers qui n'ont pas été défrichés depuis 1957. On suppose donc que ces lambeaux forestiers localisés dans chacun des bassins versants en avril 2009, et qui apparaissent sur la carte résultant de l'interprétation des images SPOT de

haute résolution (2,5 m) datant d'avril 2008, sont restés en forêt durant la période étudiée de 50 ans. Les 11 lambeaux forestiers restant dans le BV1, 7 dans le BV2 et 22 dans le BV3 sont situés majoritairement sur les hauts de versants et les crêtes, des zones très pentues, rocheuses et moins accessibles.

Durant ces 50 ans, 4 % du total des parcelles initialement en forêt restent donc en forêt ; la forêt ne disparaît donc pas totalement, mais elle est en partie remplacée par des recrûs âgés.

USAGE DES PARCELLES DEPUIS 1986 PAR ENQUETES RETROSPECTIVES

Les dates du premier défrichement et du premier aménagement de bas-fonds étant connues, l'historique de chaque parcelle est reconstitué jusqu'en 1986 par enquête rétrospective à partir de l'observation d'un état actuel en 2006. Les transitions entre les états : forêt, jachère, culture, herbe et plantation sont ainsi renseignées à partir d'une source de parcelles en forêt qui s'épuise ou reste bloquée dans l'état forêt à la suite de mesures d'interdiction de défriche (mise en place du GCF en 2001 et signature du contrat avec la COBA en 2003).

BV1

Dans le BV1, les premiers aménagements de bas-fonds en rizières datent de 1960. Dans le vallon 1, l'exploitation des roseaux a précédé le repiquage de riz dans des casiers aménagés. C'est à partir de 1986 que de nouveaux casiers vont être creusés, en même temps que la défriche des versants, puis à partir de 1998, à raison d'un ou plusieurs casiers par an (Tableau IV).

Tableau IV : Nombre de casiers de rizière aménagés depuis 1986 dans le bassin versant 1

Année	86	98	99	00	01	02	03	04	05	06	Total
Rizière 1 Ranesy	10	5	5	7				1	1	1	30
Rizière 2 Ralaivao	2	4		5	4	3	3	2	2		25
Rizière 3 Ikoto-Doro			4	3					3		10
Rizière 4 Zai		1	1	1	1				3	7	14
Total	12	10	10	16	5	3	3	3	9	8	79

Les dates de premier défrichement dépendent des autorisations de défrichement de la forêt ; elles donnent lieu ensuite à des défrichements par paquets :

- la première vague en 1986-1988 ;
- la deuxième vague en 1996, 1998, 1999 anticipe les interdictions de défrichement imposés par les GCF (Gestion Contractualisée de Forêt) depuis 2001 et la signature du contrat GCF d'Ambendrana en 2003 ;
- la troisième phase de défrichement (2000-2006), plus réduite et moins visible, concerne des parcelles situées sur le chemin qui monte vers le bois d'eucalyptus, et des parcelles situées au-delà de la limite de COBA. La dernière parcelle en forêt défrichée en 2006 correspondait à un petit amas forestier qualifié de bois sacré, resté intact au milieu des parcelles cultivées jusqu'en 2005.

Aux 3 périodes d'aménagement des rizières (1986, 1998-2000 jusqu'à l'interdiction de défriche, et chaque année depuis 2001) correspondent 3 périodes de défrichement des versants (1986-1988, 1996-1999, 2000-2006). Le défrichement des versants va de pair avec l'aménagement des bas-fonds en rizières. Le versant NE, sec et chaud, est défriché en 2006 jusqu'à la limite de la COBA, marquée par un sentier le

long de la lisière forestière (Photo G2), alors que le versant SO, humide et froid, commence tout juste à être défriché (Photo G3). Les 3 premiers défricheurs, qui ont ainsi acquis des droits de propriété, étaient 3 beaux-frères : Randriamasikoto, Jean-Marie et Randriasamy. A la suite des trois phases de défrichement, leurs parcelles défrichées ont été réparties entre leurs descendants.

Le tableau V montre qu'à partir des deux principales périodes d'aménagement de bas-fonds, 1986 et 1998-2000, de nouveaux casiers sont aménagés tous les ans. On peut considérer que l'aménagement initial est suffisant pour justifier la défriche des versants, et que les creusements de nouveaux casiers remontent ensuite en amont des talwegs ou du côté du versant SO qui reste à cultiver. Les rizières 3 et 4 poursuivent leur extension au-delà de 2006, au rythme de plusieurs casiers par an, faisant apparaître une cinquième rizière sur le recensement de 2009 rendu possible par la très haute résolution disponible en 2008.

Tableau V : Usage du sol des parcelles du bassin versant 1

Usage du sol BV1	2006 Parcelles (total)	
Rizière	13	11%
Culture	44	36%
Jachère	33	27%
Herbe	3	2%
Plantation	14	15%
Bois Eucalyptus	4	
Forêt restante	11	9%
Total	122	100%

Les 44 parcelles sur versants observées en culture en 2006 (Tableau VI) se répartissent entre 18 en patate douce, 11 en manioc et 15 en maïs-haricot. Seulement trois parcelles en 2006 ont été vues en herbe et incluses dans l'échantillon. L'image SPOT 2008 montrera qu'à cette date deux des trois parcelles en herbe sont déjà labourées pour une culture de manioc ; l'état Herbe est donc transitoire.

Les 14 parcelles qualifiées de plantations en 2006 (9 en canne à sucre et banane, 5 en jardins et arbres fruitiers) sont réunies dans la même classe d'occupation du sol que les 4 parcelles de boisement d'eucalyptus. La classe Plantation qui regroupe les cultures pérennes et les bois d'eucalyptus, qui représente déjà 15 % des parcelles recensées en 2006, risque de prendre de l'importance avec le développement de la canne à sucre qui apporte aux paysans un revenu, une fois transformée illicitement en alcool.

Tableau VI : Classification des parcelles du BV3 selon l'exposition des versants et les dates de défrichement

N° Versant et Orientation	Défricheur	Années défrichement	Parcelles	
I. NO 300-350°	Rapierre, premier défricheur	1985-1988	16	29 %
II. NE 10-45°	Raly et Ravaolahy Raly	1985-1988 : bas versant. 1999, vu en 2004	16	29 %
III. SO 210	Rapierre Samuel, René, François et Gilbert.	1985-1988 : bas versant. 1999, après attaque sangliers	9	16 %
IV. SO 264	Ravao (maison)	Entre 1991 et 2000 (cultivé)	8	15 %
V. NE, citadelle	Ravala (maison)	Entre 1991 et 2000 (jachère)	6	11 %
VI. Versant Ouest rizière principale	Ratovo (maison)	Cultivé en 2008		
VII. Versant Est rizière principale				
Total			55	100 %

En récapitulant les parcelles inventoriées dans le bassin versant 1, on décompte 122 parcelles en 2006 (Tableau V). Rapporté au total des 287 parcelles puisque la surface du bassin versant est de 28,7 ha, cela représente un taux d'échantillonnage de 42,5 %.

BV2

Le BV2 aurait commencé à être exploité par abattis-brûlis vers 1995. Il n'y en a pas de trace sur la photo aérienne de 1991 mais des parcelles défrichées et cultivées apparaissent sur les images satellitaires de 2000 et 2004. Le bas-fond aménagé en rizière, non visible depuis la crête car il est entouré de forêts, était déjà aménagé en 2000 par Razozy. En 2009 cette rizière incluse dans la forêt couvrait avec ses 17 casiers une surface approximative de 2 584 m², soit l'équivalent de 3 parcelles de rizière. La reconstitution de l'occupation du sol en 2009 a également dénombré 2 lots d'eucalyptus, 7 lambeaux forestiers restants, 5 parcelles défrichées détectées par l'imagerie spatiale, soit 17 parcelles sur les 127 du bassin versant (puisque la surface est de 12,7 ha), ce qui équivaut à un taux d'échantillonnage de 13,4 %.

BV3

Dans le cas du bassin versant 3, la défriche des 3 longs versants d'Ampangorinana n'est pas connectée avec l'aménagement de la rizière en aval, affluente de la rizière d'Ambokibokoa, qui appartient comme toutes les rizières en aval à la même propriétaire, Ravao. L'aménagement des bas-fonds est antérieur aux dates de défriche des versants étudiés. Les élargissements de casiers ultérieurs concernent le lit principal de la rivière, pas l'affluent, plus encaissé, qui n'a plus de possibilités d'agrandissement.

On distingue dans ce bassin versant un défricheur principal et 3 périodes de défrichement, plus anciennes que dans le BV1 (1988, 1995 et 1999), mais les premiers lots de défrichement sont restés indivisés. Le premier versant cultivé depuis 1988, qui est en herbe (*kilanjy*) pâturée par les zébus depuis 2007, commence à se recoloniser en arbustes depuis 2008 (Photo H2). La transition herbacée observée dans le BV3 n'apparaît pas encore dans le BV1, d'où l'intérêt d'étudier dans quelles conditions cette transition herbacée a pu apparaître.

En 2006, l'emprise agricole reste moindre que dans le premier bassin versant ; la forêt restante et les défriches âgées dominant (Photo H3). La distribution des parcelles suivies, entre les versants que l'on distingue par leur exposition, est indiquée dans le tableau VII et le détail des états d'occupation du sol en 2006, dans le tableau VII.

Tableau VII : Usage du sol des parcelles observées dans le bassin versant 3 en 2006

Usage du sol 2006	Nombre de parcelles	
Rizière	9	9,9 %
Culture	9	9,9 %
Jachère	34	37,4 %
Herbe	12	13,2 %
Eucalyptus	5	5,5 %
Forêt restante	22	24,1 %
Total	91	100 %

Les 55 parcelles identifiées couvrent les 2/3 du bassin versant. Il faut y ajouter les parcelles dénombrées à partir de l'imagerie satellitaire, les 9 parcelles équivalentes des casiers rizicoles, les 5 lots d'eucalyptus et 22 lambeaux forestiers restants. Le total de 91 parcelles représente 17 % des 534 parcelles du bassin versant (surface de 53,37 ha). Ce taux plus faible que dans le BV1 est cohérent avec un plus faible degré d'emprise sur la forêt.

Des 9 parcelles observées en culture en 2006, 5 sont en manioc, 3 en patate douce, 1 en maïs-haricot (Tableau VII). La proportion de parcelles en herbe montre bien que l'ancienneté de la défriche et l'intensité des cycles de culture se sont traduits, dans ce bassin versant, par une extension des recrûs herbacés plus importante que dans le BV1. Mais comme dans le premier bassin versant, ces états en herbe ne resteront pas longtemps puisqu'une partie de ces parcelles a été labourée et plantée en manioc entre 2008 et 2009. Par ailleurs, les parcelles non labourées se sont repeuplées d'arbustes et de jeunes pieds d'*Harungana*, ce qui revient à une transition vers une jachère arbustive. Tout ceci montre bien que les couvertures en herbe sont colonisées à nouveau, avec le temps, par des arbustes : il ne s'agit donc pas d'une bifurcation herbacée qui ferait de la transition en herbe une transition irréversible. Comme dans le BV 1, on note également des bois d'eucalyptus, mais en moindre proportion, mais pas de culture pérenne. Les plantations de canne à sucre détectées au pied du versant II défriché puis au dessus du tombeau dans le haut du même versant, ne se sont pas étendues comme dans le bassin versant 1. Ce constat correspond bien à la déprise observée.

Constitution et analyse de la base de données

Base de données

Le domaine couvert par la base de données est l'échantillon des parcelles qualifiées dans les 3 bassins versants, depuis la première défriche de 1957 jusqu'en 2006, qui inclut l'ensemble des casiers en rizière, les plantations d'eucalyptus de 1985 maintenues en boisements ensuite, les lambeaux forestiers intacts au bout des 50 ans et les séries chronologiques des 6 états d'occupation du sol reconstituées sur un échantillon des parcelles de versant cultivées en 2006.

Sur un extrait du fichier d'historique parcellaire entre 1985 et 2006 (pour une question de taille de fichier, la période 1987-1995 n'est pas présentée), année de clôture de l'usage du sol, on comprend mieux le produit résultant de la reconstitution historique (Figure G1). A l'intersection d'une ligne (parcelle) et d'une colonne (année), on lit l'occupation du sol cette année là parmi les 6 états d'occupation du sol. On assume que les trois bassins versants sont en forêt en 1956 et que les premières trouées observées en 1957 datent de cette année là.

On constate que l'état Forêt occupe une bonne partie du fichier alors que la seule information fournie est la période de chaque « paquet » de défriche. En dehors des lambeaux forestiers qui resteront en forêt jusqu'en 2006, la dernière parcelle défrichée en forêt date de 2000, au moment de l'interdiction. Par contre des casiers rizicoles ont continué d'être creusés chaque année à partir des rizières existantes. Les plantations de canne à sucre dans le fond des vallons ont été un des premiers usages après la mise en culture sur défriche, la couverture forestière cachait à l'époque l'activité illicite de distillation de canne à sucre en alcool.

Dans les séries chronologiques, l'état Plantation est donc apparu après les états Culture et Jachère mais avant l'état Herbe. L'état en herbe est apparu plus tard, dans le premier versant défriché du bassin versant 3, qui avait donc subi le plus grand nombre de cycles culture-jachère. La mise en culture après un retournement à la bêche a été observé sur certaines parcelles en herbe pour une plantation de manioc. Ce que l'on observe sur les données c'est qu'après une mise en culture, le recrû reste herbacé au premier abandon. Il a fallu attendre 2009 pour qu'un recrû herbacé soit colonisé par des arbustes, pour une reprise de jachère arbustive. Cette observation postérieure à notre base de données démontre cependant que la transition culture-herbe ne conduisait pas à une bifurcation herbacée irréversible.

Parmi les 5 trouées dans la forêt observées en 1957, ces parcelles sont restées assez longtemps en recrûs pour passer à un état de Forêt assimilé à une jachère de plus de 30 ans. Nous considérons que ce sont des situations de régénération forestière ; elles sont donc incluses dans la base de données comme des transitions J → F. Ce sera important pour l'utilisation qui pourra en être faite pour calibrer des modèles de transition. Dans le cas contraire, le compartiment forêt n'apparaîtrait que comme un réservoir de défriche, sans possibilités de régénération.

Par contre une transition n'a pas été observée au cours de la période couverte par la base de données : Culture pérenne → Culture annuelle, dont on ne sait toujours pas si elle pourrait avoir lieu. La conjoncture est plutôt à l'augmentation des surfaces en culture pérenne, soit pour marquer la propriété sur des jachères plus ou moins âgées, soit pour répondre au marché rémunérateur de la production d'alcool. L'abandon de ces cultures pérennes est actuellement peu envisageable ; il correspondrait à un vieillissement de la plantation ou bien à une chute du prix de l'alcool dans le cas de la canne à sucre. On en déduira que l'état Culture pérenne est absorbant, au moins à l'échelle de temps de notre base de

données. Il serait donc préférable de le distinguer de l'état Boisement avec lequel il était réuni dans une classe « Plantation » puisque des défrichements de boisements de pins ou d'eucalyptus ont été observés dans d'autres parties du paysage de lisière forestière. L'état Plantation est absorbant à notre échelle de temps mais pas l'état Boisement.

On constate également que l'abattis-brulis a été stoppé après 2003, au moment de son interdiction par les COBA. Des défriches sont encore observées en 2004, mais ont cessé ensuite. Il faut attendre les années 2008-2009 pour observer de nouvelles défriches, qui n'apparaissent donc pas dans la base de données reconstituée. Les informations sur la période plus récente de 2007-2014 pourraient donc modifier quelque peu notre vision des dynamiques d'occupation du sol.

Schéma de transition

L'analyse précédente nous conduit à définir les transitions observées et les transitions possibles, qui sont reportées sur le schéma de la figure H1, en distinguant les transitions naturelles et les transitions humaines, les transitions réversibles ou non. Les transitions naturelles entre états différents sont indiquées en italique ; la transition naturelle dans un même état, qui correspond à l'incrémentation annuelle de la croissance végétale, est indiquée par une flèche partant et arrivant au même état. Les transitions humaines entre états différents sont dues à une intervention humaine (labour, plantation, semis, etc.) et lorsque l'état reste le même, la flèche indique une nouvelle culture chaque année ; ce qui vaut pour les rizières et les champs cultivés sous pluie. Quelle que soit l'origine de la transition, on parlera de temps de séjour dans un même état. La conversion de Forêt à Rizière est la seule transition irréversible, sur notre pas de temps de 50 ans.

Discussion

Une base de données parcellaires sur 50 ans apparaît comme un maximum de reconstitution possible, compte-tenu de la date des premières photos aériennes. Limitée spatialement, la base de données que nous avons construite est représentative de la lisière de la forêt humide de Fianarantsoa. Le processus de déforestation peut être suivi dans le temps long sur la base d'une population de parcelles dont on cherche à comprendre les transitions. L'occupation du sol étant caractérisée par une occurrence d'usage du sol, on s'intéresse plus à la probabilité de changement d'états qu'aux limites et localisations exactes des parcelles. En général les évaluations datées de l'occupation du sol à notre portée, comme celles que l'on déduit d'une interprétation d'images SPOT anciennes, ne permettent pas de repérer des parcelles mais des unités spatiales intermédiaires constituées de lots de parcelles en pente ou de casiers de rizières. Il est possible de les localiser, de dater les défrichements ($F \rightarrow C$) et les aménagements ($F \rightarrow R$) en raisonnant par trouées dans une matrice forestière (présence-absence). Pour des transitions plus récentes, le développement de la très haute résolution met à disposition des images de résolution inférieure à 10 m jusqu'à 2,50 m. Cependant ce progrès indéniable ne résoudra sans doute pas nos préoccupations d'analyse multi-dates d'occupation du sol sur de petites parcelles d'agriculture familiale. C'est pourquoi il reste important d'affiner la méthode d'obtention de ces séries chronologiques et faire en sorte qu'elle soit reproductible. Un modèle de dynamique de la déforestation peut être calé sur la base des données constituées à partir d'un tel observatoire de la dynamique annuelle de l'occupation du sol.

Certaines successions d'une ou deux années de mise en culture après défrichement et avant abandon ($F \rightarrow C \rightarrow J$ ou $F \rightarrow C \rightarrow C \rightarrow J$), observées dans la base de données, sont atypiques car elles n'obéissent pas à des règles agro-écologiques. Ces défriches brèves peuvent être interprétées comme des stratégies

foncières de marquage à nouveau de territoires antérieurement défrichés. La généalogie des premiers défricheurs éclaire comment les lots de parcelles défrichées sont transmis aux ayant droits. Nous retrouvons dans les données une stratégie foncière qui sera développé dans une autre publication.

Nous avons vérifié que les transitions ($F \rightarrow C \rightarrow J$) étaient contemporaines des transitions ($F \rightarrow R$) ou les suivaient. Les défriches de la forêt se poursuivant, il apparaît un état plantation ($C \rightarrow P$). L'état herbe apparaît plus tard ($C-H$) et avant les interdictions effectives de défriche de la forêt. Au cours des 50 ans d'histoire culturelle, l'apparition progressive de nouveaux états d'occupation du sol, Plantation puis Herbe, après Culture et Jachère, et la disparition progressive mais partielle comme nous l'avons vu de l'état Forêt, vont délimiter des périodes de temps homogènes quant à la palette des occupations du sol. Les comparaisons de l'occupation du sol entre deux dates ne pourront se faire qu'au sein de ces périodes homogènes. Par ailleurs, ces périodes ont-elles-mêmes des durées variables. On observe 15 à 20 ans entre deux dates de paquets de défrichement (1965 - 1985 - 2000) et, du fait de la mauvaise qualité des images satellitaires de 1986 et 1988, l'écart de temps est de 35 ans entre les photos aériennes de 1957 et 1991.

Du fait de la résilience des forêts humides, nous avons concentré notre attention sur les temps de séjour en considérant que la dynamique de fond était la reconstitution, après défrichement et mise en culture, d'un couvert forestier. La simplification des catégories « Boisement » et « Herbe » se justifiait alors dans le sens d'un blocage momentané de la régénération forestière. Une culture pérenne (10 ans) et un bois de pins, eucalyptus ou mimosa (20 ans) sont de ce fait considérés comme appartenant à la même catégorie de Plantation, correspondant à une immobilisation longue en dehors de la régénération forestière. Ces états d'occupation du sol retournent à la tendance lourde de la régénération forestière, dès que la couverture végétale est détruite (récolte complète de bois par coupe à blanc de la plantation, brûlis).

Si l'on enchaîne plusieurs cycles de cultures, des jachères « intermédiaires » ou « jachères intercalaires » apparaissent avec des durées variables (en blanc sur la Figure G1). Dans le cas contraire, la « jachère finale » est une friche ou un recrû forestier, et n'est plus à proprement parler une jachère car on ne sait pas quand elle sera défrichée ou même si elle sera défrichée, mais on peut toujours lui attribuer un âge. Il faut cependant avoir à l'esprit que cet âge des jachères finales est un artéfact conditionné par la date de fin d'observation fixée ici à 2006. Les « jachères intercalaires » ont une durée qui peut se raisonner par rapport à une reconstitution de la fertilité. La durée des « jachères finales » se discute par rapport au temps de reconstitution d'un couvert arboré et des âges autorisés pour le défrichement. C'est sur ces durées que se jouent les infractions de défrichement et par conséquent les possibles réglementations définissant les limites de forêt « mature », jachère de 8 ans ou encore d'autres règles.

Le jeu de données couvrant la période 2007-2012 serait dans ce sens utilisable sur les 3 bassins versants pour confirmer l'état Jachère final ou la réversibilité de l'état Herbe et vérifier si de nouvelles dynamiques de défriche n'apparaissent pas dans la période récente.

Conclusion

Un bilan exhaustif sur un bassin versant borné de l'usage annuel d'une population dénombrable de parcelles constitue une information précieuse pour comprendre la dynamique de la déforestation sur une cinquantaine d'années.

Il est en effet extrêmement difficile, soit par observation directe (végétation, histoire des interventions culturelles, plantes indicatrices), soit par enquête rétrospective (datations dans le passé, contradictions entre les témoignages), de connaître l'âge de la jachère et de reconstituer l'histoire culturelle d'une parcelle depuis la première défriche en forêt. Notre échantillon est de taille réduite (3 petits bassins

versants jointifs) mais représente une diversité de situations, marquée par des périodes de défriche décalées et l'apparition de nouveaux états d'occupation du sol. Le domaine de généralisation d'un modèle de transition entre six états d'occupation du sol, établi sur cette base, tient à la combinaison de l'aménagement des bas-fonds et de la défriche des versants, comme moteur de la déforestation.

Le choix d'une unité de référence indépendante du processus de déforestation, comme le bassin versant, a aidé à reconstituer la chronologie de la déforestation sur une base exhaustive. Le fait de disposer d'un espace borné, initialement en forêt, autorise à évaluer la vitesse de divers processus depuis la première défriche : aménagement des bas-fonds, défriche de la forêt, possibilités de régénération forestière. C'est donc une nouvelle approche de la déforestation, beaucoup plus fine, qui est proposée, et qui conduit à expliquer les phénomènes afin de pouvoir agir sur eux.

Ainsi les lambeaux forestiers restés intacts et non défrichés au bout de 50 ans sur les hauts de versants et les crêtes ont pu être dénombrés, la limite de COBA jouant encore le rôle de frontière du front de défriche. Par ailleurs, le fait qu'on ait pu observer la transition Jachère-Forêt au bout de 30 ans démontre qu'une régénération est possible, même si elle est très peu fréquente. Cette mention des 30 ans montre a posteriori qu'il faut définir cette transition de manière plus précise : au bout de combien d'années considère-t-on qu'une vieille jachère est passée à l'état de Forêt, ou qu'une régénération forestière est acquise ? Tenir compte d'une régénération possible signifie que la transition Jachère-Forêt peut se réaliser avec une probabilité non nulle. L'état forêt n'étant pas dans ce cas absorbant, il peut être maintenu dans un modèle de transition stochastique comme la chaîne de Markov.

Ce dispositif est particulièrement adapté à l'étude locale des transitions et de la dynamique des couverts post-forestiers. Selon l'objectif recherché, on peut s'en tenir au premier niveau développé ici, l'usage simplifié (6 états d'occupation du sol possibles par parcelle et par an), ou détailler deux autres niveaux d'informations : (1) usage détaillé (cultures détaillées ou même associations de cultures, formations végétales de chaque classe d'âge de jachère, travail du sol selon la pente-orientation de la parcelle), (2) propriétaire de chaque parcelle (nom, date).

Si le besoin d'aboutir à des bilans n'est pas posé, les parcelles n'ont plus à être jointives et l'on peut imaginer d'étendre le dispositif à une unité de référence spatiale différente d'un bassin versant comme, par exemple, une fenêtre délimitée le long de la lisière forestière (Ratiarson *et al.*, 2011). On perd alors sans doute la possibilité de détailler la propriété ou la conduite agro-écologique des parcelles mais on se retrouve alors avec un semis de points que l'on peut assimiler à un tirage au sort de parcelles, non jointives, sans exigence d'exhaustivité. Il s'agit alors de comparer des pixels correspondant à chaque parcelle à différentes dates, ces pixels pouvant être interprétés selon la même palette des six états d'occupation du sol.

L'évolution des défrichements accroît la saturation de l'espace, jusqu'à l'interdiction de la COBA ou jusqu'à la prochaine interdiction. Pour contrôler la conservation du domaine forestier, il apparaît nécessaire de simuler la dynamique de ces défrichements. Dans le cas étudié, le moteur provient des décisions des agriculteurs de défricher et d'abandonner des parcelles en fonction des besoins alimentaires de leurs familles, l'agriculture étant essentiellement d'autoconsommation. Avec une base de données sur 20 ans (depuis 1986) ou reconstituée sur 50 ans (depuis 1957), quelles seraient les possibilités de prolonger les tendances observées dans les années à venir pour réfléchir sur les questions de la disparition ou du maintien d'un couvert forestier et des moyens à mettre en œuvre pour parvenir à en conserver une partie ?

Références bibliographiques

- Bertrand A., Aubert S., Montagne P., Lohanivo A.C., Razafintsalama M.H., 2014 : « Madagascar, politique forestière : Bilan 1990-2013 et propositions ». *Madagascar Conservation & Development*, 9(1) : p. 20-30.
- Bertrand A., Karpe P., Aubert S., 2008 : « Le statut juridique des terres : perspectives historiques et sociales », dans F. Sandron (ed.), *Population rurale et enjeux fonciers à Madagascar*. Antananarivo/Paris: CITE/Karthala: p. 35-57.
- Blanc-Pamard C., 2000 : « Histoire d'un vallon (Hautes terres centrales de Madagascar) », dans M. Barrué-Pastor, G. Bertrand (eds.), *Les temps de l'environnement*. Toulouse: Editions PUM: p. 388-398.
- Blanc-Pamard C., 2004 : « Un jeu foncier de front pionnier en forêt de Mikea ». *Land reforme, Réforme agraire, Reforma agraria*, 2: p. 94-107.
- Blanc-Pamard C., Rakoto Ramiarantsoa H., 1993 : « Les bas-fonds des hautes terres centrales de Madagascar : construction et gestion paysannes », dans M. Raunet (ed.), *Bas-fonds et riziculture*. Antananarivo : Actes du séminaire d'Antananarivo, 9-14 décembre 1991, CIRAD: p. 31-47.
- Blanc-Pamard C., Ralaivita M., 2004 : *Ambendrana : un territoire d'entre-deux. Conversion et conservation de la forêt (corridor betsileo, Madagascar)*. Rapport GEREM IRD-CNRE. Antananarivo/France : CNRS-EHESS CEAf, 86 p. + annexes.
- Carrière S.M., Ratsimisetra L., Edmond R., 2007 : « Le couloir forestier de Fianarantsoa : forêt «primaire» ou forêt des hommes ? », dans G. Serpantié, Rasolofoharino, S. Carrière (eds.), *Transitions agraires, dynamiques écologiques et conservation, le «corridor» Ranomafana – Andringitra, Madagascar*. Antananarivo/Marseille: CITE/IRD: p. 39-46.
- Gorenflo L.J., Corson C., Chomitz K.M., Harper G., Honzák M., Ögler B., 2011 : « Exploring the association between people and deforestation in Madagascar », dans R.P. Cincott, L.J. Gorenflo (Eds.), *Human population. Its influence on Biological diversity*. Berlin Germany: Springer-Verlag (Ecological Studies 214): p. 197-218.
- Grouzis M., Razanaka S., Le Floc'h E., Leprun J.-C., 2001 : « Evolution de la végétation et de quelques paramètres édaphiques au cours de la phase post-culturale dans la région d'Analabo », dans S. Razanaka, M. Grouzis, P. Milleville, B. Moizo, C. Aubry (eds.), *Sociétés paysannes, transitions agraires et dynamiques écologiques dans le sud-ouest de Madagascar*. Antananarivo : Actes de l'atelier CNRE/IRD, 8-10 novembre 1999 : p. 327-337.
- Guariguata M.R., Ostertag R., 2001 : « Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics ». *Forest Ecol. Manage.*, 148: p. 185-206.
- Harper G., Steininger M., Tucker C., John D., Hawkins F., 2007 : « Fifty years of deforestation and forest fragmentation in Madagascar ». *Environmental Conservation*, 34: p. 325-333.
- Hervé D., 2012 : « Chapitre 6 : Des unités de paysage intermédiaires pour comprendre les dynamiques de l'occupation du sol », dans S. Lardon (ed.), *Géoaquonomie, paysage et projets de territoire. Sur les traces de Jean-Pierre Deffontaines*. France: Editions Quae (Coll. Indisciplines): p. 105-119.
- Hervé D., Andrianarivo A., Randrianarison A., Ratovonirina G., Rakotoarimanana V., Razanaka S., 2010 : « Dynamiques spatio-temporelles des savanes incluses en forêt (Madagascar) ». *Revue Télédéttection*, 9(3-4) : p. 182-194.
- Hervé D., Hajalalaina A.R., Ramanandraibe H.L., Rahaingo Rafanomezantiana T., Randrianantenaina M.T., 2011 : *Aménagement des bas-fonds et population dans les communes du corridor forestier de Fandriana – Vondrozo (COFAV)*. Rapport de recherche MEM (Modélisation pour l'environnement à Madagascar). Fianarantsoa Madagascar : IRD/ Université de Fianarantsoa, 54 p.

Kassi N'Dja J., Ake-Assi E., Tiebre M.-S., 2010 : « Biodiversité végétale et vitesse de régénération de la forêt classée de Sanaimbo (Côte d'Ivoire) ». *Sciences & Nature*, 7(2) : p. 195-206.

Kassi N.J., Decocq G., 2008 : « Spatio-temporal patterns of plant species and community diversity in a semi-deciduous tropical forest under shifting cultivation ». *J. Veg. Sci.*, 9(6) : p. 809-820.

Lasry F., Blanc-Pamard C., Milleville P., Razanaka S., Grouzis M., 2005 : *Environnement et pratiques paysannes à Madagascar*. Atlas Cédérom IRD-CNRE. Paris: IRD Editions.

Lasry F., Grouzis M., Milleville P., Razanaka S., 2004 : « Dynamique de la déforestation et agriculture pionnière dans une région semi-aride du sud-ouest de Madagascar : exploitation diachronique de l'imagerie satellitale haute résolution ». *Photo-Interprétation*, 1 : p. 26-33.

Lubini A., 2003 : *La gestion des forêts tropicales secondaires en Afrique*. Atelier FAO/EC - LNV/GTZ, IUCN-ICRAF-CIFOR. Cameroun, Douala, 17-21/11/2003 (document thématique N°1).

Messerli P., 2004 : *Alternatives à la culture sur brûlis sur la falaise est de Madagascar: Stratégies en vue d'une gestion plus durable des terres*. Berne: Geographica Bernensia (African Studies Series A17), 348 p.

Moreau S., 2002 : *Les gens de la lisière. La forêt, l'arbre et la construction d'une civilisation paysanne Sud-Betsileo, Madagascar*. Thèse de géographie, Université de Paris X (France), 667 p.

Mutzenzer F., 2010 : *Déforestation et droits coutumiers à Madagascar*. Paris: Karthala, 360 p.

Pfund J.L., 2000. *Culture sur brûlis et gestion des ressources naturelles : évolution et perspectives de trois terroirs ruraux du versant est de Madagascar*. Thèse doctorat ès Sciences naturelles, Ecole Polytechnique Fédérale de Zurich (Suisse), 323 p.

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 ». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 139(1-2) : p. 150-158.

Rakoto Ramiarantsoa H., Blanc-Pamard C., 2014: *Biodiversités en partage. Reconfigurations de ruralités dans le corridor forestier betsileo tanàla (Madagascar)*. Marseille: Editions IRD (Coll. A travers champs), 276 p.

Rakotoasimbahoaka C., Ratiarson V., Ramamonjisoa B., Hervé D., 2010 : « Modélisation de la dynamique d'aménagement des bas-fonds rizicoles en forêt », dans A. Sbihi, E. Badouel, I. Lokpo (eds.), *Actes du 10^{ème} Colloque Africain sur la Recherche en Informatique et Mathématiques Appliquées*, Rubrique Modélisation des Systèmes Complexes. CARI 2010. Côte d'Ivoire: Yamoussoukro, 18-21 octobre 2010, INRIA-Hope Connexion : p. 293-300.

Ramamonjisoa B., 2004 : « Origines et impacts des politiques de gestion des ressources naturelles à Madagascar ». *Schwiez. Z. Fortswes.*, 155(11) : p. 467-475.

Rasolofoharinoro, 2001 : « Successions végétales post-culturelles dans la région d'Andasibe-Pernet », dans S. Razanaka, M. Grouzis, P. Milleville, B. Moizo, C. Aubry (eds.), *Sociétés paysannes, transitions agraires et dynamiques écologiques dans le sud-ouest de Madagascar*. Antananarivo : Actes de l'atelier CNRE/IRD, 8-10 novembre 1999 : p. 315-326.

Ratiarson V., Hervé D., Müller J.P., 2011 : « Calibration et validation d'un modèle de dynamique d'occupation du sol post-forestière à base d'automate temporisé à l'aide d'un modèle markovien. Application à la transition forêt-agriculture à Madagascar ». *Cahiers Agricultures*, 20(4) : p. 274-279.

Raunet M. (ed.), 1993 : *Bas-fonds et riziculture*. Antananarivo: Actes du séminaire d'Antananarivo, 9-14 décembre 1991, CIRAD, 517 p.

Serpantié G., Toillier A., Carrière S., Razanaka S., 2007 : « Déforestation à Fianarantsoa au XX^{ème} siècle: un corridor en sursis », dans G. Serpantié, Rasolofoharinoro, S. Carrière (eds.), *Transitions agraires, dynamiques écologiques et conservation, le «corridor» Ranomafana - Andringitra, Madagascar*. Antananarivo/Marseille: CITE/IRD : p. 47-56.

Styger E., Rakotondramasy H., 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 ». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 119 : p. 257-269.

Sussman R.W., Green G.M., Sussman L.K., 1994 : « Satellite imagery, human ecology, anthropology and deforestation in Madagascar ». *Human Ecology*, 22 : p. 333-354.

Toillier A., 2009 : *Capacités d'adaptation des agriculteurs à la conservation des forêts dans le corridor Ranomafana-Andringitra (Madagascar). Perspectives pour un aménagement intégré des territoires*. Thèse de Doctorat spécialité Sciences agronomiques, AgroParisTech (France), 537 p.

Van Germeden B., Olf H., Parren M.P.E., Bongers F., 2003 : « The pristine rain forest? Remnants of historical human impacts on current tree species composition and diversity ». *J. Biogeogr.*, 30 : p. 1331-1390.

Willis K.J., Gillson L., Brncic T.M., 2004 : « How "virgin" is virgin rainforest? ». *Science*, 304 : p. 402-403.

Forêts, fourrés, recrûs, savanes: quelles significations pratiques pour le développement et la conservation des ressources forestières à Madagascar ?

Forests, thickets, regrowths, savannas: what practical significance for the development of the local population and the forest resources conservation in Madagascar?

S. RAZANAKA¹

S. RAKOTONDRAOMPIANA²

F. RAFAMANTANANTSOA³

D. HERVÉ⁴

(1) Centre National de Recherche sur l'Environnement (CNRE), BP 1739, Antananarivo 101, Madagascar

(2) Laboratoire de Géophysique de l'Environnement et Télédétection (LGET), Institut & Observatoire de Géophysique d'Antananarivo (IOGA), Université d'Antananarivo. Antananarivo (Madagascar)

(3) Ecole Nationale d'Informatique, Université de Fianarantsoa, BP 1484, Fianarantsoa 301, Madagascar

(4) Institut de Recherche pour le Développement (IRD, UMR 220 GRED), BP 64501, 34394 Montpellier, France

Résumé

Les différents termes utilisés en biogéographie pour désigner les formations végétales (forêts, fourrés, recrûs et savanes) se retrouvent largement dans les jargons des acteurs de la conservation, plus que dans ceux appliqués par les acteurs du développement. Cette différence reflète l'écart entre les aspects pratiques et les aspects théoriques de la mise en œuvre d'une stratégie de conservation. La distance entre le concept adopté et les actions menées par ces deux grands camps, fragilise les efforts apportés par les différents acteurs dans la lutte contre la déforestation et la dégradation de l'environnement.

La compréhension, l'acceptation et l'internalisation de ces termes avec leur sens écologique et leur concept biogéographique, par les communautés de base, constituent une étape déterminante dans la mise en œuvre de la politique de conservation de la biodiversité, indissociable des actions de développement locales. La présente réflexion sur la nécessité de mieux intégrer les concepts et la typologie écologique et biogéographique, ouvre une nouvelle voie pour améliorer l'efficacité des actions de développement menées en milieu rural, face aux préoccupations environnementales incontournables à Madagascar, compte tenu de l'importance de sa biodiversité.

La modélisation du mécanisme d'évolution des occupations des sols et des espaces forestiers, à la suite de la culture sur défriche-brûlis, et des feux de brousses récurrents pour le renouvellement des pâturages, est

au cœur du programme FPPSM. La précision des termes et le partage des différents concepts mobilisés est l'étape initiale indispensable. Les résultats des simulations peuvent être proposés aux politiques comme un outil d'aide à la décision important car ils intègrent les différents faciès des acteurs et du milieu rural malagasy.

Mots-clés : biogéographie, conservation, développement local, écologie, forêt, fourré,, recrû, savane

Abstract

The various terms used in biogeography to define vegetation formations (forests, thickets, fallows and vegetation regrowths, savannas) are widely used in the jargon of conservations actors, they are less known and applied by development actors. This discrepancy reflects the difference between practical and theoretical aspects, in the implementation of any conservation strategy. The distance between the concepts and the actions of these two main groups, weakens the efforts made by the various actors in the fight against deforestation and environmental degradation.

Understanding, acceptance and internalization of these terms with their ecological meaning and clear biogeographical assessment, by grassroots communities, is a key step in implementing the policy of biodiversity conservation, which cannot be separated from local development actions. The present reflection on the need to better integrate the concepts of the ecological and biogeographical typology, opens a new way to improve the efficiency of development activities in rural areas, face the unavoidable environmental concerns in Madagascar, given the importance of its biodiversity.

Modeling the mechanism of land use and forest dynamics; from cropping in slash and burn and bush burning for pasture renewal, is at the heart of FPPSM program (Forest, Parks and Poverty in South Madagascar). It requires accuracy and shared under different concepts. It can be proposed to policies as a tool for decision making because it integrates the different viewpoints of the actors and the different parts of Malagasy rural area.

Key-words: biogeography, conservation, community development, ecology, forests, thickets, fallow, savannah

Introduction

La répartition de la forêt dans le globe, comme les autres formations végétales majeures appelées biomes, répond à des conditions de milieu précises (Figure I1). Quatre facteurs principaux déterminent cette répartition : la latitude, la précipitation, l'évaporation, et enfin l'élévation sur le niveau de la mer. Ces facteurs sont évidemment très fortement reliés entre eux. Les forêts malgaches, car il en existe plusieurs types, sont classées dans la catégorie de « forêt tropicale ». Les forêts sèches malgaches se situent entre 500 et 1000 mm de précipitations annuelles en « forêt sèche » et « forêt très sèche ».

De manière générale la forêt présente une structure verticale à trois strates, et une structure horizontale constituée d'individus de taille et de diamètre différents. En écologie, l'évolution d'un milieu initialement minéral (sol nu) vers l'installation de la forêt, est appelée « succession primaire ». La forêt est l'aboutissement de successions végétales allant d'une forme simple sans stratification, comme l'étendue d'une mousse, à une forme de plus en plus complexe, comme la pelouse et les broussailles. La forêt atteint également un niveau très sophistiqué au niveau des relations de dépendance ou de compétition, sur le plan trophique et sur le plan de l'occupation de l'espace, entre ses composantes floristique et faunistique. En effet, la forêt abrite une faune riche avec qui elle établit des échanges trophiques et de service (symbiose, commensalisme, parasitisme...), allant du niveau du sol au sommet des cimes, en passant par les différents strates intermédiaires, litière et sous-bois. La forêt dérive donc de l'interaction sur de très longues périodes, entre le milieu physique (climat, sol) et la végétation. Cette interaction est catalysée par l'action de la faune, en l'absence de la perturbation de l'Homme. La forêt, dite « milieu fermé », marque bien le paysage et procure des services écosystémiques au milieu¹⁰, et des biens et services à la communauté humaine.

Régulièrement, la forêt reste le siège de perturbations naturelles de diverses ampleurs, allant d'un simple chablis¹¹, à la destruction d'une vaste étendue suite à des cataclysmes naturels (cyclones, feux de foudre...). Dans ce contexte, elle se reconstitue à partir de régénérations par apport de graines et par rejets de souche à partir des plantes préexistantes. Cette reconstitution de la forêt est appelée « succession secondaire ». Ce même phénomène se produit également à l'issue des perturbations causées par l'Homme, telles que la culture sur défriche-brûlis, et beaucoup plus lentement après l'exploitation minière.

A Madagascar, la répartition de la forêt suit la répartition de la précipitation (Carte J1), selon un gradient versant est humide – versant ouest sec et un gradient Nord-Sud, plus sec au Sud qu'au Nord (Baron, 1889-90 ; Perrier de la Bathie, 1921 ; Humbert, 1955). La forme allongée de l'île selon une orientation nord-sud, expose différemment les deux côtes est et ouest au vent dominant de direction sud-est. Ce vent dominant provenant de l'océan indien (appelé alizé) est très humide ; il souffle en permanence et arrose ainsi toute la partie orientale de l'île.

D'autre part le relief dissymétrique est-ouest, qui trouve son origine dans la chaîne de montagnes à l'est et l'inclinaison douce vers le canal de Mozambique à l'ouest, accentue la diversité climatique. En effet, les chaînes de montagnes constituent à l'est une barrière qui arrête l'humidité apportée par l'alizé (Bessairie, 1973). Il en découle une forte précipitation observée le long du flanc oriental, et une sécheresse croissante sur le flanc occidental, allant de ces mêmes sommets jusqu'à la côte ouest (Carte 2). Ce phénomène climatique et orogénique explique l'opposition très nette entre la forêt toujours humide localisée à l'est (Photos S6, S7) et la forêt sèche à l'ouest, tout en distinguant le nord-ouest plus humide que le sud-ouest plus sec (Carte J2).

Dans le sud-ouest, d'autres facteurs climatiques jouent sur la diversité et la répartition des forêts sèches. Un autre vent dominant, cette fois-ci saisonnier, la mousson, apporte de fortes précipitations quand la zone de convergence intertropicale (ZCIT), lorsqu'elle s'approche de Madagascar. Cette ZCIT reste cependant dans la partie nord de l'île, de ce fait, le sud-ouest de Madagascar, hors de sa portée, se trouve faiblement touchée par ces précipitations. Par conséquent, cette partie du sud-ouest de l'île ne bénéficie ni de l'humidité apportée par l'alizé, à cause des chaînes de montagnes orientales, ni des précipitations apportées par la ZCIT de fait de son éloignement. Elle souffre de ce fait une sécheresse chronique.

¹⁰ Services écosystémiques au milieu : la définition commune des services écosystémiques est anthropocentrée : il ne faudrait pas oublier que ces services sont également rendus à l'ensemble du milieu.

¹¹ Chablis : clairière créée, de façon naturelle, par la chute d'un grand arbre, entraînant d'autres arbres dans sa chute.

La forêt sèche présente une série d'adaptations à cette faible disponibilité de l'eau, adaptations biologiques, physiologiques et structurales, toutes orientées vers une limitation des pertes en eau et une augmentation de l'eau emmagasinée dans les tissus ou dans des organes de réserve spécifiques (Le Floch & Aronson, 2013). Pour limiter la perte en eau, la stratégie globale de la majorité des espèces de la forêt sèche est la chute des feuilles en saison sèche, appelée caducifolie. Les autres adaptations pour réduire la perte en eau sont la réduction de l'évapotranspiration au niveau des feuilles du fait de la petite taille des feuilles, ou microphyllie, et une morphologie de tronc tortueux et de rameaux multiples afin de limiter la surface de contact avec l'atmosphère. Pour augmenter la capacité d'accumulation d'eau, d'autres adaptations biologiques s'observent comme la pachycaulie, renflement du tronc et transformation des tissus ligneux en tissu spongieux et le développement de tubercules riches en eau. On connaît de mieux en mieux la flore de ces formations sèches (Perrier de la Bathie, 1936 ; Rauh, 1998 ; Lebigre, 2010), ce qui permet de passer progressivement, en incorporant le climat ou la géologie, des espèces aux écosystèmes (Humbert & Cours-Darne, 1965 ; Hoerner, 1986 ; IEFN, 1993 ; Faramalala, 1995 ; Du Puy & Moat, 1996). Au fur et à mesure de l'augmentation de l'intensité de la sécheresse, la proportion des individus présentant ces adaptations biologiques augmente, ce qui change la physionomie même de la forêt, qui passe à une formation moins haute et uni-stratifiée.

A moins de 500 mm par an, la forêt sèche (Photo I2) est remplacée par le fourré xérophile (Photo J3). Cette formation de fourré ne provient pas de la dégradation de la forêt sèche. Cette formation appelée fourré xérophile, est composée essentiellement d'espèces adaptées à la sécheresse par une microphyllie généralisée, une pachycaulie et une aphyllie fréquentes, souvent accompagnées d'une certaine carnosité des rameaux et d'une abondance des formes épineuses.

Par contre la dégradation des formations ligneuses, principalement sous l'effet du feu, produit des formations herbues de savane et steppe (Humbert & Cours-Darne, 1965). Toutes ces catégories sont explicitées dans le système de référence mondial et détaillées dans le contexte malgache. Cornet & Guillaumet ont proposé en 1976 une carte bioclimatique de Madagascar (Carte J5) qui intègre des aspects climatiques, édaphiques et biotiques, et qui situe des séries de végétation dans ce système de référence (Figure 1).

Figure 1 : Extrait de la notice de la carte bioclimatique de Madagascar, selon Cornet & Guillaumet (1976)

4. ETAGE DE VÉGÉTATION SEC ET SEMI-ARIDE.

Caractéristiques climatiques : Déficit hydrique cumulé de 300 à plus de 700 mm : 6 à 11 mois de saison sèche.

Localisation : Plaines et plateaux de l'Ouest au-dessous de 600 m d'altitude à l'exception de la bande côtière de Morombe à Fort-Dauphin.

4.1. Déterminisme climatique prépondérant.

- **Forêt dense sèche à Dalbergia, Commiphora et Hildegardia.**

4.2. Déterminisme édaphique prépondérant.

- Faciès sur sols latéritiques, sur sols arénacés et sur calcaires de la forêt dense sèche.

- **Fourré xérophile sur calcaire.**

- Végétation de rochers.

Sols hydromorphes.

- Forêt dense humide semi-décidue ripicole.

- Forêt marécageuse.

- Marais.

4.3. Déterminisme biotique prépondérant.

- **Savanes herbeuses**, arborées, à palmiers, à *Hyparrhenia rufa*, *Heteropogon contortus*, *Aristida rufescens*.

- Savanes à *Loudetia*, *Heteropogon contortus*, *Aristida congesta*.

5. ETAGE DE VÉGÉTATION SUB-ARIDE.

Caractéristiques climatiques : Déficit hydrique annuel cumulé supérieur à 700 mm : 10 à 12 mois de saison sèche.

Moyenne des minimums du mois le plus froid inférieure à 15 °C.

Localisation : Bande côtière de Morombe à Fort-Dauphin.

5.1. Déterminisme climatique prépondérant.

- **Fourré xérophile à Didiéeracées et Euphorbia.**

5.2. Déterminisme édaphique prépondérant.

- Faciès sur sables, sur calcaires, etc., du fourré xérophile.

5.3. Déterminisme biotique prépondérant.

Savane steppique à *Cenchrus ciliaris* et *Panicum voeltzkowii*.

Forêt, fourré

FORET SECHE

La forêt de l'ouest de Madagascar a été donnée comme exemple de "forêt dense sèche" selon la définition de la Conférence de Yangambi (1956), référée par Trochain (1957) : « peuplement fermé pluristrate, de stature moins élevée que la forêt dense humide ; la plupart des arbres des étages supérieurs perdent leurs feuilles et le sous-bois arbustif est soit sempervirent, soit décidu avec un tapis graminéen généralement discontinu ».

Concrètement, un tapis de feuilles au sol constitue la litière, le sous-bois est ouvert et les arbres sont à fûts droits avec 3 strates. Par ailleurs le caractère caducifolié est associé à la forêt dense sèche, qui peut être appelée « forêt dense sèche caducifoliée » ou « forêt dense sèche décidue ».

Un exemple de forêt dense sèche, située le plus au Nord, est donné par les forêts d'Ankarafantsika et d'Antsohihy, lorsque les précipitations dépassent 1000 mm (autour de 1200 mm).

Un exemple de forêt dense sèche, située à l'Ouest, dans la région de Morondava, est la forêt de Kirindy, entre 700 mm et 1000 mm.

Un exemple de forêt dense sèche, située au sud-ouest, au Nord de Toliara, est la forêt de Mikea entre 400 mm et 700 mm (Photos I2 et I3).

Le fourré xérophile apparaît au Sud de Toliara à moins de 500 mm (Photo J3).

FOURRE XEROPHILE

La définition du fourré xérophile donnée à Yangambi (1956) : « *type de végétation arbustif, fermé sempervirent ou décidu, généralement peu pénétrable, souvent morcelé, à tapis graminéen absent ou discontinu* », est en effet peu précise (Guillaumet & Koechlin, 1971). Le terme de fourré doit être réservé à des formations répondant à des critères physiologiques liés à des conditions écologiques, climatiques ou édaphiques, suffisamment défavorables pour empêcher le développement de la forêt. Le « fourré climacique xérophile » est une formation en soit qui ne provient pas de la dégradation d'une forêt dense xérophile.

Le fourré a une végétation très dense, formée d'espèces arbustives de diverses tailles, imbriquées les unes dans les autres. Le fourré xérophile du sud-ouest est caractérisé par la dominance des familles de Didieraceae et Euphorbiaceae (Koechlin *et al.*, 1974). Cornet & Guillaumet (1976) distinguent le haut fourré du bas fourré.

La présence d'espèces appartenant à la famille des Didieracées, à port plus ou moins cactifome (*Didierea madagascariensis* et *D. trollii*, *Alluaudia procera*, *Alluaudia dumosa*), et d'Euphorbes arbustives aphyllées, souvent abondantes (*Euphorbia stenoclada* par exemple), impriment à cette formation arbustive une physionomie très spéciale de « haut fourré ». Des exemples sont les fourrés à *Alluaudia comosa* et *A. dumosa*. Le haut fourré arboré présente une strate arborée discontinue pouvant exceptionnellement atteindre 8 à 10 m de haut, qui domine une végétation buissonnante, sans stratification nette, dépassant 2 m de haut, d'où la dénomination de haut fourré ou fourré arboré. Des exemples sont les fourrés à *Euphorbia stenoclada*, fourré à *Alluaudia procera*, fourré à *Adansonia fony* et *Alluaudia montagnaci*.

Le bas fourré arbustif a une strate buissonnante unique et beaucoup plus basse, de 1 à 2 m de haut, et souvent discontinue du fait de conditions édaphiques particulièrement sévères. Les Didiereacées (à l'exception d'*Alluaudia comosa* et d'*Alluaudia fiherenensis*) en sont le plus souvent absentes. Cette végétation est caractéristique des régions les plus arides et occupe généralement des pentes calcaires. Un exemple est le fourré à *Commiphora monstrosa* et *Euphorbia leucodendron*.

Le passage de la forêt sèche au fourré xérophile est graduel ; il suit généralement le gradient climatique (Carte J2). Par contre, ce passage devient très rapide quand la nature du sol change parallèlement avec le gradient climatique. La précipitation diminue de 700 à 500 mm sur moins de 50 km entre Ampasikibo à l'intérieur des terres et Salary sur la côte, tandis que le sol varie dans le même sens, de sable rouge rouge induré, plus compact et riche en argile, au sable beige très meuble et filtrant très pauvre en argile (Figure 2). La végétation change sensiblement de physionomie et passe de la structure de forêt sèche au fourré xérophile dès que la nature du sol varie.

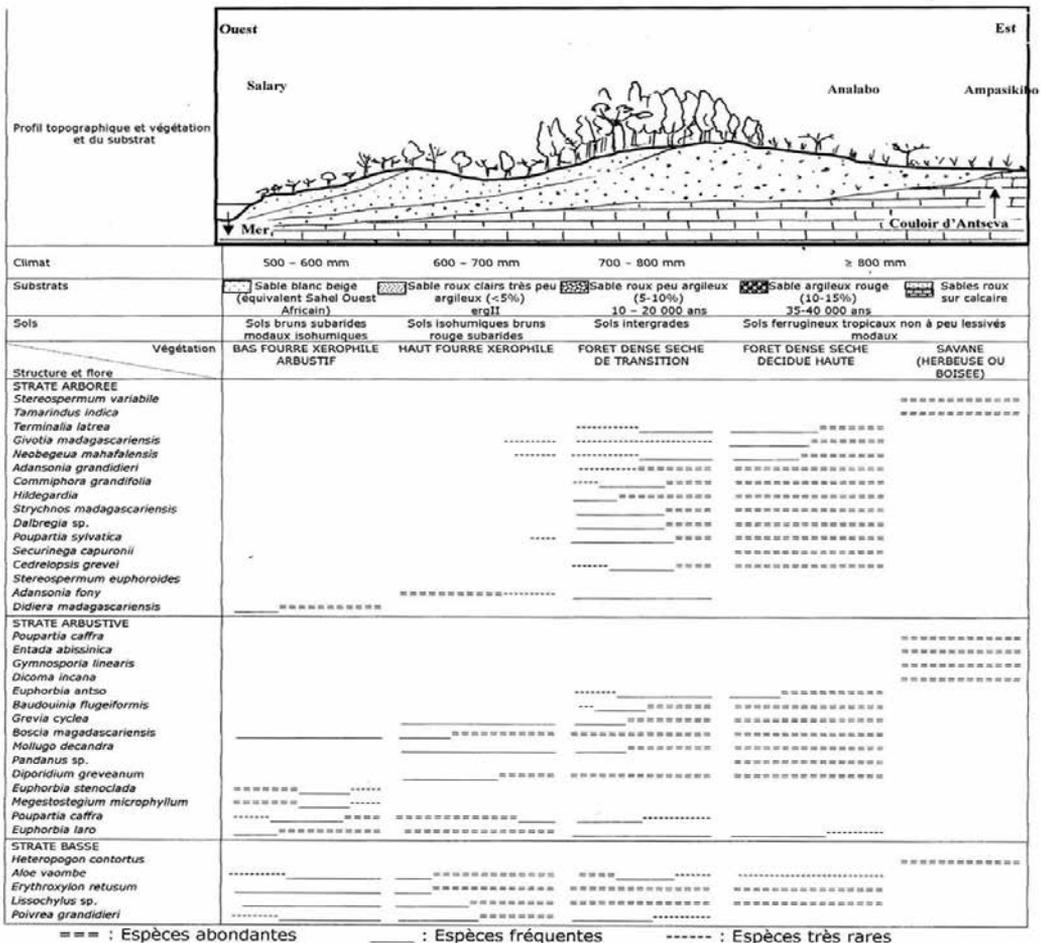


Figure 2 : Changement de la forêt sèche en fourré xérophile sur une faible distance dans la Forêt de Mikea (sud-ouest de Madagascar) (Razanaka, 1995)

Savanes, steppes

Les formations herbacées sont des formations ouvertes à dominante graminéenne.

La savane se définit comme une formation herbeuse constituée d'une strate herbacée continue d'au moins 80 cm de hauteur (Photo J4). La steppe se définit comme une formation herbeuse ouverte n'atteignant généralement pas 80 cm et composée de graminées à touffes non jointives, principalement des Poaceae largement espacées.

Différents critères sont utilisés pour comparer Savane et Steppe:

1. Savane : « ...graminées à feuilles planes, basilaires et caulinaires... »
Steppe : « ...graminées vivaces... à feuilles étroites, enroulées ou pliées, principalement basilaires »
2. Savane : « ...plantes ligneuses ordinairement présentes... »
Steppe : « ...parfois mêlées de plantes ligneuses... »
3. Savane : « ...ordinairement brûlées annuellement... »
Steppe : « ...généralement non parcourue par les feux »

Deux exemples de savane (Morat, 1973) sont la savane à *Heteropogon contortus* de la région de Sakaraha et la savane à *Hyparhenia rufa*. Un exemple de steppe, dans la région d'Ampanihy, est la steppe ou savane steppique à *Cenchrus ciliaris* et à *Panicum voeltzkowii*. Certains auteurs préfèrent parler de pseudo-steppe.

Dégradations

Les écologues appellent perturbations des actions de l'Homme (anthropiques) sur le couvert végétal « naturel ». Une forêt complexe en équilibre et qui dure peut réagir à des perturbations, quelles soient naturelles (cyclones, foudre...) ou humaines (abattis-brûlis, coupe sélective, charbonnage) sans perdre aucune de ses fonctions. Mais si une de ses fonctions disparaît, un déséquilibre s'installe et on parlera de dégradation. Donc, c'est à partir d'une certaine intensité, récurrence ou permanence de la **perturbation** que l'on parlera, en termes d'impact, de **dégradation**. Il faut bien distinguer une forêt dégradée, qui garde cependant les caractères intrinsèques de la forêt initiale, d'une forêt secondaire qui résulte de la reconstitution d'une végétation ligneuse après défriche, mise en culture et recrû d'un certain âge et qui, de ce fait, n'a pas les mêmes caractéristiques que la forêt initiale ou forêt mature.

La **résilience** traduit la capacité de la forêt à se reconstituer à la suite d'une perturbation profonde, comme la défriche-brûlis. Cette résilience varie suivant la vigueur des communautés d'espèces composant la forêt et l'importance de la dégradation subie, que l'on peut estimer par la durée de la mise en culture suivant la première défriche et précédent l'abandon cultural (Figure 3).

La **régénération** de la forêt, après une destruction presque totale pour la culture sur défriche-brûlis, suivie d'une alternance de cultures et jachères et enfin d'un abandon cultural, suit une trajectoire qui passe par différents stades de recrûs forestiers. Le retour à la forêt, dite secondaire, ne peut se faire que dans un contexte de mise en défens (Figure 3). Le passage de feux récurrents sur les recrûs forestiers dévie en effet la trajectoire de la reconstitution de la forêt vers l'installation des savanes (Figure 3). A l'opposé de la forêt, qui est une formation végétale fermée, les savanes sont des végétations ouvertes.

On peut considérer la régénération comme la manifestation biologique de la résilience.

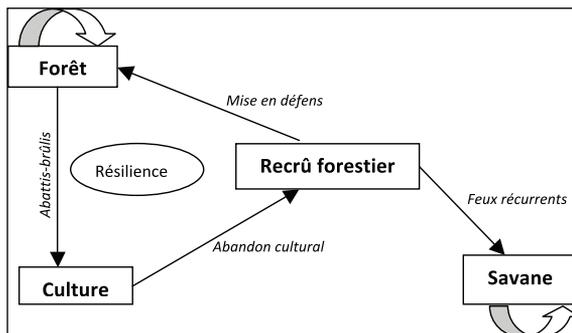


Figure 3 : Trajectoire simplifiée de la régénération de la forêt après abattis-brûlis

Il ressort de ces transitions entre quatre états d'occupation du sol (forêt, culture, recrû forestier et savane), que l'état « forêt » peut rester stable, et qu'il en est de même de l'état « savane » (Figure 3). Ce dernier constitue de ce fait, pour la dynamique de la régénération forestière, un « état de blocage », puisque il retarde ou empêche la régénération forestière. On parle de transition entre deux états d'occupation du sol lorsque la durée de séjour dans le premier état atteint une limite qui fait qu'il doit passer au bout de ce temps de séjour dans le second état. C'est ce qui se passe pour la transition culture-jachère, entre l'état culture qui ne peut pas se poursuivre indéfiniment du fait de la baisse de fertilité et qui aboutit donc à un abandon de culture décidé par l'agriculteur.

De la même façon un recrû forestier va durer un certain temps avant d'acquérir une structure de forêt, mais la limite entre ces deux états, recrû et forêt, est beaucoup plus difficile à déterminer.

Lorsqu'on dit que l'état forêt est stable ou que l'état savane est stable, on veut exprimer que les temps de séjour n'ont pas de limites puisqu'ils expriment une croissance continue de biomasse.

Un débat est ouvert sur les différences existantes entre des formations herbacées « climaciques » c'est-à-dire en équilibre avec les conditions du milieu sans intervention de l'Homme et des états herbacés résultants de transitions à partir des états cultivés ou en recrûs arbustifs. Les caractéristiques écologiques permettent sans doute de les distinguer mais c'est surtout leur durée et leur pérennité qui finalement les distinguent.

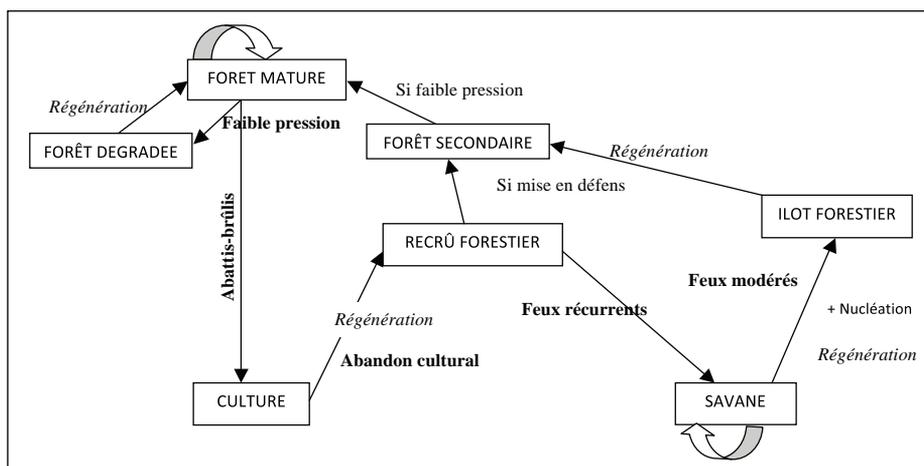


Figure 4 : Schéma des transitions intégrant dégradation et régénération

Dans la figure 4, les actions humaines sont indiquées en caractères gras et les régénérations naturelles sont indiquées en italique. La régénération se définit comme tout repeuplement naturel, que ce soit à partir d'un abandon cultural, ou d'un processus de nucléation. Lorsqu'on parcourt ce schéma de haut en bas, des palliers apparaissent, qui correspondent chacun à une phase de dégradation : forêt dégradée, recrû forestier, savane. Ces « dégradations » traduisent en termes écologiques une perte de biodiversité. Elles qualifient également une baisse du niveau de fourniture des services écosystémiques, mais à chaque pallier correspond une offre bien différente de ces services écosystémiques.

Il faut noter que la résilience est une tendance lourde : un retour à la forêt en l'absence de toute perturbation....tout ce qui ne suit pas cette tendance lourde peut s'interpréter comme un retard ou un blocage à la régénération.

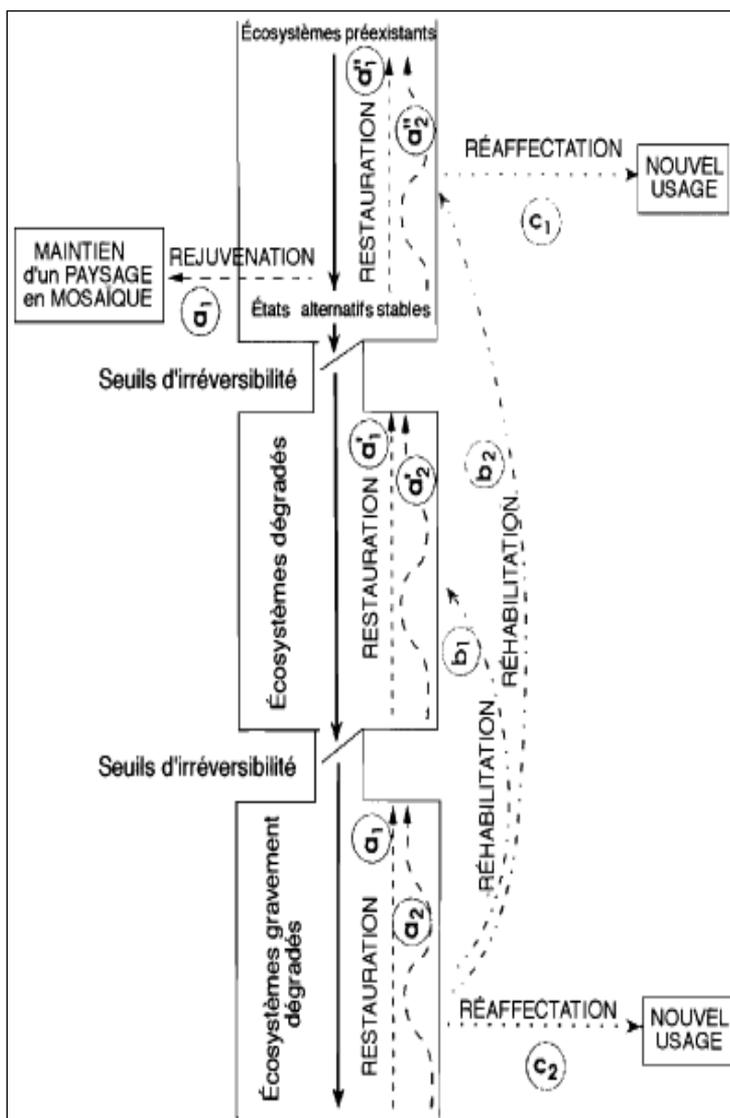


Figure 5 : Remédier à la dégradation des écosystèmes (Aronson *et al.*, 1995)

Aronson et al. (1995) ont contribué à définir une écologie de la restauration. Dans la figure 5, les différentes étapes de dégradation se lisent, comme pour la figure 4, de haut en bas. Les actions de restauration sont internes à chacune de ces étapes : écosystème dégradé, écosystème fortement dégradé. Par contre, les actions de réhabilitations sont plus profondes et visent des sauts qualitatifs d'un état à un autre de l'écosystème. L'apparition d'un nouvel usage est appelé « réaffectation » ; il intègre la transition de recrû ou de savane en culture (Figure 6).

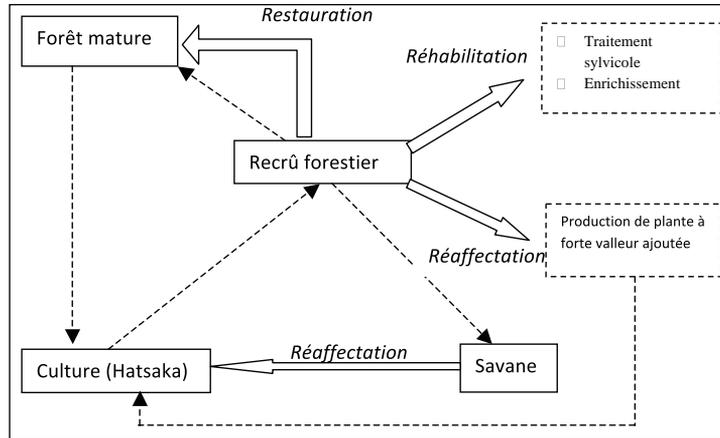


Figure 6 : Restauration, réhabilitation, réaffectation dans le contexte des formations sèches du sud-ouest malgache

Dans la figure 6, les trois trajectoires signalées par Aronson sont resituées dans la problématique des transitions en forêt sèche telle que nous l'avons abordé en forêt de Mikea. Les mises en culture ou les mises en plantation, qualifiées de réaffectations, sont au même titre que la restauration ou la réhabilitation des interventions humaines sur l'écosystème.

Discussion

WWF (2000) définit l'écorégion ou région écologique comme une large étendue terrestre ou aquatique/marin possédant un assemblage d'espèces, de communautés, de processus écologiques et de conditions environnementales caractéristiques et qui la différencie des étendues terrestres ou aquatiques voisines.

La conférence de Yangambi avait recommandé de «s'en tenir à des descriptions essentiellement physionomiques» pour définir les formations végétales.

Cependant presque tous les termes des définitions ont des résonances :

- écologiques (forêt dense humide, forêt marécageuse, etc.) ;
- biologiques (forêt sempervirente et semi-décidue, steppe succulente, etc.) ;
- dynamiques (forêt secondaire), voire floristiques (forêt de bambous).

Pour une même formation végétale comme les forêts sèches, les définitions combinent plusieurs facteurs bio-géographiques, écologiques et biologiques. Par ailleurs, les correspondances avec les dénominations en anglais sont à vérifier :

Forêt sèche – Dry forest

Forêt dense sèche – Dry dense forest (non utilisé)

Forêt sèche caducifoliée ou forêt dense sèche caducifoliée – Dry deciduous forest

Avec un climat semi-aride, le caractère sec étant moins prononcé, on pourra même nuancer en :
Forêt sèche semi-décidue - Deciduous seasonally dry forest.

Avec un climat plus aride, et pour insister sur un caractère physionomique, les épines comme adaptation à la sécheresse, on parlera de forêt épineuse – Spiny forest ; ou encore à partir de l'adaptation des feuilles : forêt sclérophylle – Sclerophyllus forest.

Pour les fourrés, les dénominations sont : fourrés xérophiles – xerophitic thickets.

Ces formations sont évolutives dans le temps. Si leur durée de séjour n'est pas limitée, leur stade ultime climacique (Grimm & Wissel, 1997) reste à caractériser.

Nous avons vu les difficultés de caractériser plus finement, soit les forêts, soit les fourrés, notamment dans des phases de « dégradation » ou de « régénération ». Il faut parvenir à faire partager les mêmes termes entre plusieurs observateurs qui peuvent avoir des points de vue différents. La distinction entre fourrés hauts, fourrés bas, fourrés dégradés, en est un exemple.

Le besoin de rigueur sémantique et sans doute d'un recours aux ontologies se présente également dans les définitions conceptuelles. Nous avons vu qu'il était nécessaire d'établir des passerelles entre des domaines sous-disciplinaires bien spécifiques, d'où des discussions sur les relations entre: résilience, dégradation, perturbation, régénération, restauration et réhabilitation, transition, réaffectation.

Conclusion

Des clarifications terminologiques et sémantiques sont absolument nécessaires avant de s'engager dans un dialogue interdisciplinaire et dans la modélisation. Ces clarifications manquent en général dans l'interprétation des légendes de cartes élaborées à différentes dates pour désigner des formations végétales qui, elles-mêmes évoluent dans le temps (Dufils, 2003). Elles sont également indispensables aux acteurs et utiles au rapprochement entre les acteurs de la conservation et les acteurs du développement.

La discussion entre les différents acteurs impliqués dans la gestion de la forêt et de l'environnement dans son ensemble doit intégrer l'aspect dynamique et les relations spatio-temporelles entre les différents états de la formation végétale. Combien de temps la végétation reste dans un état et comment elle peut passer à un autre ? Qui sont les acteurs, et quels sont les facteurs qui interviennent dans l'une ou l'autre des trajectoires ? Ce sont des questions fondamentales auxquelles les différents acteurs de conservation ou de développement doivent répondre ensemble.

Ces questions ont été partiellement abordées par le programme FPPSM, dans son approche de modélisation des transitions post-forestières. La matrice de transition définit, pour une période donnée, le pourcentage global du changement d'état entre la forêt et les zones de culture, d'une part et la forêt et les recrûs de l'autre. Il s'agit de tendances de l'évolution des différents états d'occupation du sol, sur des pas de temps bien précis, en fonction desquelles des mesures appropriées de conservation ou de développement des activités agricoles peuvent être préconisées.

Références bibliographiques

- Aronson J., Floret C., Le Floc'h E., Ovale C., Pontanier R., 1995 : « Restauration et réhabilitation des écosystèmes dégradés en zones arides et semi-arides. Le vocabulaire et les concepts », dans Pontanier R., M'Hiri A., Akrimi N., Aronson J., Le Floc'h E. (eds.), *L'homme peut-il refaire ce qu'il a défait ?* Paris, John Libbey Eurotext, Chap. 2, p. 11-29.
- Baron R., 1889-90 : « The Flora of Madagascar ». *Journ. Linn. Soc.*, 25 : p. 246-294.
- Besairie H., 1973 : « Précis de géologie malgache ». *Annales de Géologie de Madagascar*, XXXVI, p. 1- 142.
- Cornet A., 1974 : *Essai de cartographie bioclimatique à Madagascar*. Note explicative 55. Paris, ORSTOM Ed., 28 p. + 1 carte au 1/2 000 000 couleur + annexes.
- Cornet A., Guillaumet J.-L., 1976 : « Divisions floristiques et étages de végétation à Madagascar ». *Cah. ORSTOM, sér. Biologie*, vol. XI, n° 1 : p. 35-42.
- Dufils, J.-M., 2003 : « Remaining Forest Cover », dans Goodman S.M., Benstead J.P. (eds.), *The Natural History of Madagascar*. USA, the University of Chicago Press, p. 88-96.
- Du Puy D., Moat J., 1996 : « A refined classification of the primary vegetation of Madagascar based on the underlying geology : using GIS to map its distribution and to assess its conservation status », dans Lorenço W.R., *Biogéographie de Madagascar*. Paris, Editions de l'ORSTOM, p. 205-218.
- Faramalala M.H., 1995 : *Formations végétales et domaine forestier national à Madagascar 1/1000000*. Madagascar, CI, DEF, CNRE, FTM (images Landsat MSS 1972-1979).
- Ferry L., Robison L., 1991 : *Carte des isohyètes de Madagascar: notice (document de travail)*. Antananarivo, Orstom, 19 p., multigr.
- Grimm V., Wissel C., 1997 : « Babel, or the ecological stability discussions : an inventory and analysis of terminology and a guide for avoiding confusion ». *Oecologia*, 109 : p. 323-334.
- Guillaumet J.-L., Koechlin J., 1971 : « Contribution à la définition des types de végétation dans les régions tropicales (exemple de Madagascar) ». *Candollea*, 26 (2) : p. 263-277.
- Hoerner J.M., 1986 : *Géographie régionale du sud-ouest Madagascar*. Antananarivo, Madagascar. Association des géographes de Madagascar, 189 p.
- Humbert H., 1955 : « Les territoires phytogéographiques de Madagascar », dans Colloques internationaux du C.N.R.S. LIX. Les divisions écologiques du Monde. Paris, juin-juillet 1954. Année biol., 3^e sér., 5-6 : p. 439-448.
- Humbert H., Cours-Darne G., 1964-65 : *Carte internationale du tapis végétal et des conditions écologiques. Trois coupures au 1 000 000 et notice de la carte*. Pondichéry, Trav. Sect. SC. techn. Znst. Fr., h.s., 6 : p. 46-78.
- Koechlin J., Guillaumet J.-L., Morat P., 1974 : *Flore et Végétation de Madagascar*. Cramer, Vaduz, Liechtenstein, 687 p.
- Le Floch E., Aronson J., 2013 : *Les arbres des déserts, enjeux et promesses*. France, Actes Sud, 364 p.
- Lebigre J.M., 2010 : *Répertoire des plantes du sud-ouest de Madagascar (3^{ème} édition)*. Toliara, Madagascar / Université de Bordeaux 3, France, Arboretum d'Antsokay / ESA 5064 du CNRS, 56 p.
- Morat P., 1973 : *Contribution à l'étude des savanes du sud-ouest de Madagascar*. Marseille, ORSTOM (Mém. ORSTOM n°68), 235 p.
- Perrier de la Bathie H., 1921 : *La végétation malgache*. Marseille, Ann. mus. colon., 3e sér., 9, 268 p.

Perrier de la Bathie H., 1936 : *Biogéographie des plantes à Madagascar*. Paris, Société d'éditions géographiques, maritimes et coloniales, 156 p.

Rauh W., 1998: *Succulent and xerophytic plants of Madagascar*. Tome 1, Strawberry Press, Mill Valley, 385 p.

Razanaka S., 1995: *Délimitation des zones de contact des aires semi-aride et sub-aride de la végétation du sud-ouest de Madagascar*. Thèse 3^{ème} cycle, Département de Biologie et d'Ecologie Végétale, Université d'Antananarivo, 266 p.

Trochain J.L., 1957: « Accord interafricain sur la définition des types de végétation de l'Afrique tropicale ». *Bulletin de l'Institut d'études centrafricain*, nouvelle série, 13-14: p. 55-94.

WWF, 2000: The global 2000. The most outstanding and representative areas of biodiversity.

Evolution de la déforestation pour la culture de maïs sur défriche-brûlis dans la forêt de Mikea, avant et après sa mise sous statut d'aire protégée

Evolution of Mikea forest deforestation by slash and burn maize cultivation before and after the status of protected area

H. R. RAVONJIMALALA^{1,2}

S. RAZANAKA¹

H. RANDRIAMBANONA¹

D. HERVÉ³

S. RAKOTONDRAOMPIANA²

(1) Centre National de Recherche sur l'Environnement (CNRE), BP 1739, Antananarivo 101, Madagascar

(2) Laboratoire de géophysique de l'environnement et télédétection (LGET), Institut & Observatoire de Géophysique d'Antananarivo (IOGA), Université d'Antananarivo, Madagascar

(3) Institut de Recherche pour le Développement (IRD UMR 220), BP 64501, 34394 Montpellier, France

Résumé

L'objectif majeur de l'instauration en 2007 du statut d'aire protégée, pour la forêt de Mikea dans la sud-ouest de Madagascar, concerne l'arrêt, sinon la réduction de la déforestation pour la culture de maïs sur abattis-brûlis, qui s'y est développée depuis le « boum du maïs » dans les années 80. L'impact de cette mesure est apprécié cinq années après l'application de cette décision de protection.

La Commune rurale d'Analamisampy, étudiée comme zone test par le programme GEREM (Gestion des Espaces Ruraux et Environnement à Madagascar) de 1986 à 2001, a été étudiée à nouveau dix ans plus tard dans le cadre du programme MEM (Modélisation pour l'Environnement à Madagascar), afin de comparer l'évolution de la déforestation entre les deux périodes, pré-aire protégée (1986-2005) et post-aire protégée (2008-2010).

Les images SPOT 5 de 1997, 1999 ou 2001, 2009 et les images LANDSAT 7 TM de 2005, 2008 et 2010, ont été traitées selon la méthode de classification non paramétrique du SVM (Séparateur à Vaste Marge), pour suivre l'évolution de la déforestation, le front de déforestation et les mosaïques de cultures-recrûs. Plusieurs points d'observation de l'état d'occupation du sol en 2011, répartis selon l'importance des classes, ont été utilisés pour valider les résultats des classifications.

La matrice de confusion correspondante à la classification présente une précision globale de 95 % et un indice de Kappa de 93 %. Bien que la forêt de Mikea continue de reculer malgré l'instauration du statut d'aire protégée, on constate que la vitesse de déforestation a diminué de 5,58 ha.an⁻¹ entre 1999 et 2005 à 3,01 ha.an⁻¹ entre 2005 et 2008 et 2,96 ha.an⁻¹, entre 2008 et 2010. La réduction de la déforestation concerne le front de défrichement. On constate la disparition progressive des fragments forestiers en dehors de l'aire protégée entre 2005 et 2010.

Mots-clés : aire protégée, forêt sèche, fragmentation, front de défrichement, vitesse de déforestation

Abstract

Evolution of Mikea forest deforestation by slash and burn maize cultivation before and after the status of protected area

The main objective of the establishment in 2007 of the status of protected areas for the Mikea forest in the southwest of Madagascar is stopping, if not reducing the deforestation for corn slash and burn cultivation, which has been developed from the "corn boom" in the 80s. The impact of this measure is assessed five years after the implementation of this protection measure.

The Rural Municipality of Analamisampy, studied as zone-test by GEREM program (Management of Rural Areas and Environment in Madagascar) from 1986 to 2001, has been studied ten years later in the framework of the MEM program (Modeling for the Environment in Madagascar) to compare the evolution of deforestation between both periods, pre-protected area (1986-2005) and post-protected area (2008-2010).

SPOT 5 images of 1997, 1999 or 2001, 2009 and LANDSAT 7 TM 2005, 2008 and 2010 were processed by using the non-parametric method of classification, Support Vector Machine (SVM) oriented to follow the evolution of deforestation, front deforestation and mosaics of crops and fallows. Several viewpoints on the state of land of 2011, divided according to the size of classes, were subsequently used to validate the results of classifications.

The confusion matrix corresponding to the current classification has an overall accuracy of 95% and a Kappa index of 93%. Although forest Mikea continues to decline despite of the introduction of the status of protected area, it is found that the rate of deforestation has decreased by 5.58 ha/yr between 1999 and 2005 to 3.01 ha/yr between 2005 and 2008 and 2.96 ha/yr between 2008 and 2010. The reduction of deforestation is related to the front clearing. Therefore the forest fragments are gradually disappearing outside the protected area between 2005 and 2010.

Keywords: protected area, dry forest, fragmentation, forest clearing front, deforestation rate

Introduction

Madagascar est un pays riche en biodiversité et est classé parmi les hotspots de la biodiversité avec un taux d'endémisme très élevé (Myers, 1988 ; PNAE, 2003 ; Mittermeier *et al.*, 2004). Cette richesse d'une valeur inestimable est menacée par des perturbations telles que la déforestation. En effet, la réduction de la couverture forestière est l'un des faits les plus marquants de la dégradation de l'environnement à Madagascar et représente un danger pour la survie des espèces et la conservation des écosystèmes. De nombreuses raisons sont à l'origine de cette déforestation: la recherche de terre agricole et la pratique de la culture sur brûlis, l'exploitation illicite des ressources forestières, l'exploitation minière. 16 % seulement de la superficie de Madagascar est couverte de forêt naturelle et ces forêts restantes sont

fortement fragmentées. Le taux global de déforestation a été de 0,83 % par an entre 1990 et 2000 et a diminué à 0,53 % par an entre 2000-2005 (MEFT, USAID & CI, 2009). La culture itinérante sur brûlis qui est le système de culture prédominant est la cause principale de cette diminution de la couverture forestière (Raharimalala *et al.*, 2010 ; De Wilde *et al.*, 2012).

La situation est particulièrement grave dans le sud-ouest de Madagascar où le taux de dégradation des ressources forestières a été plus important dans la région Atsimo Andrefana que dans l'ensemble de Madagascar (1,19 % contre 0,83 %) entre 1990 et 2000 (MEFT, USAID & CI, 2009). Pour la forêt de Mikea, Lasry *et al.* (2004) ont rapporté que la surface défrichée a été de 69,72 km² entre 1999 et 2001 soit une vitesse de recul de la forêt de 34 km².an⁻¹.

En 2003, pour faire face à cette situation de déforestation massive, la Fikambanana Miaro ny Ala Mikea (FIMAMI), le World Wildlife Fund (WWF), le Système d'Appui pour la Gestion de l'Environnement (SAGE) et le Conservation International (CI), ont réalisé l'étude de faisabilité d'une Aire Protégée le « Complexe Mikea ». Ce complexe d'aire protégée de Mikea a obtenu le statut de protection temporaire en 2007. Sa zone de protection intégrale, classée en Parc National, correspond à la catégorie II de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) dont l'objectif est non seulement de protéger les écosystèmes, mais surtout de conserver le mode de vie de la population Mikea vivant dans et autour du parc national de la forêt de Mikea. Le statut officiel d'aire protégée a été promulgué en 2011, sous la dénomination de Parc National de Mikea, ce qui le met sous la gestion administrative de Madagascar National Park (MNP).

L'objectif de cet article est de montrer l'évolution spatiale et temporelle de la forêt de Mikea avant et après sa mise en statut d'aire protégée.

Contexte de la déforestation dans la forêt de Mikea

L'évolution de la déforestation pour la culture de maïs sur défriche-brûlis dans la forêt de Mikea a été suivie de 1986 à 2001 sur la commune rurale d'Analamisampy, dans le cadre du programme GEREM (Gestion des Espaces Ruraux et Environnement à Madagascar).

Cette destruction considérable de la couverture forestière a pour causes majeures la pratique de la culture sur défriche brûlis, la fabrication du charbon de bois et les feux de brousse. Les deux principales causes de la déforestation sont la culture sur abattis-brûlis (*hatsaky*) pour la culture de maïs puis celle du coton, et la fabrication de charbon de bois (Razanaka *et al.*, 2001) .

LA CULTURE SUR ABATTIS-BRULIS OU HATSAKY

Les modes d'exploitation du milieu reposant sur des systèmes de culture extensifs de type défriche-brûlis ou « *hatsaky* » sont à la base de la dégradation rapide de la forêt (Razanaka *et al.*, 2001). Les défriches ont affecté près de 55 % de la forêt primaire entre 1971 et 2001 ; ce rythme s'est considérablement accéléré au cours du temps, il est passé de 5,9 km².an⁻¹ entre 1971 et 1986 à 19,3 km².an⁻¹ entre 1986 et 2001 (Blanc-Pamard *et al.*, 2005).

Pour mettre en valeur les sols forestiers qui possèdent une couche humifère, on défriche une parcelle à la hache et on y met le feu pour ensuite procéder au semis du maïs avant la saison de pluie (Bertrand & Sourdat, 1998). Entre les mois de janvier et d'avril beaucoup de Mikea quittent leurs campements forestiers pour cultiver du maïs sur abattis-brûlis (Rengoky, 1998 ; Cheban, 2006).

La culture du maïs rapporte des bénéfices immédiats (George, 2002 ; Cheban, 2006). Cependant ces bénéfices générés par le « *hatsaky* » sont de court terme car le bilan économique est négatif à long terme

(Rahanirina, 2004 ; Cheban, 2006). A partir de la troisième - quatrième année de culture, le rendement qui était de l'ordre supérieur au début de la culture, décroît rapidement après 5 à 8 ans d'exploitation. La parcelle est alors abandonnée au profit de nouveaux espaces défrichés. En fait, cette diminution de la surface forestière s'accompagne toujours d'une perte de biodiversité.

LA FABRICATION DE CHARBON DE BOIS ET L'EXPLOITATION DE BOIS D'ENERGIE

A Madagascar, le bois de chauffe et le charbon de bois sont les sources d'énergie les plus utilisées par les ménages (Razanaka *et al.*, 2001). Dans le Sud de Madagascar, l'approvisionnement est assuré principalement par les forêts naturelles (Razanaka *et al.*, 2001). Chaque année, de vastes zones de forêt naturelle sont détruites pour fournir du bois de feu et du charbon.

La consommation annuelle en bois d'énergie de la ville de Tuléar a atteint 300 000 m³ dont 93 % pour le charbon et 7 % pour le bois (WWF, 2003 ; Cheban, 2006). Les moyens utilisés se sont modernisés ainsi que l'écoulement du charbon par la route. La filière en bois d'énergie permet à la population rurale d'avoir une source de revenu qui les maintient en zone rurale en réduisant les flux migratoires vers les centres urbains (WWF, 2003). L'exploitation du bois d'énergie, dans les conditions où elle est actuellement pratiquée dans le sud-ouest de Madagascar, ne tient aucun compte du renouvellement de la ressource ligneuse (Mana *et al.*, 2001 ; Cheban, 2006). C'est pourquoi cette filière est aussi la principale cause de la diminution de la couverture forestière.

Méthodologie

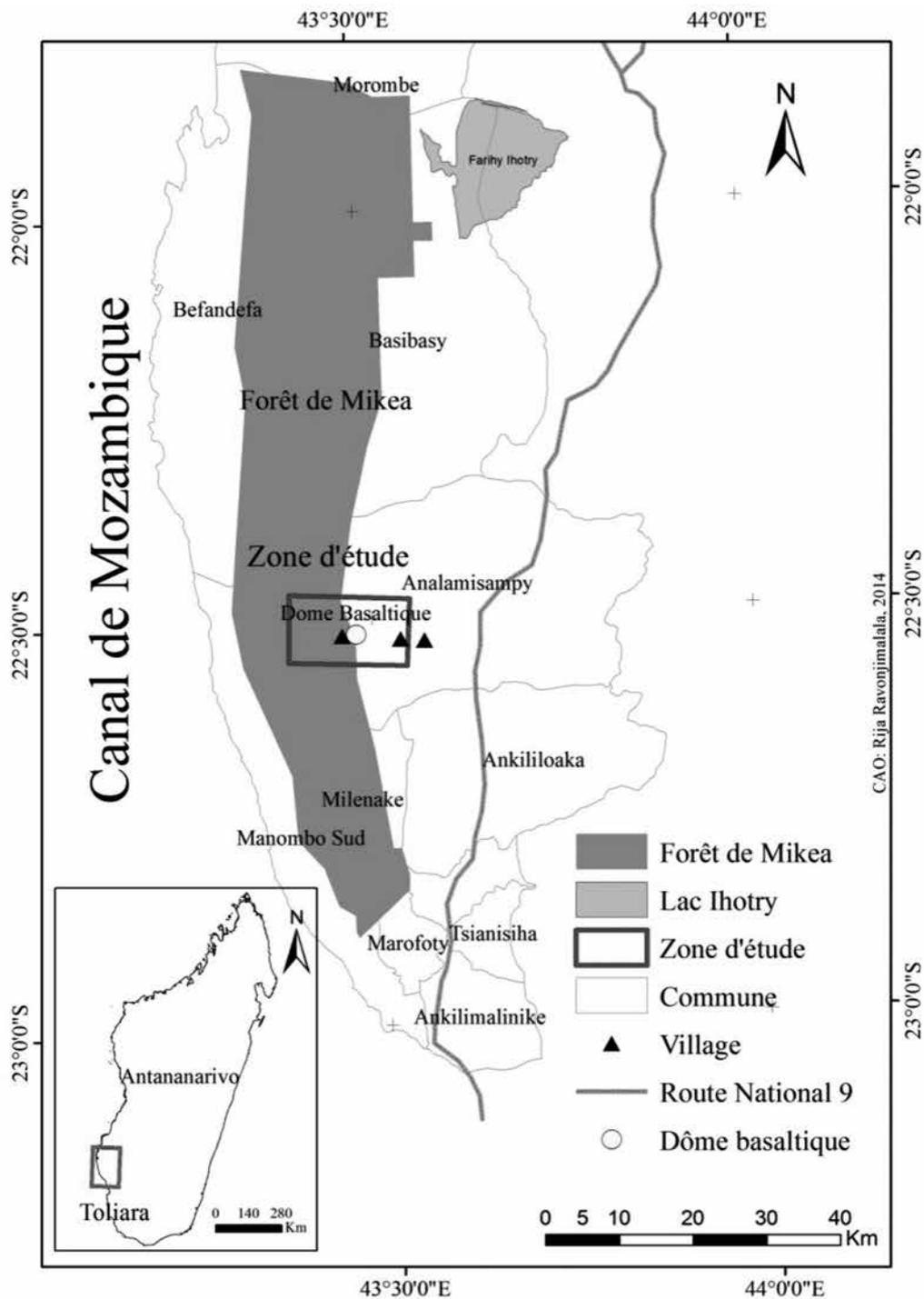
LOCALISATION DE LA ZONE D'ETUDE

La forêt de Mikea se trouve à environ 35 km au Nord de la ville de Toliara, dans la partie sud-ouest de Madagascar. Sa limite sud-est la rivière Manombo, au Nord la ville de Morombe, à l'Est la route nationale n°9 (RN9) et enfin à l'Ouest, le canal de Mozambique. Elle occupe une vaste péninsule littorale de 180 km sur 75 km environ (Carte 1).

Climat

La forêt de Mikea est située dans la zone semi-aride de la région Ouest selon la classification de Thornthwaite appliquée à Madagascar (Salomon & Hoerner, 1980). Selon Morat (1969), il existe dans cette région deux types de bioclimat :

- le climat semi-aride, pour l'ensemble des zones intérieures, caractérisé par une pluviosité annuelle entre 500-900 mm dont plus de 70 % des précipitations s'observent pendant la période chaude et humide allant du mois de décembre jusqu'au mois de mars, avec une température moyenne annuelle comprise entre 23°C et 24°C ;
- le climat subaride, caractérisé par une pluviométrie annuelle comprise entre 350 mm et 500 mm et une température moyenne supérieure à 25°C.



Carte 1 : Localisation de la forêt de Mikea et de la zone d'étude

Sol et végétation

En général, l'aspect et le type de la végétation sont en relation avec les facteurs édaphiques et climatiques de la région. D'est en ouest, au fur et à mesure que les précipitations diminuent, on passe de la forêt dense sèche au fourré, avec toutes les étapes transitoires (Dina & Hoerner, 1976).

Plus particulièrement dans la zone d'étude, Leprun (1998) a distingué quatre types de formations sableuses dunaires de la côte vers l'intérieur (entre Salary à l'Ouest et Ampasikibo à l'Est) autrement dit des plus récentes aux plus anciennes :

- les plus récents sont les sables blanc beiges calcaires, d'origine marine ; la végétation est un fourré à *Euphorbia stenoclada* et à *Didierea madagascariensis* ;
- les sables roux clairs non calcaires probablement d'origine éolienne avec un faible taux d'argile de 5 %, la végétation est un fourré à *Didierea madagascariensis* ;
- les sables roux siliceux d'origine éolienne, avec un taux d'argile entre 5 et 10 %, sur lesquels s'installe une forêt à *Didierea madagascariensis* ;
- les sables roux rouge et rouge siliceux probablement d'origine fluvio-éolienne, avec un taux d'argile entre 10 et 15 %, portent une forêt dense sèche décidue haute à *Commiphora grandifolia* - *Adansonia fony* - *Euphorbia laro*.

ACQUISITION DES DONNEES

Données satellitaires

Les images utilisées dans cette étude pour actualiser les analyses passées sont :

- une image acquise le 11 avril 2009 par les capteurs HRG (*High Resolution Geometric*) du satellite SPOT 5, image de résolution spatiale 10 mètres pour le mode multispectral (avec les canaux XS1, XS2, XS3, XS4) et 2,5 mètres de résolution pour le mode panchromatique ;
- une image acquise le 14 mai 2010 par le satellite LANDSAT 7 ETM+, de 30 m de résolution spatiale, qui fournit des informations spectrales dans les canaux TM1 à TM7 (sauf TM6) et le canal panchromatique.

Données écologiques

Les données écologiques ont été recueillies au cours de missions mixtes regroupant télédéacteur, écologue et forestier, en 2010, 2011 et 2012. Les missions sont réalisées en période sèche.

Les 4 catégories d'occupation du sol que l'on a cherché à reconnaître et caractériser sur le terrain sont : forêt, recrû forestier, savane et zone agricole. La zone agricole regroupe les parcelles cultivées et le sol nu. Ces différentes catégories d'occupation du sol ont été annotées, en début et fin d'unités le long de transects bien localisés, par plus d'une centaine de points GPS. Une enquête a été menée auprès des habitants sur l'historique de l'environnement forestier dans la zone. Les parcelles reconnues sur le terrain en 2011 ont été divisées ensuite en 2 groupes : le premier en tant que parcelles d'apprentissage (ou zones d'entraînement) pour entraîner l'algorithme de classification et le second, en tant que parcelles de contrôle (ou encore zones tests) pour valider les résultats de classification.

TRAITEMENT DES DONNEES

Pour réaliser un suivi temporel de l'occupation du sol, il s'avère nécessaire de corriger sur les images satellitaires les conditions atmosphériques, variables selon l'espace et le temps. Nous avons choisi la méthode QUAC décrite dans Bernstein *et al.* (2005), qui consiste à réaliser des classifications à partir des six bandes originales des images Landsat (à l'exception de la bande thermique) et des néo-canaux pour les indices de végétation. La texture moyenne de la première composante principale et l'indice

du sol ont été calculés au départ à l'aide de la méthode paramétrique du Maximum de vraisemblance (MDV) (Richards & Jia, 1999). On a constaté toutefois lors des classifications effectuées à l'aide de cette méthode des confusions entre certaines classes. Ainsi pour améliorer cette situation, l'approche non paramétrique du SVM (Séparateur à Vaste Marge) a été retenue (Anwar, 2010).

Résultats et discussion

OCCUPATION DU SOL

La classification de l'occupation du sol a été effectuée sur l'image LANDSAT 7 ETM+ de 2010 (Carte K2), dans une zone échantillonnée de 24 km² de la Commune Rurale d'Analamisampy (Carte K1). Quatre classes d'occupation du sol ont été retenues : forêt, savane, recrû, zone agricole. La forêt dense sèche occupe moins de 1/5 de la superficie, dans la partie occidentale de la zone étudiée. Sur la partie orientale de la carte, la savane couvre une superficie de l'ordre de 1/5 de la zone. L'ensemble de la zone centrale, plus des 3/4 de la superficie, est occupée, entre les deux formations précédentes, par les recrus forestiers. Les zones agricoles, de surface très réduite, restent éparpillées dans les savanes et les recrus forestiers.

EVOLUTION DE LA DEFORESTATION ENTRE 1999 ET 2013

L'étude des 6 dates d'images couvrant une période de 14 ans (1999 à 2013) a permis d'établir l'évolution spatiale et l'importance de la déforestation dans la zone (Carte K3). Cinq sous-périodes, d'un pas de temps de 3 ans, ont été considérées, 1999-2002, 2002-2005, 2005-2008, 2008-2010, et enfin 2010-2013. La modalité de la déforestation change selon la période observée. Pour les sous-périodes 1999-2001, 2001-2003 et 2003-2005, la déforestation avance sur un front faisant reculer le massif forestier sur une surface importante (5,58 ha.an⁻¹ entre 1999-2005, tableau I). Le front de déforestation n'est pas rectiligne, des incursions plus profondes s'observent dans certaines zones, provoquant une fragmentation du massif forestier et la création de fragments de tailles diverses derrière le front.

Pour la sous-période 2005-2008, le défrichement se produit de deux manières, soit il se fait en profondeur dans le massif, laissant un rideau proche de l'ancien front de déforestation pour masquer les parcelles de défriche, soit il grignote les fragments créés durant la sous période 1999-2005. La superficie défrichée reste du même ordre (5,57 ha.an⁻¹ entre 2005 et 2008, tableau I).

Pour les deux sous-périodes 2008-2010 et 2010-2013, le défrichement se fait généralement sur les fragments et îlots forestiers, à part quelques incursions en pleine zone forestière, avec une vitesse de défrichement beaucoup plus faible (1,49 ha.an⁻¹, tableau I).

Tableau I : Surfaces forestière, défrichée et vitesse annuelle de déforestation à quatre périodes

Période de défrichement	Surface forestière (ha)	Surface défrichée (ha)	Vitesse annuelle de défrichement (ha.an ⁻¹)
1999-2013	15 988,77	8 015	3,48
1999-2005	15 988,77	5 878	5,58
2005-2008	10 630,62	1 940	5,57
2008-2013	8 853,57	830	1,49

L'évolution du front de défrichement entre 1999 et 2013 est représentée sur la carte K2. Le tableau I représente la surface défrichée et les vitesses de défrichement à différentes périodes. En comparant des périodes d'approximativement 5 ans, on observe une diminution de moitié de la surface forestière, un taux de défriche maintenu élevé de 2000 à 2008, puis en net déclin à la suite de la création de l'aire protégée.

FRAGMENTATION DES MASSIFS FORESTIERS

La stratégie adoptée par les essarteurs face au nouveau statut d'aire protégée de la Forêt de Mikea s'observe au niveau du mode de défrichement. Les fragments laissés lors des périodes antérieures à la mise sous statut d'aire protégées de la forêt, sont repris petit à petit et finissent par disparaître. Sur les nombreux fragments observés dans l'ensemble de la zone d'étude, 4 cas (entourés par des rectangles) sont relevés sur les cartes L1 et L2 : les très grands fragments, proches du massif forestier qui s'amenuisent au fil du temps (I) ; les grands fragments déjà isolés du massif, qui s'amenuisent également au cours du temps (II) ; les fragments de moyenne taille, qui tendent à disparaître (III) ; les petits fragments qui ont carrément disparu (IV).

Les fragments de type I vont passer progressivement par les trois autres types avant de disparaître entièrement. L'étude détaillée de cette fragmentation fera l'objet d'un travail plus poussé dans le futur, dans le but de modéliser la dynamique de la déforestation.

Les cartes L1 et L2 présentent une composition colorée en fausse couleur de la scène LANDSAT 7 ETM+ (Rouge : TM4, Vert : TM3, Bleu : TM2) qui met en évidence la forme des macro-fragments. La couleur rouge fait apparaître sur la carte le massif forestier et les autres couleurs les états de non forêt.

La forêt de Mikea se caractérise par sa fragilité et sa vulnérabilité aux défrichements à but agricole (culture de maïs, coton...), qui sont à l'origine du recul de la couverture forestière naturelle et de la fragmentation de la forêt. On constate sur la carte L1 que la déforestation est plus importante autour du type de fragment numéro I (rectangle en noir) qui se trouve proche des pistes d'entrée dans la forêt.

Les cartes L1 et L2 montrent que les fragments ont disparu progressivement dans la zone d'étude entre 2005 et 2010. La comparaison de ces cartes montre que le mécanisme de déforestation diffère entre ces deux dates. La déforestation se faisait d'abord par fragmentation curviligne à la lisière des forêts (abattis-brulis et culture de maïs). Pendant la deuxième période, la déforestation se fait de manière plutôt linéaire, derrière une barrière de forêt pour cacher ces activités illégales (fabrication de charbon de bois, bois de feu).

Conclusion

La mise sous statut d'aire protégée de la forêt de Mikea a réduit considérablement la pression de déforestation sur le massif, mais elle ne l'a pas pour autant arrêtée complètement. Des poches de déforestation s'observent dans plusieurs zones. Le présent travail a permis de mettre en évidence l'évolution de la vitesse de déforestation et la stratégie des essarteurs pour contourner les mesures de restriction d'accès au massif forestier.

L'approche pluridisciplinaire associant la télédétection et l'écologie est appropriée pour apprécier avec précision l'évolution de la déforestation. Le suivi du phénomène de fragmentation des massifs forestiers constitue une démarche pertinente pour une compréhension plus fine de la déforestation qui peut être modélisée, en associant des informaticiens. Cette modélisation est envisagée dans le futur.

L'équilibre entre la reprise de la végétation et le degré de fragmentation est également très intéressant à suivre puisqu'il conditionne la régénération. La forêt dense sèche possède une certaine capacité de régénération si elle n'est pas soumise à des perturbations comme les feux récurrents et les labours à la charrue pendant les phases culturales.

Références bibliographiques

- Anwar M.D., 2010 : *Classification d'image satellitaire par l'algorithme Séparateur à Vaste Marge (SVM)*. DEA en Géophysique, Faculté des Sciences, Université d'Antananarivo (Madagascar), 75 p.
- Bernstein L.S., Adler-Golden S.M., Sundberg R.L., 2005 : « Validation of the Quick Atmospheric Correction (QUAC) algorithm for VNIR-SWIR multi- and hyperspectral imagery ». *Algorithms and Technologies for Multispectral, Hyperspectral and Ultraspectral Imagery*, XI(5806) : p. 668-678.
- Bertrand A., Sourdat M., 1998 : *Feux et déforestation à Madagascar. Revues bibliographiques*. Antananarivo : CIRAD/Orstom/CITE, 153 p.
- Blanc-Pamard C., Milleville P., Grouzis M., Lasry F., Razanaka S., 2005 : « Une alliance de disciplines sur une question environnementale : la déforestation en forêt de Mikea (sud-ouest de Madagascar) ». *Natures Sciences Sociétés (NSS)*, 13 : 7-20.
- Cheban S.A., 2006 : *Valorisation des ignames endémiques du sud-ouest de Madagascar: étude ethnobotanique dans le couloir d'Antseva et dans la forêt Mikea. Essai de culture de quelques espèces*. DEA en Biodiversité et environnement, Université de Toliara (Madagascar), 68 p.
- De Wilde M., Buisson E., Ratovoson F., Randrianaivo R., Carrière S.M., Lowry II P.P., 2012 : « Vegetation dynamics in a corridor between protected areas after slash-and-burn cultivation in south-eastern Madagascar ». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 159 : p. 1-8.
- Dina J., Hoerner J.-M., 1976 : « Etude sur les populations Mikea de sud-ouest de Madagascar ». *Omalysy anio*, 3-4 : p. 269-286.
- George E., 2002 : « Analyse des dynamiques économiques impliquées dans la déforestation de la forêt de Mikea à Madagascar ». *Cahier du C3ED Madagascar*, 1 : p. 1-99.
- Lasry F., Grouzis M., Milleville P., Razanaka S., 2004 : « Dynamique de la déforestation et agriculture pionnière dans une région semi-aride du sud-ouest de Madagascar : exploitation diachronique de l'imagerie satellitale haute résolution ». *Photo-Interprétation*, 1 : p. 26-33.
- Leprun J.C., 1998 : *Compte rendu de mission à Tuléar*. Antananarivo : programme GEREM, non publié, 12 p.
- Mana P., Rajoanarivelo S., Milleville P., 2001 : « Production de charbon de bois dans deux situations forestières de la région de Tuléar », dans S. Razanaka, M. Grouzis, P. Milleville, B. Moizo, C. Aubry (eds.), *Sociétés paysannes, transitions agraires et dynamiques écologiques dans le sud-ouest de Madagascar*. Antananarivo : Actes de l'atelier CNRE/IRD, 8-10 novembre 1999 : p. 199-210.
- MEFT, USAID, CI, 2009 : *Evolution de la couverture de forêts naturelles à Madagascar, 1990-2000-2005*. Antananarivo : MEFT / USAID / CI, 58 p. + annexes.
- Mittermeier R.A., Langrand O., Lowry II P.P., Schatz G., Gerlach J., Goodman S., Steininger M., Hawkins F., Raminosoa N., Ramilijaona O., Andriamaro L., Randrianasolo H., Rabarison H., Rakotobe Z.L., 2004 : « Madagascar and the Ocean Indian Island », dans R.A. Mittermeier, P.R. Gil, M. Hoffman, J. Pilgrim, T. Brooks, C.G. Mittermeier, J. Lamoureux, G.A.B. Da Fonseca (eds), *Hotspots revisited. Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions*, Mexico City : CEMEX SA. De CV, p. 138-144.

Morat P., 1969 : « Esquisse du milieu et de la végétation du plateau de l'Horombe. Généralités ». *Cahier ORSTOM, série Biologie*, 8 : p. 3-27.

Myers N., 1988 : « Threatened biotas: "Hot-spots" in tropical forests ». *Environmentalist*, 8 : p. 1-20.

PNAE, 2003 : *La diversité biologique à Madagascar*. Centre d'échange d'informations de Madagascar. Convention sur la Diversité Biologique. [en ligne] - Disponible sur internet : http://mg.chm-cbd.net/convention/textes_cdb.

Raharimalala O., Buttler A., Ramohavelo C.D., Razanaka S., Song J.-P., Gobat J.-M., 2010 : « Soil-vegetation patterns in secondary slash and burn successions in Central Menabe, Madagascar ». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 1(39) : p. 150-158.

Raharinirina V.B., 2004 : *Enjeux, perspectives et limites de la valorisation de la biodiversité à Madagascar : cas de la forêt de Mikea*. Rapport de synthèse. Antananarivo : Programme EGER 1-UMR 063 C3ED /IRD, 57 p.

Razanaka S., Grouzis M., Milleville P., Moizo B., Aubry C. (eds.), 2001 : *Sociétés paysannes, transitions agraires et dynamiques écologiques dans le sud-ouest de Madagascar*. Antananarivo : Actes de l'atelier CNRE/IRD, 8-10 novembre 1999, 400 p.

Rengoky Z., 1988 : *Les Mikea : chasseurs, cueilleurs à Analabo*. Maîtrise en Anthropologie, Université de Toliara. 43 p. + annexes.

Richards J.A., Jia X., 1999 : *Remote Sensing Digital Image Analysis : an Introduction*. Berlin Springer-Verlag : Technology & Engineering, 363 p.

Salomon J.-N., Hoerner J.-M., 1980 : « Le couloir d'Antseva, étude géomorphologique et humaine d'une région naturelle ». *Revue de géographie*, 36 : p. 63-67.

WWF, 2003 : *Cadre stratégique pour le développement des populations autochtones Mikea*. Programme Environnemental Phase III. Madagascar : WWF, 32 p.

Etude des successions végétales entre deux dates 1997 et 2012 dans la forêt de Mikea (sud-ouest de Madagascar)

Plant succession between two dates 1997 and 2012 in Mikea forest (southwestern Madagascar)

H.A. RANDRIAMBANONA¹
S.N.M. BEMAHEVA²
M. ALAME²
F. REJO-FIENENA²
J. RANAIVO¹
S. RAZANAKA¹
H.R. RAVONJIMALALA¹
D. HERVÉ³

(1) Centre National de Recherche sur l'Environnement (CNRE), BP 1739, Antananarivo 101, Madagascar

(2) Département des Sciences Biologiques, Faculté des Sciences, Université de Toiliara, Madagascar

(3) Institut de Recherche pour le Développement (IRD UMR 220), BP 64501, 34394 Montpellier, France

Résumé

Un suivi de la succession végétale entre deux dates à 15 ans d'intervalle a été réalisé en forêt sèche de Mikea (sud-ouest de Madagascar) à partir de relevés floristiques et de mesures de phytomasse (herbacée, ligneuse et racinaire). La richesse floristique, l'indice de diversité de Shannon (H'), la proportion des espèces annuelles, la densité des ligneux, la surface terrière et les phytomasses ont été évalués sur une série de parcelles d'abandons culturaux âgés de 2, 4, 6, 8, 12, 20 et 30 ans en 1997. Entre 1997 et 2012, quatre parcelles (A2, A6, A20, A30) ont été remises en culture, pour devenir des jachères de 4, 6, 7, et 4 ans (J4, J6, J7 et J4') tandis que trois parcelles (A4, A8, et A12) ont été laissées à l'abandon pour devenir des vieilles jachères âgées respectivement de 19, 23 et 27 ans (J19, J23, J27). Dans chaque parcelle, les relevés floristiques ont été réalisés en 2012 sur une surface de 50 m x 50 m. Au total, 142 espèces réparties en 110 genres et 41 familles ont été recensées. Les Fabaceae (22 espèces), les Poaceae (15), les Malvaceae (10), les Euphorbiaceae (9) sont les familles botaniques les mieux représentées. Les résultats obtenus

en 2012 ont montré que la richesse floristique (S) et l'indice de diversité de Shannon (H') augmentent avec l'âge de la jachère jusqu'à 19 ans puis connaissent une légère baisse à partir de 23 et 27 ans. En comparant les résultats de 1997 et 2012, une perte importante d'espèces végétales a été enregistrée dans les parcelles remises en culture : 68 et 64 espèces ont été inventoriées dans A20 et A30 en 1997, il n'en restait plus que 30 et 24 espèces dans les mêmes parcelles en état de jachère de 4 ans (J4 et J4') en 2012. Les proportions d'annuelles ont tendance à augmenter dans les parcelles qui ont été remise en culture, de 20-25 % en 1997 à 35 % en 2012. Ces résultats suggèrent que la succession des cultures à partir du premier défrichement, la mise à feu et les labours répétés, sont à l'origine de l'augmentation des espèces annuelles au détriment des espèces pérennes notamment les espèces ligieuses.

Mots-clés : âge de jachère, dynamique de l'occupation du sol, succession végétale

Abstract

15 years of vegetation succession have been monitored and analyzed in a dry deciduous forest in Mikea Forest, southwestern Madagascar. Parameters such as species richness (S), Shannon diversity index (H'), proportion of annual species, tree stand density, basal area and above and belowground biomass were evaluated in fallow aged 2, 4, 6, 8, 12, 20, and 30 years in 1997.

From 1997 to 2012, four plots (A2, A6, A20, A30) were cultivated again to become fallows of 4, 6, 7, and 4 years (J4, J6, J7 and J4') while three plots (A4, A8, and A12) were abandoned to become old fallows, aged 19, 23 and 27 years, respectively (J19, J23, J27). In each plot, floristic surveys were conducted in 2012 in an area of 50 m x 50 m. A total of 142 species belonging to 110 genera and 41 families were inventoried. Fabaceae with 22 species, Poaceae (15 species), Malvaceae (10 species), Euphorbiaceae (9 species) are the most represented plant families. Results in 2012 showed that the species richness (S) and Shannon diversity index (H') are increasing with age of fallow until the 19th year and a slight reduction was found from 23 and 27 years. The comparison of the results between 1997 and 2012 showed that a significant loss of plant species was recorded in cultivated plots: 68 and 64 species have been recorded in A20 and A30 in 1997, there remained only 30 and 24 species, respectively in the same state fallow plots of 4 years (J4 and J4') in 2012. The annual proportions tend to increase in cultivated plots, 20-25 % in 1997 to 35 % in 2012. These results suggest that the repeated crop cycle after the first slash and burn crop and repeated burn and plowing result in an important increase of annual species at the expense of perennial, mainly woody species.

Key-words: fallow age, land use dynamic, vegetation succession

Introduction

Madagascar figure dans la liste des dix premiers pays de « hot spot » de la biodiversité dans le monde avec un taux d'endémisme très élevé (Myers, 1998 ; Mittermeier *et al.*, 2004). Cependant, cette richesse unique au monde est menacée par diverses perturbations d'origine humaine, comme la culture sur brûlis, l'exploitation illicite des ressources forestières, l'exploitation minière, ou d'origine naturelle comme les cataclysmes (cyclones, inondation, sécheresse...). La dégradation de l'environnement se manifeste surtout par la réduction de la couverture forestière. Selon ONE *et al.* (2013), entre 2005 et 2010, plus de 180 000 ha de forêts ont été perdus, soit près de 36 000 ha de perte annuelle. La

culture itinérante sur brûlis qui est le système de culture prédominant est la cause principale de cette diminution de la couverture forestière (Raharimalala *et al.*, 2010 ; De Wilde *et al.*, 2012). Le taux de déforestation annuel le plus élevé de l'île (0,8 %), avec une perte de 66 000 ha de 2005 à 2010, a été enregistré dans le sud-ouest (ONE *et al.*, 2013). A une période antérieure, entre 1999 et 2001, 6 972 ha de forêt ont disparu dans la forêt de Mikea, ce qui correspond à une vitesse de défrichement de 3 400 ha par an (Lasry *et al.*, 2004) car la culture sur abattis-brûlis ou *hatsaky* pratiquée depuis les années 1970 (Blanc-Pamard, 2000) a complètement changé le paysage. Actuellement, cette zone se présente comme une mosaïque de fragments de forêt, d'une grande étendue d'abandons cultureaux, de savane et de champs de culture vivrière (*Vigna unguiculata* ou *lojy*, manioc, maïs) et de coton. La création du complexe Mikea en 2003 et la formalisation d'une aire protégée en 2007 s'est accompagnée de l'interdiction de la culture sur brûlis.

C'est pourquoi la valorisation des abandons cultureaux ou « monka » par l'agriculture est devenue incontournable pour la population locale. La connaissance de la dynamique de la végétation dans ces zones agro-écologiques est primordiale pour définir la structure, la résilience et la trajectoire de l'écosystème qui seront adaptées aux objectifs de la future gestion forestière ou de la restauration écologique. Les résultats de l'étude de la dynamique végétale, obtenus par Grouzis *et al.* (2001) et Leprun *et al.* (2009) ont montré que la forêt dense sèche de Mikea, brûlée et cultivée puis abandonnée, évolue vers la savane.

Ce processus de savanisation est accompagné de la perte d'espèces végétales et de phytomasse totale qui ne représente plus que 25 % de celle de la forêt originelle de référence après 30 années d'abandon (Rasolohery, 2000).

Actuellement, le devenir des abandons cultureaux ou « monka » et la possibilité de régénération de la forêt après la culture méritent d'être étudiés. A défaut de dispositifs expérimentaux de longue durée, des enquêtes écologiques diachroniques peuvent être tentées. Cette étude se propose d'observer et d'analyser la réponse des espèces végétales à des jachères suivant la culture sur abattis-brûlis sur une période longue d'une trentaine d'années. Nous y parvenons en revenant 15 ans après (2012) sur des parcelles dont le passé cultural était connu jusqu'en 1997. Cette étude a pour objectif de suivre l'évolution de la végétation entre 1997 et 2012 en comparant entre ces deux dates la diversité floristique, la densité, le recouvrement et la production (phytomasse) au cours de la succession post-culturelle. L'hypothèse émise est que les phases culturelles successives conduiraient à des formations herbacées dégradées qui ont perdu leur capacité de régénération forestière.

Matériels et méthodes

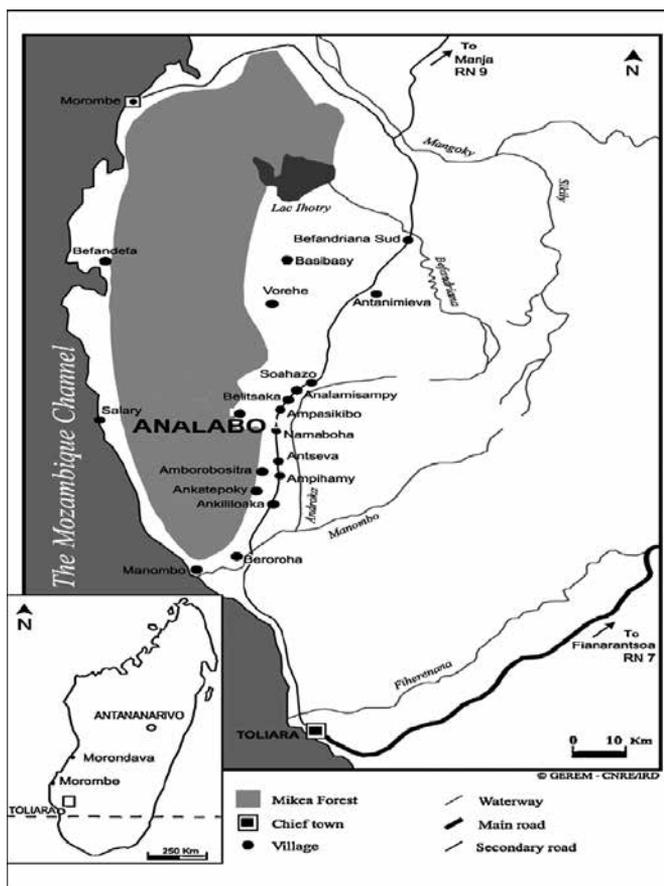
ZONE D'ETUDE

Cette étude a été conduite aux environs du village d'Analabo (22°31'50"S, 43°33'50"E) dans la forêt de Mikea à l'Ouest d'Ampasikibo, village situé à 100 km au nord de Toliara, dans la commune d'Analamisampy (carte 1). La zone est soumise à un climat semi aride selon la classification de Thornthwaite appliquée à Madagascar (Salomon & Hoerner, 1980), avec une pluviométrie moyenne annuelle entre 600 et 800 mm. Le long du transect allant du village d'Ampasikibo sur la RN9 vers l'Ouest, à Salary situé sur la côte du canal de Mozambique, les différentes formations végétales sont les savanes, les recrûs forestiers, la forêt dense sèche décidue et le fourré xérophile. C'est sur la forêt dense sèche sur sable roux (ErgI) avec un taux d'argile entre 10 et 15 % qu'est pratiquée la culture sur abattis-brûlis. Leprun (1998) a décrit quatre types de formations sableuses dunaires depuis la côte vers l'intérieur des terres : les plus récents sont les sables blanc beiges calcaires, d'origine marine, viennent ensuite les sables roux clairs non calcaires avec un faible taux d'argile (5 %), ensuite, on trouve les sables roux siliceux (ErgII) avec

un taux d'argile entre 5 et 10 %, d'origine éolienne; les plus anciens sont les sables roux rouges (Ergl) probablement d'origine fluvio-éolienne, portant une forêt dense sèche décidue haute à *Commiphora grandifolia*, *Adansonia fony*, *Euphorbia laro*.

CHOIX DU SITE ET DES PARCELLES

Le site d'étude correspond à celui du programme conjoint CNRE-IRD, GEREM-Toliara en 1997, aux alentours du village d'Analabo où 7 parcelles d'abandons culturels âgées de 2, 4, 6, 8, 12, 20 et 30 ans établies sur des sables roux rouges (Ergl) ont fait l'objet d'une étude de la succession post-culturelle (Grouzis *et al.*, 2001 ; Leprun *et al.*, 2009). Quinze ans après, en 2012, ces mêmes parcelles auraient un âge de jachère de 17, 19, 21, 23, 27, 35 et 45 ans s'il n'y avait eu aucune remise en culture depuis 1997. La possibilité de retrouver ces parcelles grâce à leur positionnement, référencé à l'aide d'un GPS, et de l'identification de fosses pédologiques comblées, a permis de reconstituer un historique sur 35 ans de ces parcelles depuis leur première défriche.



Carte 1 : Le village d'Analabo dans la forêt de Mikea (Leprun *et al.*, 2009)

L'historique de chaque parcelle depuis 1997 a été reconstitué en 2012 à l'aide d'enquêtes auprès des propriétaires des parcelles et de la population riveraine (Tableau I). Entre 1997 et 2012, quatre parcelles (A2, A6, A20, A30) ont été remises en culture, pour devenir des jachères de 4, 6, 7 et 4 ans (J4, J6, J7 et J4) tandis que trois parcelles (A4, A8 et A12) ont été laissées à l'abandon pour devenir des vieilles jachères âgées respectivement de 19, 23 et 27 ans (J19, J23, J27).

Tableau I : Historique des 7 parcelles étudiées sur une trentaine d'années

Unités (1997)	Coordonnées	Historique de la parcelle jusqu'en 1997	Unités (2012)	Historique de la parcelle de 1997 à 2012
Abandon de 2 ans A2	23°31'01"E 43°33'03"S	- Défrichement : 1993 - Culture de maïs pendant deux cycles : 1993/94 et 1994/95 - Abandon : 1995	Jachère de 6 ans J6	-Reprise de la culture en 2005 : 2 cycles de maïs et 1 cycle de manioc et arachide -Mise en jachère en 2007 -Etat en 2012 : jachère de 6 ans
Abandon de 4 ans A4	22°31'07"E 43°33'04"S	- Défrichement : 1990 - Culture de maïs pendant 3 cycles : 1990/91 – 1991/92 et 1992/93 - Abandon : 1994	Jachère de 19 ans J19	-Laissée à l'abandon depuis 1994 -Etat en 2012 : jachère de 19 ans
Abandon de 6 ans A6	22°31'32"E 43°32'54"S	- Défrichement : 1988 - Culture de maïs pendant 3 cycles : 1988/89 – 1989/90 et 1990/91 - Abandon : 1991	Jachère de 7 ans J7	-Reprise de la culture en 2000 après 9 ans de jachère : 4 cycles de maïs et 2 cycles de coton avec labour à la charrue -Mise en jachère en 2006 -Etat en 2012 : jachère de 7 ans
Abandon de 8 ans A8	22°31'36"E 43°33'01"S	- Défrichement : 1986 - Culture de maïs pendant 3 cycles : 1986/87 – 1987/88 et 1988/89 - Abandon : 1989	Jachère de 23 ans J23	-Laissez à l'abandon depuis 1989 -Etat en 2012 : jachère de 23 ans
Abandon de 12 ans A12	22°31'41"E 43°32'50"S	- Défrichement : 1982 - Culture de maïs pendant 3 cycles : 1982/83 – 1983/84 et 1984/85 - Abandon : 1985	Jachère de 27 ans J27	-Laissez à l'abandon depuis 1985 Etat en 2012 : jachère de 27 ans
Abandon de 20 ans A20	22°31'33"S 43°34'00"E	-Abandon : 1977	Jachère de 4 ans J4'	-Reprise de la culture en 2007 après 30 ans : 2 cycles de maïs -Passage de feux chaque année Etat en 2012 : jachère de 4 ans
Abandon de 30 ans A30	2°31'56"E 43°33'40"S	- Défrichement : 1961 ? - Culture de maïs pendant 3 cycles : 1961/62 – 1962/63 et 1963/64- Culture de manioc pendant 3 cycles - Abandon : 1967	Jachère de 4 ans J4	-Reprise de la culture en 2007 après 40 ans : 2 cycles de maïs -Abandon en 2008 -Passage de feux chaque année -Etat en 2012 : jachère de 4 ans

INVENTAIRE FLORISTIQUE

Dans chaque parcelle, l'inventaire floristique a été effectué dans une surface de 2 500 m² (un carré de 50 m x 50 m) qui est largement supérieure à l'aire minimale de la forêt sèche, 900 m² selon Razanaka (1995) et celle de la savane, 100 à 200 m² au sud-ouest de Madagascar (Morat, 1973). Toutes les espèces ont été inventoriées dans ce carré et leurs formes biologiques (arbre, herbe, liane) notées. Les paramètres enregistrés ont été le nom vernaculaire ou nom scientifique et, pour les espèces ligneuses, la hauteur et le diamètre à 1,3 m du sol. Le recouvrement des ligneux (RL) et le recouvrement des espèces herbacées (RH) ont été évalués en pourcentage de la surface de chaque parcelle. Le recouvrement est défini comme la surface relative occupée par la projection orthogonale au sol du système végétatif aérien de la végétation (Godron *et al.*, 1968). La proportion des espèces annuelles a été calculée. Des échantillons d'herbiers étiquetés ont été prélevés et ont été comparés aux herbiers de référence au PBZT Tsimbazaza à Antananarivo. La nomenclature des plantes a été corrigée en utilisant la base de données *W3 Tropicos* du Missouri Botanical Garden.

Les paramètres mesurés au niveau de différents stades de succession sont les indices de diversité floristique, richesse spécifique (S) et indice de diversité (H'), la proportion des annuelles, le recouvrement des herbacées et des ligneux, la structure horizontale de la végétation, la densité des ligneux (D), la surface terrière (G), et finalement la phytomasse épigée (Y).

La richesse spécifique (S) est le nombre d'espèces rencontrées dans l'ensemble des relevés qui ont été placés dans un espace homogène.

L'indice de diversité (H') de Shannon-Weaver (1949) rend compte de l'importance relative de chacune des espèces dans la communauté selon la formule (1) :

$$H' = -\sum_{i=1}^S f_i \log_2 f_i \text{ avec } : i = 1 \text{ à } S \text{ et } f_i = \text{fréquence spécifique (1)}$$

Ainsi, pour une richesse spécifique donnée, une faible valeur de H' signifie qu'un petit nombre d'espèces (un ou deux) dominant et le reste est associé à des valeurs de fréquence spécifique (f_i) très faibles. Plus l'indice est élevé, plus la diversité est grande.

La densité des ligneux (D) est l'abondance de toutes les espèces ligneuses dans la parcelle d'étude exprimée en nombre d'individus par hectare (N.ha⁻¹).

La surface terrière (G) est la somme de toutes les sections des troncs à 1,3 m (Namur, 1978). Sa valeur est exprimée en unité de surface (m².ha⁻¹) et se calcule par la formule (2) :

$G = \pi/4 \sum DHP_i^2$ avec DHP_i : le diamètre à hauteur de poitrine du i^{ème} individu ; i = 1 à N et N : l'abondance totale d'espèces ligneuses dans la parcelle étudiée (2)

Les variations au sein d'un écosystème sont la résultante de plusieurs phénomènes et de fluctuations au sein de l'écosystème lui-même (Frontier & Pichod Viale, 1999 ; Aronson *et al.*, 1993), que la composition floristique et les indices de diversité uniquement ne sont pas capables de révéler. Auclair & Metayer (1989) soutiennent que les connaissances fondamentales sur le fonctionnement des écosystèmes naturels et artificiels passent nécessairement par l'évaluation de la phytomasse totale des différents constituants de ces écosystèmes. Par ailleurs, la phytomasse qui diminue avec la dégradation de la végétation a été considérée comme un indicateur pertinent pour rendre compte de la dynamique post-culturelle (Rasolohery, 2000 ; Randriambanona, 2000).

La phytomasse épigée ligneuse a été mesurée par la méthode allométrique. Dans cette étude, ont été retenues 7 équations allométriques établies dans les mêmes parcelles (Rasolohery, 2000), qui relie la phytomasse aérienne (en g de matières sèches ou gMS) et la hauteur (en cm) des espèces dominantes dans chaque stade de succession (Tableau II).

Tableau II : Equations de régression liant la phytomasse épigée (Y) en gMS et la hauteur (x) en cm des 7 espèces dominantes du peuplement ligneux des parcelles d'étude (Rasolohery, 2000)

Espèces	Equation	Coefficient de détermination
<i>Alchornea humbertii</i>	$Y = 0,008x^{2,46}$	$R^2 = 0,94$
<i>Cordyla madagascariensis</i>	$Y = 0,033x^{2,24}$	$R^2 = 0,94$
<i>Diospyros humbertii</i>	$Y = 72e^{0,025x}$	$R^2 = 0,92$
<i>Diospyros manampetsae</i>	$Y = 90e^{0,025x}$	$R^2 = 0,91$
<i>Fernandoa madagascariensis</i>	$Y = 88e^{0,015x}$	$R^2 = 0,93$
<i>Hazunta modesta</i>	$Y = 0,27x^2 - 15,97x + 366,34$	$R^2 = 0,94$
<i>Poupartia sylvatica</i>	$Y = 0,18x^2 - 20,34x + 668,65$	$R = 0,95$

La phytomasse herbacée épigée a été mesurée par la méthode de récolte intégrale dans une surface de 1 m² (1 m x 1 m) à raison de 10 répétitions par parcelle. Un échantillon composite de 250 à 500 g a été prélevé et séché dans l'étuve à 85°C pendant 24 heures au laboratoire afin de déterminer la teneur en matières sèches selon la formule :

$$TMs = \frac{Ps}{PF} \quad \text{avec } TMs : \text{ teneur en matière sèche ; } Ps : \text{ poids après dessiccation ; } PF : \text{ poids de matière fraîche.}$$

La phytomasse hypogée a été calculée à partir de la phytomasse épigée selon la formule $R/T = 0,33$, R : racine, T : tige (Rasolohery, 2000), qui signifie que la quantité de la phytomasse épigée est trois fois plus importante que la quantité de la phytomasse hypogée.

La phytomasse totale (tMS.ha⁻¹) a été obtenue en faisant la somme des phytomasses épigées herbacée et ligneuse et de la phytomasse hypogée.

TRAITEMENT DES DONNEES

Deux types d'analyses statistiques ont été utilisés sur le logiciel Xlstat Pro 2008 pour les traitements des données. Afin d'identifier les groupes de parcelles semblables floristiquement et pour mettre en évidence les espèces caractéristiques des stades de succession, l'AFC (Analyse Factorielle des Correspondances) a été utilisée. L'efficacité de l'AFC a été démontrée pour l'identification et la caractérisation des associations végétales (Guinochet, 1973 ; Allier & Lacoste, 1980 ; Carrière, 1984). Elle a été également utilisée pour l'étude de la dynamique végétale et de la trajectoire des écosystèmes au cours de la succession post-culturelle par plusieurs auteurs (Beatty, 1984 ; Plantureux *et al.*, 1987 ; Leprun *et al.*, 2009). L'Analyse en Composantes Principales (ACP) a été utilisée pour visualiser le positionnement des parcelles les unes par rapport aux autres dans les plans factoriels d'une part et de visualiser les corrélations entre les variables d'autre part. Ainsi, cette représentation dans un espace de dimension réduite permet de mettre en évidence d'éventuelles structures au sein des données (parcelles et paramètres biotiques).

Résultats

CORTEGE FLORISTIQUE

La flore recensée dans les 7 parcelles de jachère comporte 142 espèces réparties en 110 genres et 41 familles. Les familles les mieux représentées sont les Fabaceae avec 22 espèces, les Poaceae avec 15 espèces, les Malvaceae avec 10 espèces, les Euphorbiaceae avec 9 espèces. Les Bignoniaceae et les Apocynaceae sont représentées chacune par 5 espèces. La famille des Dioscoreaceae est représentée par 4 espèces.

INDICES DE DIVERSITE

Le tableau III montre que la richesse spécifique augmente avec l'âge de la jachère. Le nombre d'espèces varie de 24 à 30 espèces dans les jeunes jachères de 4 ans (J4 et J4') puis atteint 55 espèces dans la jachère de 6 ans (J6), et revient à 21 espèces dans la jachère de 7 ans (J7).

Tableau III : Indices de diversité

Parcelles	J4	J4'	J6	J7	J19	J23	J29
Richesse spécifiques (S)	24	30	55	21	67	65	42
Indice de Shannon Weaver (H')	2,42	2,69	3,62	1,26	4,01	3,69	3,45

Le nombre d'espèces continue à augmenter et atteint une valeur maximale de 67 espèces dans la jachère de 19 ans (J19) puis il diminue, il est de 65 dans la jachère de 23 ans et 42 dans la jachère de 27 ans. Il est à noter que dans la jachère de 7 ans (J7), le nombre d'espèces ligneuses est réduit à 7 avec une dominance de *Fernandoa madagascariensis* (79 %), car l'utilisation de la charrue pendant les six derniers cycles de culture a détruit la majorité des souches ligneuses. Parallèlement, le passage de feux presque chaque année a éliminé beaucoup d'espèces ligneuses.

Pour l'indice de Shannon Weaver (H'), la valeur minimale ($H' = 1,26$) a été obtenue dans la jachère de 7 ans (J7) et la valeur maximale ($H' = 4,01$) a été enregistrée dans la jachère de 19 ans (Tableau I). La valeur de H' a tendance à augmenter avec l'âge de la jachère : 2,42 et 2,69 dans les jachères de 4 ans (J4) et 3,62 dans la jachère de 6 ans (J6). La moindre valeur de H' dans J7 ($H' = 1,26$) est due à la fois à la faible valeur de richesse spécifique et à la dominance d'un petit nombre d'espèce dont *Fernandoa madagascariensis*. Une légère diminution est ensuite enregistrée dans les jachères de 23 et 27 ans, qui laisse penser à un plateau dans la courbe d'évolution de cet indice en fonction de l'âge de jachère.

STRUCTURE HORIZONTALE DES PARCELLES

L'étude de la structure horizontale inclut l'analyse de la densité des ligneux, la surface terrière, les recouvrements des ligneux et des herbacées.

Les valeurs de densité des ligneux dans les 7 parcelles varient de 800 individus à l'hectare dans la jachère de 4 ans à 20 173 N.ha⁻¹ dans la jachère de 23 ans (Tableau IV). La densité augmente avec l'âge, très faible dans les jeunes jachères de 4 ans (800 N.ha⁻¹), elle augmente dans les jachères de 6 ans (J6) avec 3 946 N.ha⁻¹ puis la jachère de 19 ans (J19) 6 960 N.ha⁻¹ et atteint un pic à 23 ans (20 173 N.ha⁻¹) et on note une baisse dans la jachère de 27 ans (J27) avec 10 920 N.ha⁻¹ (figure 2).

Pour la jachère de 7 ans (J7), la valeur de la densité des ligneux est très faible à cause de l'élimination des souches pendant les cycles de culture.

La surface terrière varie d'un minimum dans J7 ($G = 1,5 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$) à un maximum ($G = 10,1 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$) dans J23. Dans les jeunes jachères (moins de 7 ans) la surface terrière n'excède pas $2,5 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ à cause du nombre réduit d'espèces ligneuses de gros diamètre (Tableau IV). On note une augmentation des valeurs de G avec l'âge de la jachère, d'une moyenne de $2 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ dans les jeunes jachères de moins de 7 ans, à $5,8 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ dans la jachère de 19 ans (J19), pour atteindre une valeur maximale ($G = 10,1 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$) dans la jachère de 23 ans (J23) ans. Il semble qu'on atteigne un seuil puisque la jachère de 27 ans reste avec une surface terrière de $9,6 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$.

Le recouvrement des herbacées est très élevé dans les jeunes jachères (supérieur à 70 %), mais il est pratiquement nul après une dizaine d'années de jachère ; la transition est brutale entre 7 et 19 ans.

Tableau IV : Structure horizontale des 7 parcelles

Parcelles	J4	J4'	J6	J7	J19	J23	J29
Densité (D) en $\text{N}.\text{ha}^{-1}$	800	1 500	3 946	1 267	6 960	20 173	10 920
Surface terrière (G) en $\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$	1,7	2,3	1,7	1,5	5,8	10,1	9,6
Recouvrement des ligneux (RL) en %	5	5	15	10	75	90	90
Recouvrement des herbacées (RH) en %	95	95	80	70	5	7	5

PHYTOMASSE

La phytomasse herbacée diminue avec l'âge de la jachère ; elle varie de $2,8$ à $4,4 \text{ t}_{\text{MS}}.\text{ha}^{-1}$ dans les jeunes jachères et n'atteint plus que $0,6 \text{ t}_{\text{MS}}.\text{ha}^{-1}$ dans la vieille jachère de 27 ans (J27) (Tableau V). Les valeurs de phytomasse ligneuse épigée augmentent avec l'âge de la jachère. Elles sont de $3,1$ à $5,6 \text{ t}_{\text{MS}}.\text{ha}^{-1}$ dans les jeunes jachères et atteignent $35 \text{ t}_{\text{MS}}.\text{ha}^{-1}$ dans la jachère de 27 ans (J27). La phytomasse racinaire suit cette tendance, ne dépassant pas $5,1 \text{ t}_{\text{MS}}.\text{ha}^{-1}$ dans les jeunes jachères, elle est supérieure à $10 \text{ t}_{\text{MS}}.\text{ha}^{-1}$ dans les vieilles jachères (J23 et J29).

Tableau V : Phytomasse des 7 parcelles

Parcelles	J4	J4'	J6	J7	J19	J23	J29
Phytomasse herbacée ($\text{t}_{\text{MS}}.\text{ha}^{-1}$)	3,7	2,8	4,0	4,4	2,2	1,6	0,6
Phytomasse ligneuse ($\text{t}_{\text{MS}}.\text{ha}^{-1}$)	3,1	5,6	9,7	11,1	20,8	29,0	35,0
Phytomasse racinaire ($\text{t}_{\text{MS}}.\text{ha}^{-1}$)	2,3	2,8	4,5	5,1	7,6	10,1	11,7
Phytomasse totale ($\text{t}_{\text{MS}}.\text{ha}^{-1}$)	9,1	11,2	18,2	20,7	30,6	40,6	47,3

Les valeurs de phytomasse totale dans les vieilles jachères (J23 et J27) sont respectivement de $40,6$ et $47,3 \text{ t}_{\text{MS}}.\text{ha}^{-1}$, soit quatre fois plus que dans les jeunes jachères avec des valeurs avoisinant $10 \text{ t}_{\text{MS}}.\text{ha}^{-1}$. Cette différence est imputable à l'abondance des espèces ligneuses tant en nombre (densité) qu'en surface terrière (individus avec des gros diamètres).

TRAJECTOIRE DE L'ECOSYSTEME

Une analyse en composante principale des relevés et des espèces donne la position des parcelles les unes par rapport aux autres dans le premier plan factoriel et la signification de chaque axe. La projection des nuages de points des 7 relevés et des espèces végétales dans le plan factoriel F1xF2 qui absorbe 49,9 % de l'inertie totale est représentée par les figures 1 et 2. Seules les espèces qui apparaissent au moins deux fois dans les relevés ont été retenues dans cette analyse. L'axe F1 qui absorbe 25,62 % de l'inertie n'est associé à aucun gradient. L'axe F2 (24,27 % de l'inertie) oppose deux groupes de relevés en ordonnées positives « les jeunes jachères » (J4, J4', J6, J7) et en ordonnées négatives les « vieilles jachères » (J19, J23 et J27).

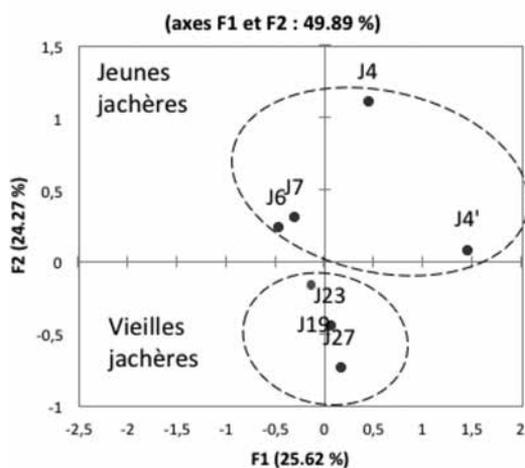


Figure 1 : Carte factorielle des 7 relevés dans le plan principal (F1xF2)

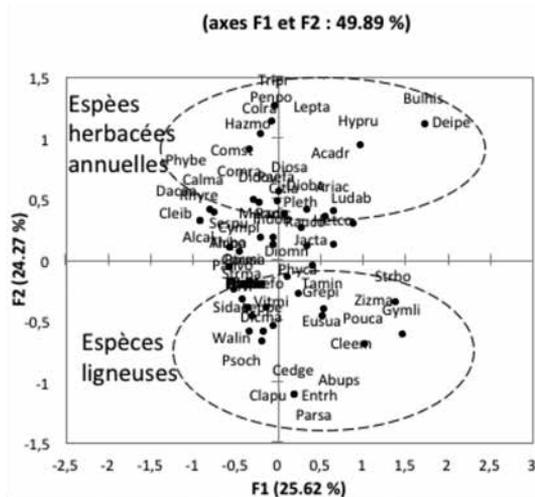


Figure 2 : Carte factorielle des 67 espèces dans le plan principal (F1xF2)

Les espèces associées aux jeunes jachères sont *Leptadenia* (Lepta) Asclepiadaceae, *Tridax procumbens* (Tripr) Asteraceae, *Hyparrhenia rufa* (Hypru) Poaceae, *Bulbostylis hypsida* (Bulhy) Cyperaceae. Hormis *Leptadenia* spp. qui est une liane pérenne, ces espèces sont des espèces herbacées annuelles. Les espèces associées aux jachères âgées (J23, J19 et J27) sont surtout des ligneux et des lianes comme *Claoxylopsia purpurascens* (Clapu) Euphorbiaceae, *Entada rheedii* (Enthr) Fabaceae, *Clerodendrum emirnense* (Cleem) Lamiaceae, *Cedrelopsis grevei* (Cedge) Ptaeroxylaceae, *Poupartia caffra* (Pouca) Anacardiaceae ; *Gymnosporia lineris* (Gymli) Celastraceae. L'axe F2 traduit donc la physionomie de la végétation en relation avec l'âge de la mise en jachère.

Selon la figure 3, la projection des 7 parcelles suivant le premier axe factoriel (F1 x F2) qui absorbe 87,40 % de l'inertie permet de distinguer deux groupes de parcelles : (1) les jeunes jachères en abscisses négatives caractérisées par un fort taux de recouvrement herbacé (RecHerb), des proportions d'espèces annuelles élevées et une forte valeur de phytomasse herbacée (PhyHerb), (2) les vieilles jachères (J19, J23 et J27) en abscisses positives qui sont fortement corrélées aux valeurs élevées de surface terrière (G), richesse spécifique (S), densité des ligneux (D), phytomasse ligneuse (PhytoLig) et phytomasse totale (PhytoTot).

L'axe F1 de l'ACP (figure 3) traduit l'intensité d'utilisation stipulant que la mise en culture réduit le nombre d'espèces et la phytomasse et que les parcelles sont dominées par des herbacées.

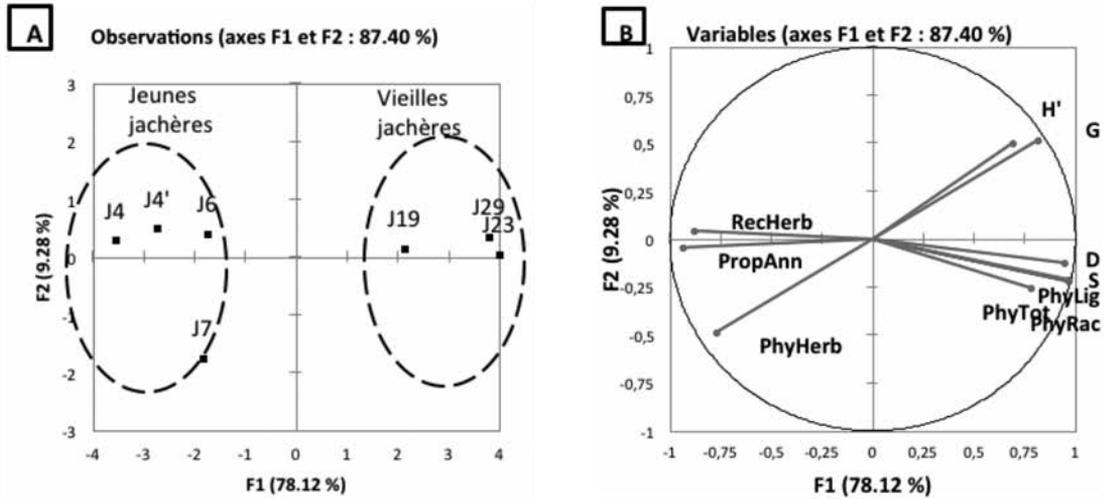


Figure 3 : Projection des 7 parcelles sur le premier plan factoriel (A) et cercle de corrélation des variables (B)

H' : indice de Shannon, D : densité des ligneux, G : surface terrière, S : richesse spécifique, PhyLig : phytomasse ligneuse, PhyHerb : phytomasse herbacée, PhyTot : phytomasse totale, PhyRac : phytomasse racinaire, PropAnn : proportion des annuelles, RecHerb : recouvrement herbacé, RecLig : recouvrement ligneux.

Discussion

L'objectif de cette étude est d'étudier la dynamique post-culturale de la végétation dans la forêt de Mikea en se basant sur 7 parcelles de jachères d'âges différents (2, 4, 6, 8, 12, 20 et de 30 ans) étudiées en 1997 qui ont été reprises en 2012, avec des âges de jachère de 4, 6, 7, 19, 23 et 27 ans.

Des paramètres biotiques tels que la diversité floristique (richesse spécifique, indices de diversité de Shannon), la densité, la surface terrière et la phytomasse ont été calculés pour caractériser les différents stades de succession post-culturale, puis pour comparer les deux dates.

DIVERSITE FLORISTIQUE

La richesse spécifique (S) par parcelle augmente avec l'âge de la jachère et atteint un maximum après 19 ans (67 espèces) puis les valeurs diminuent dans les vieilles jachères de 23 (J23) et 27 ans (J27). Ce résultat peut être expliqué par la théorie de la perturbation intermédiaire (Intermediate Disturbance Hypothesis ou IDH - Connell, 1978 ; Huston, 1979) qui explique la coexistence d'un nombre maximal d'espèces dans un ensemble de mosaïque (patch) par un niveau intermédiaire de perturbation. En d'autres termes, cette théorie soutient qu'un écosystème atteint une diversité maximale en espèces lorsqu'il est soumis à un régime de perturbations de fréquence et d'intensité moyennes. Randriamalala (2009) a obtenu un résultat similaire dans les jachères de la forêt de l'Est de Madagascar où l'augmentation de la richesse spécifique est particulièrement importante à la sixième année d'abandon. De même, dans la forêt de Kirindy au sud-ouest Madagascar, la richesse floristique augmente avec l'âge de l'abandon

jusqu'à 30 ans puis diminue dans les abandons de plus de 40 ans (Raharimalala *et al.*, 2010). Les valeurs d'indice de Shannon (H') suivent également la même tendance que celle de la richesse spécifique (S) c'est-à-dire H' augmente avec l'âge de la jachère. L'IDH est une fois encore prouvée pour H' et dans la littérature, ces résultats corroborent ceux obtenus par Houéhanou & Houinato (2007) au Bénin et par Kassi *et al.* (2010) dans une forêt dense semi-décidue en Côte d'Ivoire. Notons que différents types de perturbations (feux, mise en culture...) sont parmi les facteurs qui peuvent diminuer les valeurs des indices de diversité (S et H'). Razanaka (2004), dans la forêt de Mikea, a rapporté que H' diminue avec le nombre de cycles de culture : $H' = 5,4$ pendant les premières années, cette valeur chute à 1,2 après 9 cycles de culture.

Enfin, la valeur de richesse floristique maximale ($S = 67$ dans J19) obtenue dans cette étude est loin d'atteindre celle de la forêt primaire de la zone d'étude ($S = 141$ selon Leprun *et al.*, 2009). Au cours de la succession post-culturelle, donc, les stades les plus avancés ressemblent à l'état « climax » uniquement du point de vue physiognomie (formation pluristrate, hauteur, recouvrement ligneux élevé) mais pas du point de vue de la composition floristique.

STRUCTURE DE LA VEGETATION

Dans le cadre de cette étude, les valeurs de densité de ligneux dans les vieilles jachères sont comparables à celles des jachères à *Psiadia altissima* de la forêt orientale de Madagascar 27 000 N.ha⁻¹ dans les jeunes jachères et 9 000 N.ha⁻¹ dans les vieilles jachères (Danthu *et al.*, 2008). Ce qui signifie que des ligneux peuvent se maintenir pendant un certain temps dans cette partie semi-aride de Madagascar possèdent. La diminution des espèces ligneuses tant en nombre qu'en densité dans les parcelles remises en culture dans cette étude témoignent l'intensité des perturbations liées aux pratiques culturales. Les feux et les labours répétés à chaque cycle de culture éliminent les espèces végétales notamment les espèces ligneuses dont les souches sont complètement détruites au fil des années. De ce fait, selon César (2005), les ligneux donnent des indications sur l'ancienneté des activités humaines puisqu'ils disparaissent progressivement avec la répétition des cultures.

PHYTOMASSE

Les valeurs de phytomasse herbacée obtenues dans cette étude sont comparables à celles enregistrées dans de jachères âgées de 1 à 8 ans avec des valeurs qui varient de 0,4 à 1,5 t.ha⁻¹ à l'Est de Madagascar (Danthu *et al.*, 2008). Les valeurs de phytomasse herbacée minimale ont été enregistrées dans les vieilles jachères (J23 et J27) à fort recouvrement ligneux. Travaillant sur ces mêmes parcelles, Rasolohery (2000) a rapporté que le fort recouvrement empêchait le développement de la strate herbacée sous couvert ligneux.

Les valeurs de phytomasse ligneuse ont présenté une augmentation graduelle au cours du temps comme l'avait observé Rasolohery (2000) sur les mêmes parcelles. Ces valeurs de phytomasse ligneuse épigée sont comparables à celles obtenues par Danthu *et al.* (2008) dans des jachères à *Psiadia altissima* dans la forêt de Vohimana (Est de Madagascar). Ces mêmes auteurs ont souligné que la phytomasse ligneuse augmente avec l'âge de la jachère : 2,3 t.ha⁻¹ dans une jachère de 1 an, elle atteint 14 t.ha⁻¹ dans une jachère de 8 ans.

Les valeurs de phytomasse hypogée enregistrées dans les 7 parcelles (variant de 2,2 à 11,7 t.ha⁻¹) sont faibles par rapport à celles obtenues par Randriambanona (2008) dans la forêt dense humide au Nord-Ouest du Parc National de Ranomafana qui sont de 17,6 t.ha⁻¹ pour les jachères de 10 ans. Cette différence est due aux méthodes utilisées, l'auteur sus cité a utilisé la méthode de carottage et dans notre travail nous avons déduit les valeurs de phytomasse hypogée à partir du rapport racine/tige ($R/T = 0,33$), ainsi nos valeurs sont faibles car elles sont sous estimées étant donné que la phytomasse épigée a été évaluée par la méthode allométrique.

La phytomasse totale obtenue dans les vieilles jachères (47,3 t.ha⁻¹ pour J27) est quatre fois moins élevée par rapport à celle des forêts originelles de la zone d'étude qui est de 189 t.ha⁻¹ pour la forêt sur ErgI (Razanaka, 2004) et 135 t.ha⁻¹ pour la forêt sur ErgII (Raheison & Grouzis, 2005). Avec une vieille jachère d'une trentaine d'années, on reste encore loin derrière la forêt sèche originelle. Pourtant, la phytomasse totale des jeunes jachères (J4) qui avoisine les 10 t.ha⁻¹ est similaire à celle obtenue par Kairé (1999) d'une valeur de 11,29 t.ha⁻¹ dans une jachère de 3 ans au Sénégal.

COMPARAISON DE QUELQUES PARAMETRES BIOTIQUES DES 7 PARCELLES ENTRE 1997 ET 2012

Afin de mieux observer la différence entre les valeurs de paramètres de 1997 qui sont extraits de travaux de Razanaka (2004), Rakotojaona (2000) et Leprun *et al.* (2009) et celles qui ont été mesurées en 2012, nous avons reporté sur des graphiques les paramètres : richesse floristique, proportion des annuelles, densité des ligneux et phytomasse totale.

Richesse spécifique

La figure 4 montre une perte nette d'espèces pour les parcelles qui ont été remises en cultures (J4, J4', J6 et J7). Pour J4 et J4' les espèces recensées en 1997 étaient respectivement de 68 et 64 alors qu'en 2012, il n'en restait plus que 30 et 24.

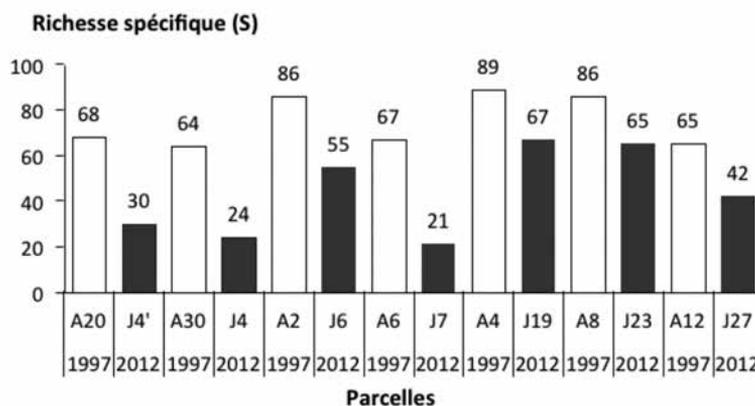


Figure 4 : Comparaison du nombre d'espèces dans les parcelles en 1997 (barres blanches) et en 2012 (barres noires)

En 1997 : A2, A4... A30 : Abandon de 2 à... 30 ans. En 2012 : J4, J6...J27 : Jachères de 4, 6...27 ans.

La plus grande perte en espèces a été enregistrée dans la jachère de 7 ans (J7), où il ne reste plus que 21 espèces en 2012 contre 67 espèces en 1997 c'est-à-dire 2/3 des espèces ont disparu à cause des cycles de culture répétés. Notons que même si les parcelles n'ont pas été remises en culture (cas de J19, J23 et J27) une perte d'une vingtaine d'espèces a été observée. Pour (J19), il y avait 89 espèces en 1997 contre 67 espèces en 2012, soit une perte de 22 espèces, pour (J23) 86 espèces en 1997 contre 65 espèces en 2012, soit une perte de 21 espèces. Enfin, pour (J27), 65 espèces en 1997 contre 42 espèces en 2012, soit une perte de 23 espèces. Cette perte peut être due à la fermeture progressive de la canopée entraînant la disparition des espèces herbacées et la disparition de certaines espèces pionnières au cours de la succession post-culturelle.

Proportion des annuelles

Les proportions d'annuelles ont tendance à augmenter dans les parcelles qui ont été remise en culture (J4, J6 et J7) et les valeurs obtenues en 2012 sont plus élevées (35 %) que celles de 1997 (20 à 25 %). Elles sont moins importantes dans les vieilles jachères (J19, J23 et J27) et ne dépassent pas le 10 % (Figure 5).

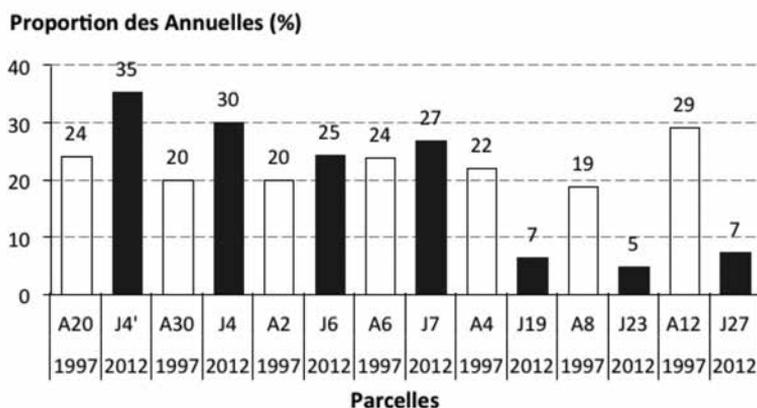


Figure 5 : Proportion des annuelles en 1997 (barres blanches) et en 2012 (barres noires)

En 1997 : A2, A4... A30 : Abandon de 2 à... 30 ans. En 2012 : J4, J6...J27 : Jachères de 4, 6...27 ans.

La mise en culture répétée associée aux feux et aux labours est à l'origine de l'augmentation des espèces annuelles au détriment des espèces pérennes notamment les espèces ligneuses.

Densité des ligneux

La densité des ligneux obtenue en 2012 est toujours moins élevée (de 800 à 3 948 N.ha⁻¹) dans les parcelles remises en culture (J4, J6 et J7) par rapport à celle enregistrée en 1997 (3 380 à 6 640 N.ha⁻¹) (Figure 6) ce qui corrobore la réduction notamment les ligneux à cause de la technique culturale associant brûlis et labour à la charrue.

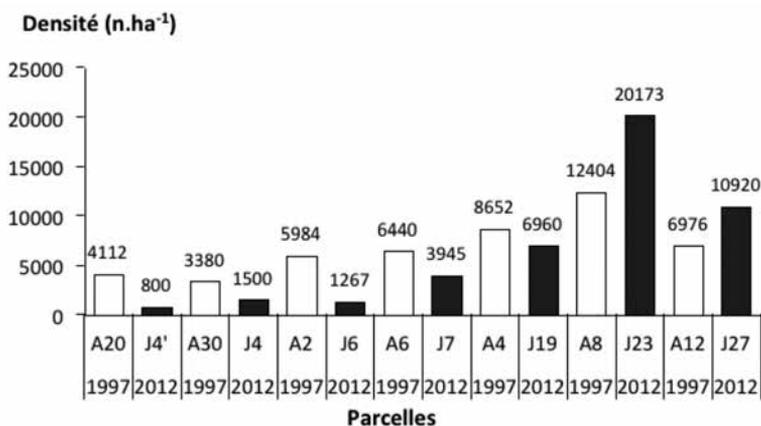


Figure 6 : Densité des ligneux en 1997 (barres blanches) et en 2012 (barres noires)

En 1997 : A2, A4... A30 : Abandon de 2 à... 30 ans. En 2012 : J4, J6...J27 : Jachères de 4, 6...27 ans.

Dans les vieilles jachères, on note une augmentation de la densité des ligneux en 2012 par rapport à celle de 1997. C'est le cas de J23 ($D = 12\,404\text{ N}\cdot\text{ha}^{-1}$ en 1997, $D = 20\,173\text{ N}\cdot\text{ha}^{-1}$) et de J27 ($D = 6\,976\text{ N}\cdot\text{ha}^{-1}$ en 1997, $D = 10\,920\text{ N}\cdot\text{ha}^{-1}$). Pour J19, on note que la valeur s'est stabilisée ($D = 8\,652\text{ N}\cdot\text{ha}^{-1}$ en 1997 et $D = 6\,960\text{ N}\cdot\text{ha}^{-1}$ en 2012).

Phytomasse totale

La figure 7 montre les valeurs de phytomasse totale des 7 parcelles en 1997 et en 2012. C'est dans les jeunes jachères J4 et J4' que l'on a obtenu les valeurs minimales de phytomasse totale (9,1 et 11 $\text{t}_{\text{MS}}\cdot\text{ha}^{-1}$) en 2012 qui sont très inférieures à celles enregistrées en 1997 (28,5 et 39 $\text{t}_{\text{MS}}\cdot\text{ha}^{-1}$). Cette réduction de la phytomasse totale est due au défrichement des principales espèces ligneuses pendant la préparation des champs de culture.

Pour la jachère de 7 ans (J7), la phytomasse totale en 1997 (21,4 $\text{t}_{\text{MS}}\cdot\text{ha}^{-1}$) et en 2012 (20,7 $\text{t}_{\text{MS}}\cdot\text{ha}^{-1}$) sont à peu près similaires. Même si cette parcelle a été remise en culture, la valeur en 2012 est maintenue grâce à l'abondance des rejets de souches de *Fernandoa madagascariensis*.

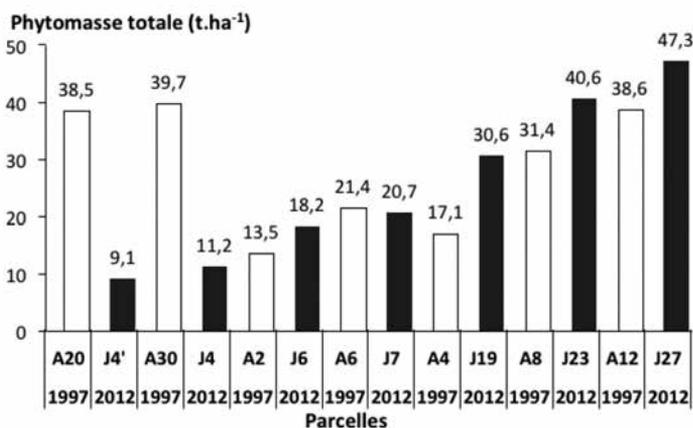


Figure 7 : Phytomasse totale ($\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}$) des parcelles en 1997 (barres blanches) et en 2012 (barres noires)

En 1997 : A2, A4... A30 : Abandon de 2 à... 30 ans. En 2012 : J4, J6...J27 : Jachères de 4, 6...27 ans.

Les valeurs de phytomasse totale des vieilles jachères (J19, J23 et J27) ont connu une augmentation en 2012. Elles sont passées de 17,1 à 30,6 $\text{t}_{\text{MS}}\cdot\text{ha}^{-1}$ pour la jachère de 19 ans (J19) soit une augmentation de 13,5 t_{MS} en 15 ans. Pour la jachère de 23 ans (J23), la phytomasse totale en 1997 a été de 31,4 $\text{t}_{\text{MS}}\cdot\text{ha}^{-1}$, en 2012 elle a été de 40,6 $\text{t}_{\text{MS}}\cdot\text{ha}^{-1}$ soit une hausse de 9,2 $\text{t}_{\text{MS}}\cdot\text{ha}^{-1}$. Enfin, pour la jachère de 27 ans (J27), un accroissement de 8,7 $\text{t}_{\text{MS}}\cdot\text{ha}^{-1}$ de la phytomasse totale a été enregistré entre 1997 et 2012.

Trajectoire de l'écosystème

Cette étude de dynamique végétale aboutit à la description de la "trajectoire de l'écosystème" qui selon Le Floch & Aronson (1995), recouvre à la fois la succession "naturelle" d'un écosystème et tous les autres itinéraires que peut suivre cet écosystème sous les diverses pressions qui lui sont appliquées. Razanaka (2004) et Leprun *et al.* (2009) ont montré que la forêt dense sèche de la zone d'étude, une fois brûlée puis cultivée, évolue vers une savane. Ce processus de savanisation est accompagné de la dégradation des propriétés physico-chimiques du sol, de la perte d'espèces et surtout de la diminution de la phytomasse totale. Ces faits ont été corroborés par nos résultats où les parcelles remises en culture

sont devenues des formations à dominance herbacée. Cependant cette étude réalisée en 2012, c'est-à-dire 15 ans après, a permis d'observer que certaines parcelles d'abandons cultureux qui n'ont pas été remises en culture peuvent acquérir la physionomie d'une forêt primaire sans pour autant posséder la même composition floristique. Il a été observé que ce sont surtout les paramètres relatifs à la diversité (richesse floristiques et indices de Shannon-Weaver) et ceux relatifs à la phytomasse qui rendent mieux compte de cette dynamique végétale dans la zone d'étude. La diversité floristique est faible dans les jeunes jachères et augmente au cours de la succession post-culturelle jusqu'à la 19^{ème} année puis connaît une légère baisse après. Il en est de même pour la phytomasse notamment la phytomasse totale qui est faible dans les premiers stades de succession ($10 \text{ t}_{\text{MS}} \cdot \text{ha}^{-1}$) mais atteint une valeur élevée de l'ordre de $40 \text{ t}_{\text{MS}} \cdot \text{ha}^{-1}$ dans les vieilles jachères (J23 et J27).

Conclusion

Pour conclure, l'hypothèse émise a été vérifiée : les parcelles remises en culture à partir de l'année 2000 présentent toutes de faibles valeurs de richesse spécifique et une augmentation de la proportion d'espèces annuelles signifiant une dégradation irréversible. Une perte d'espèces a été observée pour toutes les parcelles entre 1997 et 2012, mais ce sont surtout les parcelles remises en culture qui ont perdu jusqu'à deux tiers des espèces recensées en 1997. Concernant la résilience de la forêt sèche étudiée, les résultats obtenus ont montré une certaine capacité de la forêt de Mikea de se régénérer en l'absence d'intenses perturbations liées aux feux et aux labours pendant les phases culturelles. Les jachères âgées de 20 à 30 ans ont acquis la physionomie d'une forêt.

Références bibliographiques

- Allier C., Lacoste A., 1980 : « Maquis et groupements végétaux de la série du chêne vert dans le bassin du Fango (Corse) ». *Ecol. Médit.*, 5 : p. 59-82.
- Aronson J., Floret C., Le Floc'h E., Ovale C., Pontanier R., 1993 : « Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semi-arid lands. A view from the South ». *Restoration ecology*, 1 : p. 8-17.
- Auclair D., Metayer S., 1989 : « Méthodologie de l'évaluation de la biomasse aérienne sur pied de la production en biomasse des taillis ». *Acta Oecologica*, 1(4) : p. 357-377.
- Beatty S.W., 1984 : « Influence of microtopography and canopy on spatial pattern of forest understory ». *Plant Ecology*, 65(5) : p.1406-1419.
- Blanc-Pamard C., 2000 : *À l'ouest d'Analabo. La trame du maïs : agriculture pionnière et construction du territoire en pays masikoro (sud-ouest de Madagascar)*. CNRS/GEREM/CNRE/CEA, 135 p.
- Carrière M., 1984 : *Les communautés végétales sahéliennes en Mauritanie. Analyse de la reconstitution annuelle du couvert herbacé*. Thèse de Doctorat en Sciences, Université Paris-Sud, centre d'Orsay, 235 p.
- César J., 2005 : *L'Évaluation des Ressources Fourragères Naturelles. Productions Fourragères en Zone Tropicale. Production Animale en Afrique de l'Ouest. Synthèse*. Bobo Dioulasso, Burkina Faso : CIRDES/CIRAD, Fiche n°117, 12 p.
- Connell J.H., 1978 : « Diversity in tropical rain forests and coral reefs ». *Science*, 199 : p. 1302-1310.

Danthu P., Rakotobe M., Mauclère P., Andrianoelisoa H., Behra O., Rahajanirina V., Mathevon B., Ralambofetra E., Collas de Chatelperron P., 2008 : « Essential oil production increases value of *Psiadia altissima* fallows in Madagascar's eastern forests ». *Agroforestry Systems*, 72 : p. 127-135.

De Wilde M., Buisson E., Ratovoson F., Randrianaivo R., Carrière S.M., Lowry Li P.P., 2012 : « Vegetation dynamics in a corridor between protected areas after slash-and-burn cultivation in south-eastern Madagascar ». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 159 : p. 1-8.

Frontier S., Pichod Viale D., 1999 : *Ecosystèmes : Structures, fonctionnement, évolution*. Paris : Masson (Coll. d'écologie n°21), 447 p.

Godron M., Daget Ph., Emberger L., Le Floc'h E., Poissonet, J., Sauvage Ch., Wacquant J.P., 1968 : *Code pour le relevé méthodique de la végétation. Principes et transcription sur cartes perforées*. Paris : CNRS, 292 p. + 37 fig.

Grouzis M., Razanaka S., Le Floc'h E., Leprun J.-C., 2001 : « Evolution de la végétation et de quelques paramètres édaphiques au cours de la phase post-culturale dans la région d'Analabo », dans S. Razanaka, M. Grouzis, P. Milleville, B. Moizo, C. Aubry (eds.), *Sociétés paysannes, transitions agraires et dynamiques écologiques dans le sud-ouest de Madagascar*. Antananarivo : Actes de l'atelier CNRE/IRD, 8-10/11/1999 : p. 327-337.

Guinochet M., 1973 : *La phytosociologie*. Paris : Masson (Collection d'écologie n°1), 227 p.

Houéhanou T., Houinato M., 2007 : « Gestion pastorale et rôle des ligneux galactogènes épargnés dans les terroirs agricoles, dans la production laitière : cas de la zone périphérique à la zone cynégétique de la Djona ». *Note du Laboratoire d'Ecologie Appliquée*, Vol. 1(2) : p. 1-10.

Huston M.A., 1979 : « A general hypothesis of diversity ». *American Naturalist*, 113 : p. 81-101.

Kairé M., 1999 : *Production ligneuse des jachères en zones soudano-sahélienne du Sénégal*. Thèse de Doctorat, Université de Marseille, 96 p.

Kassi N.J., Ake-Assi E., Tiebre M.S., 2010 : « Biodiversité végétale et vitesse de la régénération de la forêt classée de Sanaimbo (Côte d'Ivoire) ». *Sciences & Nature*, 7(2) : p. 195-206.

Lasry F., Grouzis M., Milleville P., Razanaka S., 2004 : « Dynamique de la déforestation et agriculture pionnière dans une région semi-aride du sud-ouest de Madagascar : exploitation diachronique de l'imagerie satellitale haute résolution ». *Photo-Interprétation*, 1 : p. 26-33.

Le Floc'h E., Aronson J., 1995 : « L'écologie de la restauration. Définition de quelques concepts de base ». *Natures Sciences Sociétés*, 3, Hors série, p. 29-35.

Leprun J.-C., 1998 : *Compte rendu de mission à Tuléar*. GEREM, non publié, 12 p.

Leprun J.-C., Grouzis M., Randriambanona H.A., 2009 : « Post-cropping change and dynamics in soil and vegetation properties after forest clearing : Example of the semi-arid Mikea Region (southwestern Madagascar) ». *C.R. Geoscience*, 341 : p. 526-537.

Mittermeier R.A., Langrand O., Lowry II P.P., Schatz G., Gerlach J., Goodman S., Steininger M., Hawkins F., Raminosoa N., Ramilijaona O., Andriamaro L., Randrianasolo H., Rabarison H., Rakotobe Z.L., 2004 : « Madagascar and the Indian Ocean islands », dans R.A. Mittermeier, P.R. Gil, M. Hoffman, J. Pilgrim, T. Brooks, C.G. Mittermeier, J. Lamoureux, G.A.B. Da Fonseca (eds), *Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and most Threatened Terrestrial Ecoregions*. Mexico City : CEMEX SA. de CV, p. 138-144.

Morat P., 1973 : *Les savanes du sud-ouest de Madagascar*. Paris : ORSTOM (Mémoire ORSTOM n°68), 235 p.

- Myers N., 1988 : « Threatened biotas: "Hot-spots" in tropical forests ». *Environmentalist*, 8 : p. 1-20.
- Namur C., 1978 : « Etude floristique ». *Cahiers ORSTOM*, série biologie, Vol. XIII(3) : p. 203-210.
- ONE, DGDF, FTM, MNP, CI, 2013 : *Evolution de la couverture de forêts naturelles à Madagascar 2005-2010*. Rapport ONE. Antananarivo : DGDF, FTM, MNP, CI, 42p. + cartes.
- Plantureux S., Bonischot R., Guckert A., 1987 : « Effet des techniques d'intensification sur l'évolution de la végétation de prairies permanentes lorraines ». *Acta Oecologica, Oecol. Applic.*, 8(3) : p. 229-246.
- Raharimalala O., Buttler A., Ramohavelo C.D., Razanaka S., Sorg J.-P., Gobat J.-M., 2010 : « Soil-vegetation patterns in secondary slash and burn successions in Central Menabe, Madagascar ». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 139 : 150-158.
- Raherison M.E., Grouzis M., 2005 : « Plant biomass, nutrient concentration and nutrient storage in a tropical dry forest in the south-west of Madagascar ». *Plant Ecology*, 180(1) : p. 33-45.
- Rakotojaona H.L., 2000 : *Structures et certains aspects du fonctionnement de l'écosystème forestier de Mikea sur Ergl*. DEA en Sciences Biologiques Appliquées, Option Ecologie végétale, Université d'Antananarivo. CNRE-IRD, 77 p.
- Randriamalala R.J., 2009 : *Influence des pratiques agricoles et du milieu sur les dynamiques forestières post-culturelles dans le corridor Ranomafana-Andringitra*. Thèse de Doctorat, Université d'Antananarivo, ESSA, 207 p.
- Randriambanona H.A., 2008 : *Succession écologique dans les plantations de Pinus, D'acacia et dans les forêts naturelles de la région nord-ouest du corridor de Fianarantsoa (Madagascar)*. Thèse de doctorat en Sciences de la Vie, Faculté des Sciences, Université d'Antananarivo, 100 p.
- Randriambanona H.A., 2000 : *Phytomasse hypogée des successions post-culturelles dans la région d'Analabo, Forêt de Mikea, sud-ouest de Madagascar*. DEA en Sciences Biologiques Appliquées, Option Ecologie végétale, Université d'Antananarivo. CNRE-IRD, 69p.
- Rasolohery A., 2000 : *Phytomasse épigée de succession post-cultural du sud-ouest de Madagascar (région d'Analabo forêt de Mikea)*. DEA en Sciences Biologiques Appliquées, Option Ecologie végétale, Université d'Antananarivo. CNRE-IRD, 60 p.
- Razanaka S., 1995 : *Délimitation de zone de contact des aires semi-aride et subhumide de la végétation du sud-ouest de Madagascar*. Thèse de doctorat 3^e cycle, Faculté des Sciences, Université d'Antananarivo, 266 p.
- Razanaka S., 2004 : *La forêt de Mikea : un espace et des ressources assiégés. Diversité des types de végétation et dynamique post-culturelle d'une forêt dense sèche du sud-ouest de Madagascar*. Thèse d'Etat, Université d'Antananarivo, Madagascar, 241 p.
- Salomon J.N., Hoerner J.M., 1980 : « Le couloir d'Antseva, étude géomorphologique et humaine d'une région naturelle ». *Revue de géographie*, 36 : p. 63-67.
- Shannon C., Weaver W., 1949 : *The mathematical theory of communication*. Urbana, Illinois : University of Illinois Press, 117 p.

Dynamique spatiale des fourrés xérophi les de Betioky-Sud et Soalara-Sud (sud-ouest, Madagascar)

Spatial dynamics of xerophytic thickets of Betioky Sud and Soalara Sud (southwestern Madagascar)

J.R. RANDRIAMALALA¹

H.B. HOSNAH¹

S. RANAIVOARIMANANA²

H. R. RAVONJIMALALA^{3,2}

(1) Département des Eaux et Forêts, Ecole Supérieure des Sciences Agronomiques, BP 175, Antananarivo 101, Madagascar

(2) Laboratoire de géophysique de l'environnement et télédétection (LGET), Institut & Observatoire de Géophysique d'Antananarivo (IOGA), Université d'Antananarivo, Madagascar

(3) Centre National de Recherche sur l'Environnement (CNRE), BP 1739, Antananarivo 101, Madagascar

Résumé

Les forêts sèches (FS) sont parmi les écosystèmes tropicaux les plus menacés et subissent une déforestation plus importante que les forêts humides. Or, la majorité des études sur les dynamiques spatiales des forêts ont été faites en zone humide que ce soit au niveau mondial ou à Madagascar. Ce travail contribue à mieux connaître les FS malagasy en analysant l'évolution des surfaces occupées par les fourrés xérophi les (FX) de la zone Betioky-Soalara (sud-ouest malagasy) pendant la période 1989-2010. Des classifications d'images satellitaires Landsat 7 ETM+ (1989, 2001 et 2010) et des détections de changement entre ces trois dates ont été réalisées pour atteindre cet objectif. Le taux de déforestation annuel a fortement augmenté entre les périodes 1989-2001 (0,7 %) et 2001-2010 (1,9 %). Les haut-fourrés (HF) de la zone de Betioky, à l'Est du site d'étude, sont les plus affectés par cette déforestation (perte de plus de 3 % par an durant la période 2001-2010). L'agriculture sur brûlis (*hatsake*) pratiquée sur les HF est la principale cause de déforestation dans le site d'étude.

Mots-clés : changement d'occupation du sol, déforestation, fourré xérophi le, abattis brûlis, sud-ouest Madagascar, image satellitaire

Abstract

Dry forests are among the most threaten tropical ecosystems and undergo more important deforestation than rain forest. However, most of studies on spatial dynamics of forests, over the world and in Madagascar, concerned rain forests. This study contributes to fill this gap by analysing spatial evolution of xerophytic thickets (XT) in the Betioky-Soalara area (southwestern of Madagascar) from 1989 to 2010. Landsat 7 ETM+ imagery (1989, 2001, and 2010) is used and change detection analysis is achieved for 1989-2001 and 2001-2010. We find annual deforestation rates of 0.7% and 1.9% for the 1989-2001 and 2001-2010 periods, respectively. An increase of the deforestation rate is observed. XT in the eastern part of the study area are more affected by the deforestation phenomenon (loss of more than 3% per year during the 2001-2010 period). Practice of 'slash and burn' agriculture (*hatsake*) essentially in eastern XT is the main cause of deforestation.

Key words: Slash and burn, land use change, deforestation, xerophytic thickets, satellite image, southwestern Madagascar

Introduction

Les forêts sèches (FS) sont menacées et font l'objet d'une déforestation importante (Quesada *et al.*, 2009 ; Songer *et al.*, 2009). Cependant, les analyses des dynamiques spatio-temporelles de la végétation, au niveau mondial concernent surtout les forêts humides (Arroyo-Mora *et al.*, 2005 ; Songer *et al.*, 2009) alors les FS forment plus de 40 % des forêts tropicales mondiales (Murphy & Lugo, 1986 ; Miles *et al.*, 2006 ; Quesada *et al.*, 2009). A Madagascar aussi, les analyses des dynamiques de la couverture forestière concernent essentiellement les zones humides (Green & Susman, 1990 ; Vagen, 2006 ; Eckert *et al.*, 2011), alors même que les forêts sèches présentent également des enjeux importants socio-économiques et de conservation. En effet, les FS de Madagascar sont des écosystèmes riches en biodiversité dont le taux d'endémicité est élevé, tant au niveau de la flore que de la faune (Koechlin *et al.*, 1974 ; Moat & Smith, 2007 ; WWF, 2008). Les populations locales dépendent économiquement des ressources collectées en forêts sèches. Rabeniala *et al.* (2009) et Raoliarivelo *et al.* (2010) ont montré l'usage qui est fait des FS pour le pâturage des petits ruminants (PR) et la source importante de revenus que représente l'élevage pour les populations locales. Les FS constituent également une réserve de nourriture (Alame, 2013) et de plantes médicinales (Méral *et al.*, 2006). Elles sont exploitées pour les ressources ligneuses (construction et charbon ; Casse *et al.*, 2004 ; Raoliarivelo *et al.*, 2010 ; Masezamana *et al.*, 2013) tout en constituant une réserve de terres arables (Blanc-Pamard *et al.*, 2005 ; Raharimalala *et al.*, 2010). En effet, les FS font l'objet d'une agriculture sur brûlis qui commence par le défrichement et le brûlis de la biomasse ligneuse et la mise en culture de la parcelle correspondante pendant une durée inférieure à 10 ans (Blanc-Pamard *et al.*, 2005) avant de l'abandonner définitivement. La densité des plantes adventices, la baisse de la fertilité et du rendement agricole conduisent à l'abandon de la parcelle (Blanc-Pamard *et al.*, 2005 ; Leprun *et al.*, 2009) et à la recherche de nouvelles parcelles à défricher. Au cours de la phase post-culturale, les successions végétales secondaires correspondent à une évolution régressive aboutissant à des formations mixtes ligneux-herbacées ouvertes, à caractère savanicole (Grouzis *et al.*, 2001 ; Leprun *et al.*, 2009).

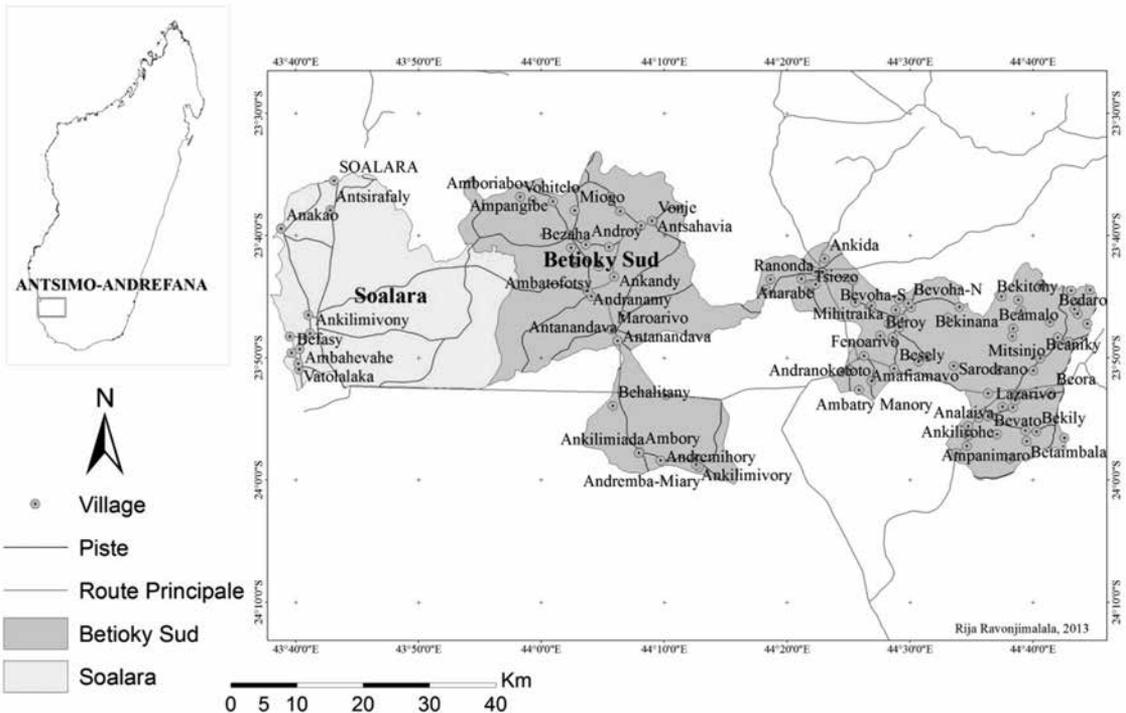
Du fait de leur multifonctionnalité, ces FS sont soumises à des pressions d'exploitation diverses et fortes alors que le caractère semi-aride du climat réduit considérablement leur résilience (Leprun *et al.*, 2009), contrairement aux forêts humides qui sont souvent associées à des successions végétales secondaires conduisant à une régénération forestière (Randriamalala *et al.*, 2012). Les études de la végétation en

zone semi-aride à Madagascar se rapportent aux forêts denses sèches du sud-ouest (Lasry *et al.*, 2004 ; Raherison & Grouzis, 2005 ; Blanc-Pamard *et al.*, 2005 ; Leprun *et al.*, 2009) et à celles de l'Ouest (Raharimalala *et al.*, 2010). Les fourrés xérophiles (FX) du sud-ouest, se développant en zone littorale, sont les moins connus parmi les FS malagasy. On connaît très peu leur dynamique spatio-temporelle. La présente étude recourt à l'imagerie satellitaire pour reconstituer les dynamiques spatiales des FX de la zone Betioky-Soalara (sud-ouest malagasy) sur une période d'environ 20 ans (1989-2010).

Méthode

SITE D'ÉTUDE

Le site d'étude inclut les communes rurales (CR) de Soalara-Sud et de Betioky Sud dans le sud-ouest malagasy (Carte 1). Le climat est de type semi aride avec une aridité plus poussée à l'Ouest du côté de Soalara. En effet, la précipitation annuelle moyenne est de 418 mm pour Soalara (moyenne de la période 1972/2002 ; Raoliarivelo *et al.*, 2010) contre 696 mm pour Betioky (moyenne de la période 1972/2009 ; Hosnah, 2013). Les activités principales des populations locales de la CR de Soalara sont l'élevage de PR, la fabrication de charbon de bois (CB), la pêche et l'agriculture qui est limitée par l'aridité du climat. La fabrication de CB se pratique essentiellement sur les forêts sur substrat sableux (sable roux et beige) et sur sols ferrugineux (Radosy, 2013 ; Obs. pers.). Par contre, l'agriculture pluviale et en particulier celle sur brûlis (*hatsake*), d'une part, et l'élevage bovin d'autre part grâce à la végétation herbacée, sont favorisés par la précipitation relativement élevée de Betioky.



Carte 1 : Betioky Sud et Soalara Sud

CLASSIFICATION D'IMAGES SATELLITAIRES

Des images Landsat 7 de 30 m de résolution, provenant des catalogues d'images d'archives issues des capteurs ETM+ ont été exploitées : ETM+ de Landsat des scènes 160-076 et 160-077, pour les dates du 11 Avril 1989, 06 Mai 2001 et 07 Mai 2010. Les trois dates choisies se situent à la fin de la saison des pluies et délimitent deux périodes de durées proches, de 12 ans (1989-2001) et 10 ans (2001-2010).

Des classifications supervisées ont ensuite été appliquées sur les images Landsat, en utilisant l'algorithme Support Vector Machine (Hermes *et al.*, 1999 ; Huang *et al.*, 2002). Les classes prédéfinies qui ont été identifiées lors de travaux de terrain en 2011 et 2012 sont :

- Bas-fourrés (BF): Formation arbustive de 3-5 m de hauteur, se développant sur des substrats calcaires ou sableux (sables roux et beige) et occupant la partie ouest du site d'étude.
- Bas-fourrés dégradés (BFD) : Formation arbustive de 3-5 m de hauteur, se développant sur les mêmes substrats que les BF, mais avec une densité de ligneux plus faible et un spectre biologique plus restreint (dominance des arbustes et absence des autres formes biologiques telles que les lianes). La dégradation provient de la pratique de la fabrication de charbon de bois et dans une moindre mesure, du pâturage de PR. Les BFD peuvent également provenir de l'abandon définitif de parcelles qui ont servi de *vala*, des espace enclos, entourés de haies vives, cultivés en partie et dont les recrûs herbacés servent de fourrage pour les ruminants (Rabeniata *et al.*, 2009).
- Haut-fourrés (HF) : Formations arbustives de 5-8 m de haut avec des émergents de plus de 10 m, se développant sur des sols calcaires ou sur des sols ferrugineux. Elles dominent la partie est du site d'étude.
- Haut-fourrés dégradés (HFD) : Formations arbustives de moins de 5 m de hauteur et se développant sur les mêmes substrats que les HF mais avec une densité de ligneux plus faible et un spectre biologique plus restreints (absence de lianes). Elles se localisent dans la partie est du site d'étude. La dégradation est essentiellement causée par la fabrication de charbon de bois et l'agriculture sur brûlis (*hatsake*) et dans une moindre mesure par le pâturage bovin.
- Zone agricole et d'habitation (ZAH) : Il s'agit d'une mosaïque formée de sol nu/ terrain cultivé/ recrû post-agricole herbacé.
- Savane (Sv) : Formation herbeuse avec un tapis graminéen de 20-40 cm de hauteur et recouvrant complètement le sol pendant la saison des pluies.

Des corrections atmosphériques utilisant l'algorithme QUAC (QUick Atmospheric Correction ; Bernstein *et al.* 2005) ont été réalisées afin d'éliminer les effets des variations des conditions atmosphériques entre ces dates. Des corrections radiométriques ont également été apportées afin d'améliorer la visibilité des images. Les tracés des zones d'entraînement (13 599 pixels) et de validation (11 470 pixels) ont été faits sur des images Google Earth de 2010 et à la suite d'observations de terrain effectuées en période sèche (octobre 2011). Des travaux de terrain, réalisés en fin de période des pluies (avril 2012 et 2013 ; plus de 200 coordonnées géographiques à l'aide de GPS), en correspondance avec la date de prise des images de 2010, sont combinés avec les mêmes images Google Earth 2010, afin d'évaluer à l'aide des zones de validation, la véracité des classifications effectuées sur la base des zones d'entraînement. Une matrice de confusion et un coefficient Kappa (K) ont pu ainsi être établis pour les classifications des images de 2010. Le coefficient K mesure l'intensité de la concordance entre deux jugements catégoriels et la précision globale indique le rapport entre le nombre de pixels correctement classifiés et le nombre total de pixels pris en compte dans les zones d'entraînement. Tous ces traitements d'images satellites ont été réalisés avec les logiciels ENVI 4.8 et ArcGis 9.3.

Résultats

Le coefficient Kappa de la classification d'images Landsat 7 ETM+ 2010 est de 0,94 et la précision globale est de 95,45 % (Tableau I). Les classes sont globalement bien identifiées à l'exception de HFD qui présente une forte confusion avec HF (19 % ; Tableau I), d'où la décision de fusionner ces 2 classes en HF.

Tableau I : Matrice de confusion de la classification des images 2010 (N total=11 470 pixels)

Classes	Vérité-terrain (%)						
	BF	BFD	HF	HFD	Sv	ZAH	
Classification (%)	BF	96,3	0,1	6,91	0	0	0,93
	BFD	1,25	99,23	0	0	0	0,35
	HF	0	0	89,3	19,12	0	0
	HFD	0	0	1,86	79,02	0	0,21
	Sv	0	0	0	0	98,83	1,38
	ZAH	2,45	0,67	1,93	1,86	1,17	97,13
	Total	100	100	100	100	100	100

BF : Bas-fourré ; BFD : Bas-fourré dégradé ; HF : Haut-fourré ; HFD : Haut-fourré dégradé ; Sv : Savane ; ZAH : Zone agricole et d'habitation.

Le site d'étude est dominé par les ZAH en 2010 (49 % de la surface totale ; Tableau II ; Carte N1c). Suivent ensuite les FX qui occupent 43 % de la surface totale des scènes considérés. Les HF occupent essentiellement les parties Est et Centrale du site d'étude (Betioky) tandis que les BF et BFD se concentrent dans sa partie Ouest (Soalara ; Carte N1c). La période 1989/2001 est marquée par un taux de déforestation de 9 % qui est essentiellement du aux BF (perte de 19,7 % ; Tableau II ; Cartes N1a, N1b, N1c). La déforestation s'est accélérée pendant la période 2001/2010 (perte de 17 %) et concerne surtout les HF de Betioky (perte de 28 % ; Tableau II ; Cartes N1b, N1c).

Tableau II : Dynamique des fourrés xérophiles du site d'étude en 1989, 2001 et 2010

Classes	Superficie absolue (ha) et relative (%)						Variation relative (%)		
	1989		2001		2010		1989/2001	2001/2010	1989/2010
	Superficie	%	Superficie	%	Superficie	%			
BF	85 397	19	68 595	15	67 556	15	-19,7	-2	-21
BFD	12 167	3	17 436	4	19 020	4	43,3	9	56
HF	165 319	36	152 792	34	110 479	24	-7,6	-28	-33
Sv	29 748	7	19 960	4	33 871	7	-32,9	70	14
ZAH	160 895	35	194 744	43	222 601	49	21	14	38
Total	453 527	100	453527	100	453527	100			
Fourrés (BF+BFD+HF)	262 883	58	238 823	53	197 055	43	-9	-17	-25

BF : Bas-fourré ; BFD : Bas-fourré dégradé ; HF : Haut-fourré ; Sv : Savane ; ZAH : Zone agricole et d'habitation.

Pour l'ensemble des fourrés, la déforestation a doublé entre la décade 1989/2001 (9 %) et la décade 2001/2010 (17 %) ; la première période se caractérise par une forte dégradation des fourrés bas et la seconde période par une savanisation active (Cartes N1a, N1b, N1c).

Discussion

CLASSIFICATION D'IMAGES SATELLITAIRES DE FAIBLE RÉOLUTION

Les précisions obtenues de la classification des images 2010 sont bonnes (> 90 % ; Tableau I). Par contre, les classifications des images des dates antérieures (1989 et 2001) ne peuvent être validées par la même approche que nous avons utilisée. C'est une faiblesse des méthodes diachroniques de détection de changements sur des images satellitaires. Le choix des zones d'entraînement sur les images des périodes antérieures dépend seulement de l'expérience et de la connaissance du terrain du thématicien (forestier et/ou écologue) et du télédécteur.

CLASSES SYNTHÉTIQUES

La séparation des BF et des BFD est assez aisée car ces derniers correspondent globalement aux FX sur sable roux où s'exercent préférentiellement des activités de fabrication de charbon de bois dans la commune de Soalara (Radosy, 2013). Par contre, la plus grande fragmentation des FX du côté de Betioky (Carte N1a, N1b, N1c), liée en partie au nombre plus élevé de villages en comparaison de la commune de Soalara-Sud, et à leur éparpillement, est en partie à l'origine des confusions entre HF et HFD. De plus les HFD regroupent des formations végétales assez hétérogènes qui n'ont pas pu être séparés lors de la classification : (i) les recrûs arbustifs post-agricoles ou post-feux et (ii) les fourrés dégradés par la pratique de la fabrication de charbon de bois.

La classe ZAH est également hétérogène. En effet, elle regroupe les terrains cultivés, les sols nus pour diverses raisons (feux, défrichage, exploitation minière, village, etc.) et les recrûs post-agricoles herbacés. De plus, les ZAH de Betioky et de Soalara doivent être distinguées car elles ont différentes fonctions : les premières sont dominées par des terrains de culture ouverts, cultivés ou en jachère herbacée et les secondes sont dominées par des *vala*, des parcelles encloses cultivées en partie (< 50 % de la superficie totale) pendant la courte saison de pluie et servant pour le reste de réserve de fourrage.

TYPES DE SOLS

Les classes d'occupation des sols identifiées ne tiennent pas compte des types de sols qui peuvent affecter la diversité, la structure et la composition floristique de la végétation en zone semi-aride (Parker, 1991). En effet, la classe des BF s'étend sur deux substrats bien distincts : les dalles calcaires et les sables roux et celle des HF sur des sols calcaires avec des roches plus altérées et sur des sols ferrugineux. La prise en compte des types de sols dans la classification (BF sur sable roux, BF sur dalle calcaire, HF sur sols calcaire et HF sur sols ferrugineux) a occasionné d'importantes confusions et a mis en évidence des transitions aberrantes lors de la détection de changements (BF sable roux/BF dalle calcaire et vice versa ou HF sols calcaires/HF sols ferrugineux et vice versa). Ainsi, les transitions possibles concernent les classes fourrés/fourrés dégradés/ZAH/Sv mais aucune transition entre les différents types de sols ne peut avoir lieu. En effet, l'altération des calcaires pour aboutir au sable roux ou aux sols ferrugineux est un processus pédogénétique long (Lamouroux, 1965 ; Reolid *et al.*, 2008) qui ne serait pas observable pendant les 22 ans d'étude et l'évolution des sables roux et sols ferrugineux en sols calcaires est quasi-impossible puisque les premiers sont des sols plus évolués qui proviennent en partie de l'altération des seconds (Lamouroux, 1965 ; Reolid *et al.*, 2008). L'absence de prise en compte des types de sols dans la classification du couvert forestier engendre une perte d'information. En effet, certaines activités comme

la fabrication de charbon de bois et l'agriculture se pratiquent de façon préférentielle par rapport aux types de sols. Par exemple, la fabrication de charbon de bois se pratique essentiellement sur des FX sur sable roux dans la commune de Soalara Sud (Radosy, 2013). Aussi, les FX sur sable roux peuvent-ils subir des pressions anthropiques plus élevées et peuvent être associés à une vitesse de déforestation plus importante.

DÉFORESTATION CONDITIONNÉE PAR LES FACTEURS ÉCOLOGIQUES ET MODULEE PAR LES PRATIQUES

La dynamique du paysage forestier du site d'étude est associée à une vitesse de déforestation élevée qui s'est accélérée pendant la décennie 2001-2010 ($> 1 \text{ \%}.\text{an}^{-1}$; Tableau II). Ces résultats confirment ceux de Lasry *et al.* (2004) et ceux de Masezamana *et al.* (2013) qui ont trouvé des taux de déforestation supérieurs à $1\%.\text{an}^{-1}$ respectivement dans la forêt sèche des Mikea à plus de 100 km au nord du site d'étude, de 1971 à 2001 (Lasry *et al.*, 2004) et dans les fourrés du district de Toliara II dont le site d'étude fait partie, de 1989 à 2010 (Masezamana *et al.*, 2013). La perte de la couverture forestière associée aux HF, à l'Est (Betioky-Sud), est nettement plus importante que celle correspondant aux BF, à l'Ouest (Soalara; Tableau II; Cartes N1a, N1b, N1c). Les pratiques agricoles, liées au gradient de précipitations, peuvent expliquer en partie ce phénomène. Les pratiques d'agriculture itinérante sur brûlis (*hatsake*) et de fabrication de charbon de bois sont les principales causes de la déforestation dans le sud-ouest malagasy (Casse *et al.*, 2004; Blanc-Pamard *et al.*, 2005). La fabrication de charbon de bois concerne les 2 types de FX. Par contre, le défrichement pour l'agriculture est assez limité à Soalara-Sud car cette activité y est entravée par l'aridité plus poussée du climat ($P < 500 \text{ mm}.\text{an}^{-1}$). Le défrichement sert surtout à l'aménagement des *vala*, utilisés comme réserve de fourrage herbacé. En effet, les animaux malades, petits ruminants et zébus, y sont placés jusqu'à leur rétablissement, pendant la saison sèche, au moment où la disponibilité fourragère est restreinte. Par contre, le climat plus humide de Betioky ($P > 600 \text{ mm}.\text{an}^{-1}$) favorise la pratique de l'agriculture itinérante sur brûlis. De plus, les villages dans la commune de Betioky-Sud sont nettement plus nombreux que dans la commune de Soalara et sont associés à une densité de population plus élevée (INSTAT, 2004). En effet, la démographie peut être considérée comme un facteur exogène d'altération des milieux naturels (Brady, 1996; Bamba *et al.*, 2008). L'augmentation des populations entraîne celle des exigences alimentaires et peut conduire à un raccourcissement de la durée de la jachère (Brady, 1996) et à une transition vers une agriculture permanente. Ce n'est pas encore le cas dans le site d'étude puisque la pratique d'une agriculture permanente nécessiterait l'usage d'intrants (fertilisant et herbicide) qui ne sont pas à la portée des paysans, d'où la persistance du système de culture temporaire.

Conclusion

Les FX du site d'étude font l'objet d'une déforestation importante dont la vitesse augmente au cours du temps, en particulier depuis 2001. La culture sur brûlis ou *hatsake*, pratiquée essentiellement dans les HF est la principale cause de cette déforestation. Des recherches d'alternatives fiables aux activités à l'origine de la déforestation (*hatsake* et production de CB) ainsi que la conception et la mise en œuvre d'un plan de restauration de ces formations végétales doivent être entreprises pour éviter la disparition de ces fourrés xérophiles. Les alternatives envisageables sont l'intensification de l'agriculture dans les plaines alluviales bordant le fleuve Onilahy et le développement de l'élevage de petits ruminants qui utilisent les FX comme pâturage (Masezamana *et al.*, 2013).

Références bibliographiques

- Alame M.E.B., 2013: *Profils écologiques des ignames sauvages (genre Dioscorea) dans la forêt de Mikea*. DEA du Département des Sciences Biologiques, Université de Toiliara (Madagascar), 104 p.
- Arroyo-Mora J.P., Sanchez-Azofeifa G.A., Kalacska M.E.R., Rivard B., Julio C. Calvo-Alvarado J.C., Janzen D.H., 2005 : « Secondary Forest Detection in a Neotropical Dry Forest Landscape Using Landsat 7 ETM+ and IKONOS Imagery ». *Biotropica*, 37(4) : p. 497-507.
- Bamba I., Mama A., Neuba D.F.R., Koffi K.J., Traoré D., Visser M., Sinsin B., Lejoly J., Bogaert J. 2008 : « Influence des actions anthropiques sur la dynamique spatio-temporelle de l'occupation du sol dans la province du Bas-Congo (R.D. Congo) ». *Sciences & Nature*, 5(1): p. 49-60.
- Bernstein L.S., Adler-Golden S.M., Sundberg R. L., Levine R.Y., Perkins T.C., Berk A., 2005 : « Validation of the QUick Atmospheric Correction (QUAC) algorithm for VNIR-SWIR multi- and hyperspectral imagery ». *Algorithms and Technologies for Multispectral, Hyperspectral and Ultraspectral Imagery*, XI(5806) : p. 668-678.
- Blanc-Pamard C., Milleville P., Grouzis M., Lasry F., Razanaka S., 2005 : « Une alliance de disciplines sur une question environnementale: la déforestation en forêt de Mikea (sud-ouest de Madagascar) ». *Nature Sciences Sociétés*, 13: p. 7-20.
- Brady N.C., 1996 : « Alternatives to slash-and-burn: a global imperative ». *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 58 : p. 3-11.
- Casse T., Milhøj A., Ranaivoson S., Randriamanarivo J.M., 2004 : « Causes of deforestation in southwestern Madagascar : what do we know? » *Forest Policy and Economics*, 6 : p. 33-48.
- Eckert S., Rakoto-Ratsimba H., Rakotondrasoa L.O., Rajoelison L.G., Ehrensperger A., 2011 : « Deforestation and forest degradation monitoring and assessment of biomass and carbon stock of lowland rainforest in the Analanjirofo region, Madagascar ». *Forest Ecology and Management*, 262 : p. 1996-2007.
- Green G.M., Sussman R.W., 1990 : « Deforestation history of the eastern rainforests of Madagascar from satellite images ». *Science*, 248 : p. 212-215.
- Grouzis M., Razanaka S., Le Floch E., Leprun J.C., 2001 : « Évolution de la végétation et de quelques paramètres édaphiques au cours de la phase post-culturale dans la région d'Analabo », dans S. Razanaka, M. Grouzis, P. Milleville, B. Moizo, C. Aubry (eds.), *Sociétés paysannes, transitions agraires et dynamiques écologiques dans le sud-ouest de Madagascar*. Antananarivo : Actes de l'atelier CNRE/IRD, 8-10/11/1999 : p. 327-337.
- Hermes L., Friauff D., Puzicha J., Buhmann J.M., 1999 : « Support vector machines for land usage classification in Landsat TM Imagery ». *Proc. IGARSS*, 1 : p. 348-350.
- Hosnah B.H., 2013: *Dynamique du couvert forestier dans le sud-ouest de Madagascar : cas du fourré xérophile de Betsioky -Sud et Soalara-Sud*. DEA ESSA-Forêts, Université d'Antananarivo (Madagascar), 92 p.
- Huang C., Davis L.S., Townshend J.R.G., 2002 : « An assessment of support vector machines for land cover classification ». *International Journal of Remote Sensing*, 23(4) : p 725-749.
- INSTAT, 2004: *Estimation de la population de Madagascar*. Antananarivo: INSTAT, 256 p.
- Koechlin J., Guillaumet J.L., Morat Ph., 1974: *Flore et végétation de Madagascar*. Vaduz : J. Cramer, 686 p.
- Lamouroux M., 1965 : « Observations sur l'altération des roches calcaires sous climat méditerranéens humide (Liban) ». *Cahiers ORSTOM, Série Pédologie*, 3(1) : p. 21-41.
- Lasry F., Grouzis M., Milleville P., Razanaka S., 2004 : « Dynamique de la déforestation et agriculture pionnière dans le sud-ouest de Madagascar : exploitation diachronique de l'imagerie satellitale haute résolution ». *Photo interpretation*, 1 : p. 26-47.

- Leprun J.C., Grouzis M., Randriambanona H.A., 2009 : « Post-cropping change and dynamics in soil and vegetation properties after forest clearing : Example of the semi-arid Mikea Region (southwestern Madagascar) ». *C.R. Geoscience*, 341 : p. 526-537.
- Masezamana H.N., Andrianarisoa J.H., Raoliarivelo L.I.B., Randriamalala R.J., 2013 : *Identification et analyse d'activités alternatives à la fabrication de charbon de bois dans le district de Toliara II*. Rapport final projet Q096. Antananarivo : DERAD, Eastern and Southern Africa Partnership Program, 67 p.
- Méral P., Raharinirina V., Andriamahefazafy F., Andrianambinina D., 2006 : « La valorisation économique des forêts : entre filière et territoire ». *Économie rurale*, 294-295 : p. 74-89.
- Miles L., Newton A.C., DeFries R.S., Ravilious C., May I., Blyth S., 2006 : « A global overview of the conservation status of tropical dry forests ». *Journal of Biogeography*, 33(3) : p. 491-505.
- Moat J., Smith P., 2007 : *Atlas de la végétation de Madagascar*. Kew : Royal Botanic Gardens, 124 p.
- Murphy P., Lugo A.E., 1986 : « Ecology of tropical dry forests ». *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 17 : p. 67-88.
- Parker K., 1991 : « Topography, substrate, and vegetation patterns in the northern Sonoran Desert ». *Journal of Biogeography*, 18 : p. 151-163.
- Quesada M., Sanchez-Azofeifa G.A., Alvarez-Anorve M., Stoner K.E., Avila-Cabadilla L., Calvo-Alvarado J., Castillo A., Espirito-Santo M.M., Fagundes M., Fernandes G.W., Gamon J., Lopezaraiza-Mikel M., Lawrence D., Morellato L.P.C., Powers J.S., Neves F.S., Rosas-Guerrero V., Sayago R., Sanchez-Montoya G., 2009 : « Succession and management of tropical dry forests in the Americas: Review and new perspectives ». *Forest Ecology and Management*, 258 : p. 1014-1024.
- Rabeniata R., Raoliarivelo L. I. B., Masezamana H. N., Andrianarisoa J. H. et Randriamalala R.J., 2009 : *Gestion de pâturage pour le cheptel de petits ruminants (ovins et caprins) dans une zone semi-aride du district de Toliara II*. Rapport final projet Q906. Antananarivo : DERAD, Eastern and Southern Africa Partnership Program, 84 p.
- Radosy H.O., 2013 : *Résilience des fourrés xérophiles face au pâturage des petits ruminants et à la fabrication de charbon de bois dans la Commune Rurale de Soalara-Sud (District de Toliara II, Région Atsimo-Andrefana)*. DEA ESSA-Forêts, Université d'Antananarivo (Madagascar), 74 p.
- Raharimalala O., Buttler A., Ramohavelo C.D., Razanaka S., Sorg J.P., Gobat J.M., 2010 : « Soil-vegetation patterns in secondary slash and burn successions in Central Menabe, Madagascar ». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 139 : p. 150-158.
- Raherison M., Grouzis M., 2005 : « Plant biomass, nutrient concentration and nutrient storage in a tropical dry forest in the South-West of Madagascar ». *Plant Ecology*, 180 : p. 33-45.
- Randriamalala R.J., 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 ». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 155 : p. 182-193.
- Raoliarivelo L.I.B., Rabeniata R., Masezamana H.N., Andrianarisoa J.H., Randriamalala R.J., 2010 : *Impact de la fabrication de charbon de bois sur la production et la disponibilité fourragère de pâturage en zone subaride, cas de la Commune de Soalara-Sud, Toliara II*. Rapport final projet Q909. Antananarivo : DERAD, Eastern and Southern Africa Partnership Program, 61 p.
- Reolid M., Abad I., Martín-García J.M., 2008 : « Palaeoenvironmental implications of ferruginous deposits related to a Middle-Upper Jurassic discontinuity (Prebetic Zone, Betic Cordillera, Southern Spain) ». *Sedimentary Geology*, 203 : p. 1-16.
- Songer M., Aung M., Senior B., De Fries R., Leimgruber P., 2009 : « Spatial and temporal deforestation dynamics in protected and unprotected dry forests: a case study from Myanmar (Burma) ». *Biodiversity and Conservation*, 18 : p. 1001-1018.
- Vagen T.G., 2006 : « Remote sensing of complex land use change trajectories-a case study from the highlands of Madagascar ». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 115 : p. 219-228.
- WWF, 2008 : *Madagascar spiny thickets*. [en ligne] - Disponible sur internet : www.eoearth.org/article/Madagascar_spiny_thickets?topic=49597.

Résilience des fourrés xérophiles au pâturage des petits ruminants et à la fabrication de charbon de bois dans la commune rurale de Soalara-Sud (district de Toliara II, Région Atsimo-Andrefana)

Xerophitic thickets resilience against small ruminants foraging and woody charcoal production in Soalara South commune (Toliara II district, Atsimo-Andrefana region)

H.O. RADOSY¹

J.R. RANDRIAMALALA¹

(1) Département des Eaux et Forêts, École Supérieure des Sciences Agronomiques, BP 175, Antananarivo 101, Madagascar

Résumé

Les fourrés xérophiles (FX) du sud-ouest malagasy, dont l'écosystème est encore mal connu, font l'objet d'une déforestation importante. Le caractère semi-aride du climat limite la régénération de cette formation végétale qui est également très sollicitée par les populations locales. Ces FX servent de pâturage aux petits ruminants (PR) et sont des sites de production de charbon de bois (CB). Cette étude évalue la résilience des FX au pâturage de PR et à la production de CB. La résilience est définie comme la capacité d'un système à maintenir son fonctionnement face à de nouvelles perturbations. L'absence de variations significatives des paramètres caractérisant le fonctionnement de l'écosystème (diversité, structure, production et régénération) le long d'un gradient de perturbations serait un indicateur de résilience. Vingt placeaux de 400 m² ont été échantillonnés selon deux types de sol (sable roux et dalle calcaire) et la distance aux villages (< 4 km et ≥ 4 km) qui indique l'intensité des perturbations liée aux pratiques (site pâturé et faisant l'objet de production de CB et site non pâturé et sans CB). Le CB n'est pas fabriqué sur des sols calcaires. Il a été montré que la fabrication de CB contribue à réduire la densité et la biomasse ligneuses et à modifier la composition floristique des FX sur sable roux. Les FX sur sable roux présentent donc une faible résilience aux activités de production de CB. Par contre, le pâturage de PR affecte peu le fonctionnement des FX sur dalle calcaire (diversité, structure, régénération, production et composition floristique). Les petits ruminants n'affectent

pas la régénération naturelle des FX dans les deux types de sols. Cette régénération est cependant très réduite puisque les taux moyens de régénération sont inférieurs à 100 % et ce indépendamment de l'intensité du pâturage. D'autres facteurs explicatifs de cette régénération insuffisante restent à déterminer.

Mots-clés : Biomasse, charbon de bois, fourrés xérophiiles, petits ruminants, régénération, sud-ouest Madagascar

Abstract

Xerophytic thickets (XT) of the southwestern Madagascar, which is a bad known ecosystem, undergo important deforestation. Climate aridity limits regeneration of this vegetation which is associated to many local uses. Especially, XT are used as small ruminant (SR) range lands and as woody charcoal (WC) production sites. This study analyses the effects of WC production and SR grazing on XT of the south-western of Madagascar. Resilience is defined as the ability of a system to maintain its functions against new disturbance. Lack of significant variations of function parameters (diversity, structure, production and regeneration) along disturbance gradient can be considered as resilience indicator. Twenty plots of 400 m² were sampled along soil type (yellow sand and calcareous soil) and disturbance gradient (grazed and with WC production and no grazed and no WC production). It was shown that WC production reduced shrub density and biomass and affected species composition of XT on yellow sands. In contrast, SR grazing did not affect significantly, neither XT diversity, structure (shrub density and mean height) and biomass, nor species composition. However, XT regeneration rate was very low (< 100%) in both grazed and no grazed sites. It means that others factors, which were not taken into account in this study, hind XT regeneration.

Key words: Biomass, woody charcoal, xerophytic thickets, small ruminant, regeneration, Southwestern Madagascar

Introduction

La population des zones semi-arides ($P < 600$ mm) est dépendante des ressources forestières (Carrière, 1996). En effet, cette dernière fournit des biens et des services tels que des terres arables, la nourriture, le pâturage pour les petits ruminants (PR), les bois d'œuvre et d'énergie (Pote *et al.*, 2006 ; Abule *et al.*, 2007 ; Rabeniala *et al.*, 2009 ; Songer *et al.*, 2009). Les PR, dont les caprins, dominent le secteur de l'élevage de ces régions semi-arides et constituent la principale source de viande rouge pour les populations locales (Landau *et al.*, 2000). À ce titre, ils contribuent à l'amélioration du niveau de vie du ménage et occupent une place importante dans l'économie régionale (Mahieu *et al.*, 2008). Le charbon de bois (CB) constitue l'une des principales sources d'énergie domestique en Afrique (Ramamonjisoa, 1993 ; Mahiri & Howorth, 2001 ; Oduori *et al.*, 2011). La coupe de bois pour la production de CB ou de bois de chauffe est l'une des principales causes de la dégradation des terres en zone semi-aride (Wezel & Bender, 2004 ; Maseamana *et al.*, 2013).

L'interaction pâturage/ruminants a été analysée en zone semi-aride (Archer, 2004 ; Pueyo *et al.*, 2006 ; Anderson & Hoffman, 2007 ; Angassa & Oba, 2010 ; Louhaichi *et al.*, 2012). Il a été montré qu'un pâturage peu soutenu n'affecte pas la diversité floristique (Peco *et al.*, 2006). En effet, la prédation des

herbivores affecte surtout les espèces dominantes, équilibrant ainsi le phénomène de compétition en atténuant l'exclusion des espèces minoritaires (Smith & Rushton, 1994). Les animaux assurent également la dispersion de graines viables pour bon nombre d'espèces (endozoochorie ; Malo & Suarez, 1995 ; Fischer *et al.*, 1996). En outre, l'effet mécanique du broutage crée des trouées favorables aux individus de régénération (Heady & Child, 1994). À contrario, un pâturage trop soutenu (surpâturage) peut réduire le taux de recouvrement de la végétation et sa diversité (McIvor, 2001). La baisse du recouvrement végétal rend le sol vulnérable à l'érosion (Whitford *et al.*, 1995 ; Okin *et al.*, 2001) qui entraîne une baisse de la fertilité et une destruction de la structure du sol (Faraggitaki, 1985 ; Scholl & Kinucan, 1996). La perte en biodiversité s'opère principalement lorsque la consommation des PR dépasse la capacité régénérative d'espèces arbustives (Faraggitaki, 1985 ; Manzano & Navar, 2000).

Les effets des prélèvements de bois ou de la fabrication de CB sur les forêts sèches (FS) sont par contre peu abordés. La plupart des analyses sur la pratique de la fabrication de CB abordent l'aspect socioéconomique de cette activité par une analyse de filière (Ramamonjisoa, 1993 ; Pandey, 2002 ; Pote *et al.*, 2006 ; Masezamana *et al.*, 2013). La coupe arbustive pour la production de CB peut entraîner une réduction de la densité arbustive (Wezel & Bender, 2004 ; Raoliarivelo *et al.*, 2010 ; Oduori *et al.*, 2011). Par ailleurs, le risque de départ de feu incontrôlé est également omniprésent (Wezel & Bender, 2004). Enfin, comparées aux zones tropicales humides, les zones semi-arides sont assez méconnues et peu étudiées alors que leur forêt est plus menacée et subit une déforestation plus importante (Arroyo-Mora *et al.*, 2005).

À Madagascar, rares sont les études qui analysent conjointement les impacts du pâturage des PR et de la fabrication de CB sur les fourrés xérophiles (FX). Il a été montré que les fourrés localisés aux alentours des villages sont surpâturés (charge effective > charge maximale) et que le pâturage des PR affecte surtout la régénération des espèces les plus appréciées (Rabeniala *et al.*, 2009). De plus, l'activité de fabrication de CB réduit la diversité et la densité des FX et le prélèvement de bois correspondant dépasse la productivité de cette végétation (Raoliarivelo *et al.*, 2010). Cependant, ces études n'ont pas pris en compte le facteur sol alors que la végétation en zone aride et semi-aride est généralement affectée par la disponibilité en eau du sol et de la topographie (Parker, 1991). En outre, peu de choses sont connues sur le fonctionnement des écosystèmes des FX. Plus particulièrement l'interaction de ces fourrés avec le pâturage des PR et la fabrication de CB a été peu abordée. Ce travail contribue à combler cette lacune en analysant les impacts de la fabrication de CB et du pâturage des PR sur le fonctionnement des écosystèmes de FX (diversité, structure spatiale, régénération et production). L'hypothèse testée est la faible résilience des FX (i) au pâturage des PR et (ii) à la fabrication de CB. La résilience écologique de l'écosystème des FX est sa capacité à retrouver un fonctionnement normal après avoir subi une perturbation importante (Holling, 1973).

Méthodes

SITE D'ÉTUDE

Le site d'étude est la Commune rurale de Soalara-Sud, dans le sud-ouest malgache (environ à 25 km au sud-est de la ville de Toliara, Madagascar). Le climat est de type tropical semi-aride avec une pluviométrie moyenne annuelle de 418 mm (Raoliarivelo *et al.*, 2010). La végétation naturelle du site d'étude est un fourré xérophyle à *Didiereaceae* et à *Euphorbiaceae* (Cornet et Guillaumet, 1976). Les sols du site d'étude sont de nature dunaire et sableux peu évolués (sol à sable roux) et de nature calcaire

Les arbres et arbustes de plus de 1,3 m de hauteur, ainsi que les lianes adultes qualifiés d'individus semenciers, ont été inventoriés dans la surface de 20 x 20 m². Ensuite, le plateau a été partagé en 4 placettes de 10 x 10 m² dont l'une a été choisie aléatoirement pour l'étude de la régénération qui consiste à inventorier tous les individus de moins de 1,30 m et les lianes jeunes, qualifiés d'individus de régénération. La méthode de relevés linéaires (Canfield, 1941 ; Daget & Poissonet, 1971 ; Barabesi & Fattorini, 1998) a également été utilisée pour évaluer le recouvrement global des herbacées (Rg) le long de 3 lignes de 10 m tracées au hasard dans le plateau. Des observations de la présence ou de l'absence de plante herbacée ont été effectuées tous les 10 cm (Daget & Poissonet, 1971). La biomasse aérienne a été estimée dans 2 carrés de 4 x 4 m², placés aléatoirement dans le plateau d'inventaire. Une coupe rase de la végétation a été effectuée dans chaque carré suivie d'un pesage direct des matériels végétaux qui ont été divisés en deux catégories : les branches de plus de 5 cm de diamètre et celles moins 5 cm avec les feuilles correspondantes. Des échantillons de deux catégories ont été pesés et mis dans des sacs hermétiques séparés pour être étuvés afin d'estimer leurs teneurs en eau.

Les données d'inventaires ont permis de calculer les indices de diversité et de structure suivants :

- La richesse spécifique (S.400 m²), nombre total d'espèces présentes dans la surface de relevé (Fournier & Sasson, 1983) ;
- L'indice de régularité R, rapport entre l'indice de Shannon-Weaver et la diversité maximale (Dajoz, 1996) :

N_i , abondance de l'i-ème espèce ; $N = \sum_{i=1}^S N_i$, abondance numérique totale d'espèces ; S, richesse spécifique.

$$R = \frac{-\sum \frac{n_i}{N} \times \log_2\left(\frac{n_i}{N}\right)}{\log_2(S)}$$

- La densité de lianes (Dl.400 m²), qui peut être considérée comme un indicateur de perturbation. En effet, une végétation primaire, de par son large spectre biologique, doit contenir plus de lianes que celle qui est secondarisée (Karlowski, 2006) ;
- La densité d'arbres et d'arbustes (D.400 m²) ;
- La hauteur totale moyenne (Hm en m) ;
- La richesse spécifique pour les individus de régénération (Sr.100 m²) ;
- La densité d'individus de régénération (Dr.100 m²) ;
- La densité de lianes pour les individus de régénération (Dlr.100 m²) ;
- Le recouvrement global des herbacées (Rg), donné par la relation :

$$Rg = \frac{100 \times (N - n)}{N}$$

n le nombre de points où le sol nu a été observé le long du transect linéaire

Les taux de régénération (TR) des espèces inventoriées ont été calculés comme suit :

$$TR_i = \text{tauxderégénération d'une espèce } (i) = \frac{n_{sp}}{N_{sp}} \times 100$$

n_{sp} : nombre d'individus de régénération de l'espèce (i) et N_{sp} : nombre d'individus semenciers de l'espèce (i).

La moyenne des TR par plateau pondérée par la densité des individus a également été calculée.

ANALYSE DES DONNÉES

Des Analyses Factorielles des Correspondances (AFC, Xlstat 8.0) ont été effectuées sur les individus semenciers et les individus de régénération pour discerner d'éventuelles variations de la composition floristique le long des gradients des facteurs sols et perturbations. Des Analyses de Variance (ANOVA) à un facteur (sol et distance au village), avec une comparaison multiple utilisant les tests Q de Ryan-Einot-Gabriel-Welsch (Xlstat 8.0) ont été effectuées sur les variables de diversité et de structure (S, R, Dl, D, Hm, Rg, Sr, Dr, Dlr et la biomasse) lorsque les conditions d'usage des tests paramétriques ont été remplies (normalité des distributions et égalité des variances) et des tests non paramétriques de Kruskal-Wallis (Xlstat 8.0) l'ont été dans le cas contraire. Des tests de la médiane ont été effectués sur les taux moyens de régénération des espèces (SPSS 17).

Résultat

ÉTAT DE LA VÉGÉTATION MATURE

Composition floristique

L'AFC sur les individus semenciers (Figure 1) a montré un premier axe factoriel (15,11 % de l'inertie totale) qui sépare les formations sur sable roux loin des villages de celles sur dalle calcaire situées loin des villages. Les principales espèces caractérisant les fourrés sur sable roux éloignés des villages sont *Gyrocarpus americanus* Kubitzki (15,13 %) ; *Rhigozum madagascariense* Drake (7,47 %) ; *Commiphora lasiodisca* H. Perrier (5,38 %) ; *Chadsia flammea* Bojer (4,18 %) ; *Isolona madagascariensis* (Baillon) Engler (3,60 %) ; *Didierea madagascariensis* (2,34 %) ; *Commiphora simplicifolia* H. Perrier (1,87 %) ; *Ampeloscycos scandens* Thouars (1,02 %) ; *Dioscorea heteropoda* Baker (0,93 %) ; *Acacia bellula* Drake (0,91 %) et *Cayratia triternata* (Baker) Descoings (0,82 %). Les principales espèces caractéristiques des fourrés sur dalle calcaire loin des villages sont *Chadsia* sp. Bojer (4,33 %) ; *Securinega perrieri* Léandri (4,20 %) ; *Commiphora lamii* (3,60 %) ; *Diospyros manampetsae* H. Perrier (2,77 %) ; *Operculicarya* sp. H. Perrier (2,60 %) ; *Commiphora marchandii* Engler (2,38 %) ; *Sclerocarya birrea* Hochstetter, Christian, Ferdinand et Friedrich (2,19 %) ; *Ormocarpum bernierianum* (Baillon) Du Puy et Labat (1,89 %) ; *Cedrelopsis grevei* (1,89 %) ; *Lepidagathis grandidieri* Benoist (1,47 %) ; *Dichrostachys lugardae* Brown, Nicholas Edward (1,29 %) ; *Alluaudia comosa* Drake (1,02 %) ; *Euphorbia fiherenensis* Poisson (0,97 %) et *Dicraeopetalum mahafaliense* M. Peltier et Yakovlev (0,91 %).

Le deuxième axe factoriel (11,40%) oppose les formations sur sable roux loin des villages de celles sur sable roux proches des villages. Les espèces caractérisant les FX sur sables roux proches des villages sont *A. bellula* (29,02 %) ; *Terminalia gracilipes* Capuron (6,18 %) ; *Didierea madagascariensis* (5,69 %) ; *Dalbergia xerophila* Bosser (5,02 %) ; *Pristimera bojeri* (Tul.) N. Hallé (4,11 %) ; *Commiphora* sp. (3,50 %) ; *Digoniopterys microphylla* Arènes (1,48 %) ; *Stereospermum euphorioides* Candolle (1,43 %) ; *Solanum bumeliaefolium* Dunal (1,23 %) ; *Indigofera perrieri* R. Viguier (1,21 %) ; *Helinus ovatus* Meyer (1,20 %) ; *Neobegonia mahafaliensis* Leroy (0,88 %) et *Operculicarya decaryi* H. Perrier (0,78 %).

Globalement, le facteur sol affecte plus la composition floristique des FX que les pratiques. Néanmoins, la combinaison de la fabrication de CB et du pâturage des PR modifie la composition floristique des FX sur sable roux.

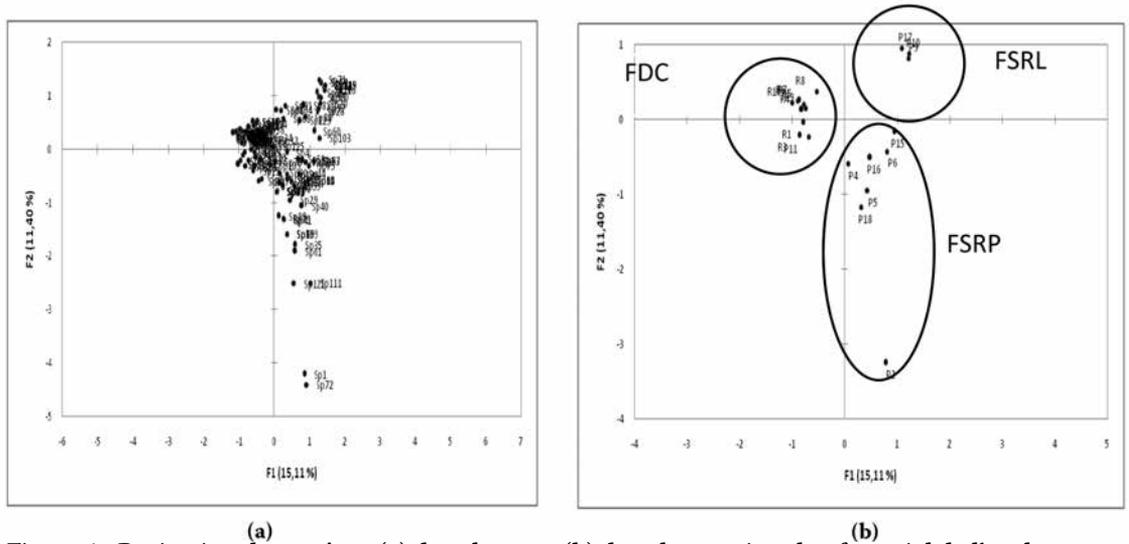


Figure 1 : Projection des espèces (a) des placeaux (b) dans le premier plan factoriel de l'analyse factorielle de correspondances (individus matures)

FSRL : FX sur sable roux loin des villages ; FSRP : FX sur sable roux proche des villages ; FDC : FX sur dalle calcaire

Diversité et structure

Les richesses spécifiques moyennes des FX sont comprises entre 25 et 34 espèces. Les richesses spécifiques moyennes ne varient pas de façon significative avec les intensités de perturbations ($F = 3,032$; $ddl = 3$; $p > 0,05$; tableau II) même si les FX loin des villages sont apparemment plus riches en espèces. L'indice moyen de régularité des FX sur sable roux proches des villages est significativement différent de ceux des autres FX ($F = 4,865$; $ddl = 3$; $p < 0,05$; tableau II). Les FX loin des villages sont significativement plus denses que ceux proches des villages ($F = 7,714$; $ddl = 3$; $p < 0,01$; tableau II). Les densités moyennes de lianes ne présentent pas de variation significative ($Khi^2 = 4,864$; $ddl = 3$; $p > 0,05$; tableau II). La hauteur moyenne des FX sur sable roux loin des villages est significativement différente de celles des autres FX ($F = 25,470$; $ddl = 3$; $p < 0,001$; tableau II). Enfin une variation significative des taux moyens de recouvrement herbacé a été constaté pour les FX sur dalle calcaire ($Khi^2 = 8,313$; $ddl = 3$; $p < 0,05$; tableau II). La fabrication de charbon de bois et dans une moindre mesure le pâturage des PR affectent surtout la structure des FX, notamment la densité arbustive.

Tableau II : Indices de diversité et de structure associés aux individus semenciers

Type de sol	Distance aux villages	Répétition	S	R	Hm	D	Dl	Rg
Sable roux	Loin (≥ 4 km)	5	28A	0,76B	3,73B	145A	34A	22,27AB
	Proche (< 4 km)	5	25A	0,83AB	2,35A	80B	24A	22,73AB
Dalle calcaire	Loin (≥ 4 km)	5	34A	0,86A	2,31A	170A	17A	12,60A
	Proche (< 4 km)	5	23A	0,87A	2,22A	80B	11A	30,47B
P			$> 0,05$	$< 0,05$	$< 0,001$	0,01	$> 0,05$	$< 0,05$

S : richesse spécifique ($.400 \text{ m}^2$) ; R : indice de régularité ; Hm : Hauteur totale moyenne (m) ; D : densité arbustive ($.400 \text{ m}^2$) ; Dl : densité de lianes ($.400 \text{ m}^2$) ; Rg : taux de recouvrement global des herbacées (%) ; lettres A, B, AB indiquent les résultats des tests de comparaisons multiples.

Biomasse aérienne

Les biomasses foliaires moyennes (< 5 cm) ne varient pas significativement avec les traitements ($Khi^2 = 7,720$; ddl = 3 ; $p > 0,05$; tableau III). La biomasse moyenne des tiges des FX sur sable roux loin des villages est significativement différente de celles des autres traitements ($F = 17,532$; ddl = 3 ; $p < 0,001$; tableau III). Il en est de même de la biomasse aérienne totale ($F = 13,100$; ddl = 3 ; $p < 0,001$; tableau III). Ainsi, le pâturage des PR n'affecte pas la biomasse foliaire tandis que la fabrication de CB contribue à diminuer la biomasse ligneuse des FX sur sable roux.

Tableau III : Biomasse aérienne des FX (KgMS.m⁻²)

Type de sol	Distance aux villages	Répétition	Biomasse		
			≤ 5 cm	> 5 cm	Total
Dalle calcaire	Loin (≥ 4 km)	10	1,65A	2,56A	4,21A
	Proche (< 4 km)	10	1,08A	1,99A	3,07A
Sable roux	Loin (≥ 4 km)	10	1,71A	7,10B	8,81B
	Proche (< 4 km)	10	1,04A	1,15A	2,19A
P			> 0,05	< 0,001	0,001

MS : Matière sèche.

RÉGÉNÉRATION NATURELLE

Composition floristique

Le premier axe (22,78 % de l'inertie totale) du plan factoriel de l'AFC (Figure 2) relative à la composition floristique de la régénération naturelle des FX n'est associé à aucun gradient particulier. Le deuxième axe factoriel (11,65 %) oppose les placeaux sur dalles calcaires (R10 ; R1 et R4) aux placeaux sur sables roux (P9 ; P10 et P17). Les espèces caractérisant les placeaux sur dalles calcaires sont *Suregada boiviniana* Baillon (11,95 %) ; *Ruellia* sp. (4,78 %) ; *Chadsia* sp. (4,48 %) ; *Cedrelopsis grevei* (3,42 %) et *Operculicarya* sp. (1,73 %). Les espèces caractérisant la régénération naturelle dans les placeaux sur sables roux sont *Ampelosycios scandens* (33,04 %) ; *Rhigozum madagascariense* (8,88 %) ; *Gyrocarpus americanus* (7,72 %) ; *Barleria humbertii* Benoist (4,76 %) ; *Commiphora lasiodisca* (2,86 %) ; *Paederia grandidieri* Drake (2,25 %) ; *Ipomoea* sp. (2,06 %) ; *Didierea madagascariensis* (1,51 %) et *Chadsia flammea* (1,28 %). Ainsi, seul le facteur sol affecte la composition floristique de la régénération naturelle des FX.

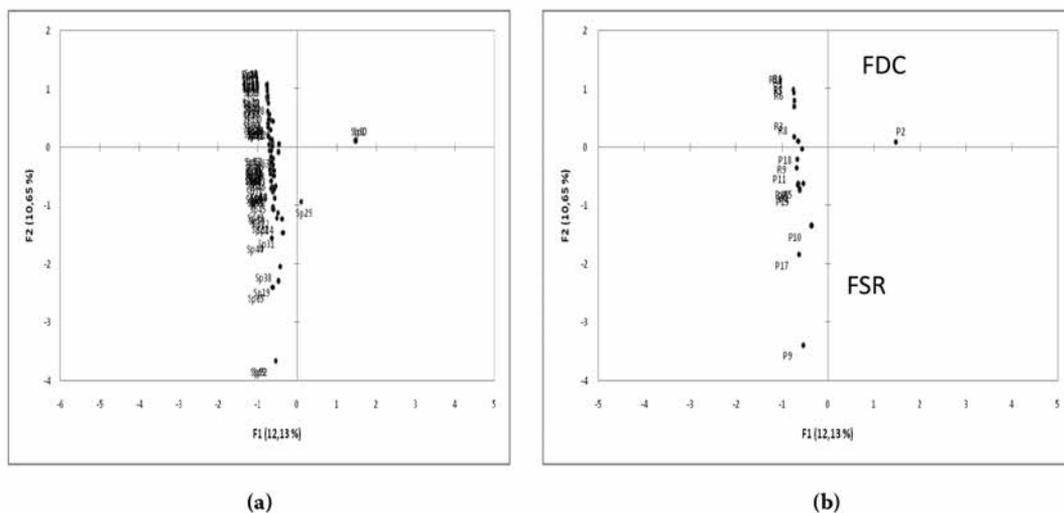


Figure 2 : Projection des espèces recensées (a) des placeaux d'inventaire (b) dans le premier plan factoriel de l'analyse factorielle de correspondances pour la régénération naturelle

FSR : fourrés sur sable rouge ; FDC : fourrés sur dalle calcaire

Diversité et structure

Les moyennes des paramètres de diversité (S, R et DI) et de structure (Hm et D) associés aux individus de régénération ne varient pas de façon significative le long des gradients d'intensités de pâturage et de fabrication de CB ni avec le facteur sol ($p > 0,05$; tableau IV). Aussi, les perturbations anthropiques et plus particulièrement le pâturage des PR, n'affectent-elles pas la régénération naturelle des FX.

Tableau IV : Paramètres de diversité et de structure de la régénération naturelle

Type de sol	Intensité de perturbation anthropique	Répétition	Sr	R	Hmr	Dr	Dlr
Sable rouge	Faible (loin des villages)	5	8A	0,78A	0,32A	24A	10A
	Forte (proche des villages)	5	9A	0,67A	0,39A	114A	18A
Dalle calcaire	Faible (loin des villages)	5	15A	0,77A	0,38A	67A	3A
	Forte (proche des villages)	5	13A	0,76A	0,26A	60A	6A
P					$> 0,05$		

Sr : richesse spécifique ($.100\text{ m}^{-2}$) ; R : indice de régularité ; Hmr : Hauteur totale moyenne (m) ; Dr : densité arbustive ($.100\text{ m}^{-2}$) ; Dlr : densité de lianes ($.100\text{ m}^{-2}$) ; NS : non-significatif ($p > 0,05$).

TAUX DE RÉGÉNÉRATION

Les taux de régénération des espèces arbustives des FX sont globalement mauvais ($TR < 100\%$). En effet, leurs distributions sont déséquilibrées : les médianes ne présentent pas différences significatives ($p > 0,05$; tableau V) et ne sont pas significativement différentes de zéro. La moitié des espèces arbustives recensées et présentant des individus matures n'ont pas de régénération naturelle.

Tableau V : Taux de régénération des espèces d'individus matures

Sols	Perturbations	N espèces	TR				% des espèces avec un TR nul
			1 ^{er} Quartile	Médiane	3 ^{ème} Quartile	Moyenne	
Dalle calcaire	Faible (loin des villages)	52	0,000	22,500	60,278	98,512	44
	Forte (proche des villages)	30	0,000	43,182	175,000	235,087	40
Sable roux	Faible (loin des villages)	41	0,000	0,000	50,000	44,167	51
	Forte (proche des villages)	36	0,000	0,000	56,250	121,181	56
p			> 0,05				> 0,05

TR : Taux de régénération (%).

Discussion

EFFET DU FACTEUR EDAPHIQUE SUR LA DISTRIBUTION DES ESPÈCES

Trois types de FX ont été identifiés (Figure 1) : ceux sur sable roux (i) proches et (ii) loin des villages et (iii) ceux sur dalle calcaire. Deux groupements végétaux ont été identifiés pour les individus de régénération (Figure 2) : (i) ceux sur dalle calcaire et (ii) ceux sur sable roux. La nature du substrat prime sur les perturbations humaines (pâturage des PR et production de CB) quant à la distribution des espèces dans les FX. En effet, les facteurs abiotiques (précipitations et sols) sont les principaux facteurs conditionnant les communautés végétales en zone semi-aride (Parker, 1991 ; Anderson & Hoffman, 2007 ; Zemmrich *et al.*, 2010). Les effets des activités anthropiques se discernent uniquement au niveau des FX sur sable roux qui subissent la pratique de la fabrication de CB et le pâturage des PR (Figure 1). Le pâturage de PR n'affecte pas la composition floristique des FX sur dalle calcaire.

DIVERSITÉ ET STRUCTURE DES FOURRÉS XEROPHIILES PEU AFFECTÉS PAR LES PRATIQUES

Il a été montré que les activités de fabrication de CB et le pâturage des PR affectent surtout la structure des FX sur sable roux (densité et hauteur ; tableau II). Ces résultats confirment ceux de Raoliarivelo *et al.* (2010) affirmant que la fabrication de CB tend à réduire la densité des arbustes des FX de la partie nord du site d'étude. Pote *et al.* (2006), en zone semi-aride d'Afrique du Sud ($P < 600 \text{ mm.an}^{-1}$), ont également enregistré une diminution de la densité arbustive à proximité des villages, à cause de l'augmentation des prélèvements de bois pour la cuisson, la construction et les rites traditionnels, effectués par la population locale. De même, Oduori *et al.* (2011), en analysant des images satellitaires à très haute résolution de la partie Nord-est de la Somalie ($P < 300 \text{ mm.an}^{-1}$) entre deux dates (2001 et

2006), ont montré que la densité arbustive est plus faible dans les zones proches de villages, à cause de la production intensive de CB. Similairement, Wezel & Bender (2004) ont également constaté que la densité arbustive des zones situées près de villages en zone semi-aride de Cuba ($P < 600 \text{ mm.an}^{-1}$) était faible en raison du surpâturage et de la coupe de bois. Par contre, la fabrication de CB n'affecte pas de façon significative la diversité (richesse spécifique et indice de régularité ; tableau II). En effet, cette activité concerne surtout les espèces à bois dur qui représentent moins de la moitié des espèces arbustives des FX (données de Raoliarivelo *et al.*, 2010). De plus, les trouées laissées par les prélèvements d'arbustes à charbon favorisent la régénération d'autres espèces arbustives et/ou lianescentes, d'où la variation de la composition floristique et non celle de la diversité le long du gradient associé à la fabrication de CB (figure 1b).

La richesse spécifique, l'indice de régularité et la hauteur totale des FX sur dalle calcaire ne varient significativement pas avec l'intensité de pâturage (Tableau II). Ces résultats rejoignent ceux d'Anderson & Hoffman (2007) qui ont montré qu'un pâturage des PR, en zone semi-aride d'Afrique du Sud ($P < 400 \text{ mm.an}^{-1}$), ne conduit ni au développement de formations végétales mono ou *pauci* spécifiques ni à la diminution de la richesse spécifique. Pareillement, Peco *et al.* (2006) en zone semi-aride en Espagne ($P < 600 \text{ mm.an}^{-1}$) n'ont pas détecté de différence significative entre la richesse spécifique des zones pâturées et des zones abandonnées après pâturage. De même, Oba & Post (1999) au Kenya ($P < 300 \text{ mm.an}^{-1}$) n'ont pas trouvé de différence significative entre les moyennes des hauteurs des arbustes des zones non-pâturées et des zones pâturées. Toutefois, la densité arbustive des FX sur dalle calcaire diminue significativement le long du gradient d'intensité de pâturage des PR (Tableau II). Ces résultats renforcent ceux d'Allsopp *et al.* (2007) dans la région du Namaqualand en Afrique du Sud ($P < 200 \text{ mm.an}^{-1}$), qui ont montré une diminution globale du taux de recouvrement des arbustes dans les zones soumises à un pâturage intensif. Inversement, le taux global de recouvrement des herbacées dans le site d'étude augmente avec l'intensité de pâturage. Ce résultat est en contradiction avec ceux d'Allsopp *et al.* (2007) qui ont montré que le recouvrement des herbacées augmente quand l'intensité de pâturage diminue : un pâturage trop intense engendre la dégradation de la végétation herbacée, ce qui n'est probablement pas encore le cas dans la partie pâturée du site d'étude qui présente une charge de 1-1,09 têtes des PR.ha⁻¹ (Rabeniala *et al.*, 2009). Les résultats de cette étude s'accordent, par contre, avec les travaux de Salvatori *et al.* (2001) au Kenya, montrant que le surpâturage favorise le développement des formations herbacées. Le recul de la couverture arbustive laisse des espaces libres propices au développement de plantes annuelles dont les espèces herbacées (Ayyad & Elkadi, 1982 ; Rabeniala *et al.*, 2009).

LA FABRICATION DE CHARBON RÉDUIT LA BIOMASSE LIGNEUSE

La fabrication de CB réduit la biomasse aérienne des FX sur sable roux (Tableau III). Cette activité affecte la biomasse ligneuse et la densité des arbustes par les abattages et la carbonisation des arbustes qu'elle occasionne. Par contre, le pâturage des PR n'affecte pas la biomasse foliaire des FX (Tableau III). Ces résultats confirment ceux d'Oba & Post (1999) qui ont montré que le pâturage n'affecte pas la biomasse des feuilles et des brindilles des zones pâturées dans le Nord-ouest du Kenya ($P < 200 \text{ mm.an}^{-1}$). En effet, selon ces chercheurs, le pâturage des PR n'affecte que les feuilles et brindilles non lignifiées des arbustes jusqu'à une certaine hauteur ($\leq 1,5 \text{ m}$) et les individus de régénération.

MAUVAISE RÉGÉNÉRATION DES FOURRÉS XÉROPHILES

Ni le pâturage des PR, ni la production de CB n'affectent la diversité et la structure de la régénération naturelle des FX (Tableau IV). Ces résultats confirment ceux de Raoliarivelo *et al.* (2010) qui ont montré que l'activité charbonnière a peu d'impact sur la régénération naturelle des fourrés xérophiles de la partie

nord-ouest du site d'étude. Par contre, les FX se régénèrent mal, même dans les zones peu perturbées par la fabrication de CB et le pâturage des PR. En effet, le taux de régénération en général dépasse rarement les 100% (Tableau V). Cette mauvaise régénération peut être attribuée aux faits suivants :

(i) Une variation climatique qui implique une baisse de la précipitation et affectant négativement la régénération naturelle (Lloret *et al.*, 2004 et 2005). En effet la température et la disponibilité en eau sont des facteurs clés lors de la germination des graines puisque la levée de dormance s'opère grâce à des enzymes qui ne fonctionnent que pour des valeurs bien déterminées de la teneur en eau de la graine et de la température ambiante (Lloret *et al.*, 2004). Une sécheresse prolongée peut retarder, voire annuler la germination des graines en inhibant la levée de dormance. La baisse du nombre de graines ayant germé peut à son tour influencer sur la taille, la structure et la composition du futur peuplement ;

(ii) L'inhibition de la reproduction végétale par l'extinction progressive et/ou la baisse de la densité des insectes pollinisateurs. En effet, le site d'étude est une zone de densation des criquets migrants, c'est-à-dire les criquets s'y multiplient et commencent à acquérir des caractères grégaires (Duranton *et al.*, 2009). De ce fait, une quantité importante d'insecticides y ont été déversés depuis plusieurs années. Ces insecticides peuvent également tuer les insectes pollinisateurs (Devine & Furlong, 2007), d'où une baisse de pollinisation des plantes entomophiles, une production de graines réduite et une faible régénération par germination de graines.

Ces explications de la mauvaise régénération des FX sont de nature spéculative et demandent des vérifications complémentaires.

Des études des potentiels de régénération (pluie de graines, banque de graines et moyens de reproduction végétative comme les rejets de souche) doivent être faites afin d'évaluer l'importance de leur contribution à la régénération naturelle des FX. Les effets des facteurs considérés dans cette étude (CB et pâturage de PR) et ceux de l'usage d'insecticides anti-acridiens (gradient absence et usage d'insecticide) sur ces potentiels de régénération doivent également être évalués. Enfin, les effets de ces trois facteurs (CB, PR et insecticide) sur la diversité et de l'abondance d'animaux disperseurs de graines (insectes, oiseaux, lémurien, etc.) doivent être analysés.

Conclusion

La pratique de la fabrication de CB contribue à réduire la densité des ligneux et la biomasse ligneuse et affecte la composition floristique des FX sur sable roux. Par contre, elle affecte peu la diversité de cette formation végétale. L'hypothèse sur la faiblesse de la résilience des FX à cette activité anthropique a donc été partiellement validée. Par contre, le pâturage des PR affecte peu la composition floristique, la structure, la diversité et la régénération naturelle des FX. La seconde hypothèse sur la faiblesse de la résilience des FX au pâturage des PR a donc été invalidée. Néanmoins, les FX se régénèrent mal, il n'y pas suffisamment d'individus de régénération pour remplacer les individus matures actuels. Les FX du site d'étude sont formés par des peuplements vieillissants qui risquent de dépérir quand les individus matures actuels deviendront sénescents. Le pâturage des PR n'est pas à l'origine de cette mauvaise régénération puisque celle-ci s'observe même dans les sites non pâturés. De même, la pratique de la fabrication de CB n'affecte pas *a priori* la régénération naturelle puisqu'elle s'attaque surtout aux individus matures. Aussi, cette mauvaise régénération peut-elle être imputée à d'autres facteurs qui n'ont pas été pris en compte dans cette étude et qui restent à déterminer. Les prochains travaux de recherches sur les FX doivent ainsi se concentrer sur des analyses plus poussées de la régénération naturelle et sur l'identification des facteurs qui l'entravent.

Références bibliographiques

- Abule E., Snyman H.A., Smit G.N., 2007 : « Rangeland evaluation in the middle Awash valley of Ethiopia: II. Woody vegetation ». *Journal of Arid Environments*, 70 : p. 272-292.
- Allsopp N., Gaika L., Knight R., Monakisi C., Hoffman M.T., 2007 : « The impact of heavy grazing on an ephemeral river system in the succulent karoo, South Africa ». *Journal of Arid Environments*, 71 : p. 82-96.
- Anderson P.M.L., Hoffman M.T., 2007 : « The impacts of sustained heavy grazing on plant diversity and composition in lowland and upland habitats across the Kamiesberg mountain range in the Succulent Karoo, South Africa ». *Journal of Arid Environments*, 70 : p. 686-700.
- Angassa A., Oba G., 2010 : « Effects of grazing pressure, age of enclosures and seasonality on bush cover dynamics and vegetation composition in southern Ethiopia ». *Journal of Arid Environments*, 4 : p. 111-120.
- Archer E.R.M., 2004 : « Beyond the “climate versus grazing” impasse: using remote sensing to investigate the effects of grazing system choice on vegetation cover in the eastern Karoo ». *Journal of Arid Environments*, 57 : p. 381-408.
- Arroyo-Mora J.P., Sanchez-Azofeifa G.A., Kalacska M.E.R., Rivard B., Calvo-Alvarado J.C., Janzen D.H., 2005 : « Secondary forest detection in a neotropical dry forest landscape using Landsat 7 Etm+ and Ikonos imagery ». *Biotropica*, 37(4) : p. 497-507.
- Ayyad M. A., Elkadi H.F., 1982 : « Effect of protection and controlled grazing on the vegetation of a Mediterranean desert ecosystem in northern Egypt ». *Vegetatio*, 49 : p. 129-139.
- Barabesi L., Fattorini L., 1998 : « The use of replicated plot, line, and point sampling for estimating species abundance and ecological diversity ». *Environmental and Ecological Statistics*, 5 : p. 353-370.
- Besairie H., 1972 : « Géologie de Madagascar. I- Les terrains sédimentaires ». *Annales géologiques de Madagascar*, Fasc. XXXV : p. 325-395.
- Canfield R.H., 1941 : « Application of line intercept method in sampling range vegetation ». *Journal of Forestry*, 39 : p. 288-394.
- Carrière M., 1996 : *Impact des systèmes d'élevage pastoraux sur l'environnement en Afrique et en Asie tropicale et subtropicale aride et semi-aride*. [en ligne] - Disponible sur internet : <http://www.fao.org/wairdocs/lead/x6215f/x6215f00.HTM>.
- Cornet A., Guillaumet J.L., 1976 : « Divisions floristiques et étages de végétation à Madagascar ». *Cahier ORSTOM, Série Biologie*, XI(1) : p. 35-42.
- Daget Ph., Poissonet J., 1971 : « Une méthode d'analyse phytologique des prairies, critères d'application ». *Annales Agronomiques*, 22(1) : p. 5-41.
- Dajoz R., 1975 : *Précis d'écologie*. Paris: Gauthier-Villars (Collection d'écologie fondamentale et appliquée), 545 p.
- Devine G.J., Furlong M.J., 2007 : « Insecticide use: Contexts and ecological consequences ». *Agriculture and Human Values*, 24 : p. 281-306.
- Duranton J.F., Franc A., Luong-Skovmand M.H., Rachadi T., 2009 : *Manuel de lutte préventive antiacridienne à Madagascar à l'usage des prospecteurs*. Montpellier, France : CIRAD, 307 p.
- Faraggitaki M.A., 1985 : « Desertification by heavy grazing in Greece: the case of Lesvos island ». *Journal of Arid Environments*, 9 : p. 237-242.

- Fischer S.F., Poschlod P., Beinlich B., 1996 : « Experimental studies on dispersal of plants and animals on sheep in calcareous grasslands ». *Journal of Applied Ecology*, 33 : p. 1206-1222.
- Fournier F., Sasson A., 1983 : *Écosystèmes forestiers tropicaux d'Afrique*. Paris: ORSTOM-UNESCO (collection Recherches sur les ressources naturelles XIX), 475 p.
- Heady H.F., Child R.D., 1994 : *Rangeland Ecology and Management*. Oxford : Westview Press, 519 p.
- Hervieu J., 1959 : Les sables roux du Sud de Madagascar, dans *Acte de la troisième conférence interafricaine des sols*, Dabala : p. 233-243.
- Holling C.S., 1973 : « Resilience and stability of ecological systems ». *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4 : p. 1-23.
- Karlowski U., 2006 : « Afromontane old-field vegetation: secondary succession and the return of indigenous species ». *African Journal of Ecology*, 44 : p. 264-272.
- Koechlin J., Guillaumet J.L., Morat Ph., 1974 : *Flore et végétation de Madagascar*. Vaduz : J. Cramer, 686 p.
- Landau S., Perevolotsky A., Bonfil D., Barkai D., Silanikove N., 2000 : « Utilization of low quality resources by small ruminants in Mediterranean agro-pastoral systems: the case of browse and aftermath cereal stubble ». *Livestock Production Science*, 64 : p. 39-49.
- Lloret F., Peñuelas J., Estiarte M., 2004 : « Experimental evidence of reduced diversity of seedlings due to climate modification in a Mediterranean-type community ». *Global Change Biology*, 10 : p. 248-258.
- Lloret F., Peñuelas J., Estiarte M., 2005 : « Effects of vegetation canopy and climate on seedling establishment in Mediterranean shrubland ». *Journal of Vegetation Science*, 16 : p. 67-76.
- Louhaichi M., Ghassali F., Salkini A.K., Petersen S.L., 2012 : « Effect of sheep grazing on rangeland plant communities: Case study of landscape depressions within Syrian arid steppes ». *Journal of Arid Environments*, 79 : p. 101-106.
- Mahieu M., Archimède H., Fleury J., Mandonn N., Alexandre G., 2008 : « Intensive grazing system for small ruminants in the Tropics: The French West Indies experience and perspectives ». *Small Ruminant Research*, 77 : p. 195-207.
- Mahiri I., Howorth C., 2001 : « Twenty years of resolving the irresolvable: approaches to the fuelwood problem in Kenya ». *Land degradation and development*, 12 : p. 205-215.
- Malo J.E., Suarez F., 1995 : « Herbivorous mammals as seed dispersers in a Mediterranean dehesa ». *Oecologia*, 104 : p. 246-255.
- Manzano M.G., Navar J., 2000 : « Processes of desertification by goats heavy grazing in the Tamaulipan thorn scrub (matorral) in northeastern Mexico ». *Journal of Arid Environments*, 44 (1) : p. 1-17.
- Masezamana H.N., Andrianarisoa J.H., Raoliarivelo L.I.B., Randriamalala R.J., 2013 : *Identification et analyse d'activités alternatives à la fabrication de charbon de bois dans le district de Toliara II*. Rapport final projet Q096. Antananarivo : DERAD, Eastern and Southern Africa Partnership Program, 67 p.
- McIvor J.G., 2001 : « Pasture management in semi-arid tropical woodlands: regeneration of degraded pastures protected from grazing ». *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 41 : p. 487-496.
- Oba G., Post E., 1999 : « Browse production and offtake by free-ranging goats in an arid zone, Kenya ». *Journal of Arid Environments*, 43 : p. 183-195.
- Oduori S.M., Rembold F., Abdulle O.H., Vargas R., 2011 : « Assessment of charcoal driven deforestation rates in a fragile rangeland environment in North Eastern Somalia using very high resolution imagery ». *Journal of Arid Environments*, 75 : p. 1173-1181.

- Okin G.S., Murray B., Schlesinger W.H., 2001 : « Degradation of sandy arid shrubland environments: observations, process modeling, and management implications ». *Journal of Arid Environments*, 47(2) : p. 123-144.
- Pandey D., 2002 : *Fuelwood studies in India: myth and reality*. Jakarta : Center for International Forestry Research (CIFOR), 93 p.
- Parker K., 1991 : « Topography, substrate, and vegetation patterns in the northern Sonoran Desert ». *Journal of Biogeography*, 18 : p. 151-163.
- Peco B., Sánchez A.M., Azcárate F.M., 2006 : « Abandonment in grazing systems: Consequences for vegetation and soil ». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 113 : p. 284-294.
- Pote J., Shackleton C., Cocks M., Lubke R., 2006 : « Fuelwood harvesting and selection in Valley Thicket, South Africa ». *Journal of Arid Environments*, 67 : p. 270-287.
- Pueyo Y., Alados C.L., Ferrer-Benimeli C., 2006 : « Is the analysis of plant community structure better than common species-diversity indices for assessing the effects of livestock grazing on a Mediterranean arid ecosystem ? » *Journal of Arid Environments*, 64 : p. 698-712.
- Rabeniala R., Raoliarivelo L. I. B., Masezamana H. N., Andrianarisoa J. H. et Randriamalala R.J., 2009 : *Gestion de pâturage pour le cheptel de petits ruminants (ovins et caprins) dans une zone semi-aride du district de Toliara II*. Rapport final projet Q906. Antananarivo : DERAD, Eastern and Southern Africa Partnership Program, 84 p.
- Radosy H.O., 2013 : *Résilience des fourrés xérophiles face au pâturage des petits ruminants et à la fabrication de charbon de bois dans la Commune Rurale de Soalara-Sud (District de Toliara II, Région Atsimo-Andrefana)*. DEA ESSA-Forêts, Université d'Antananarivo (Madagascar), 74 p.
- Ramamonjisoa B.S., 1993 : *La ville au mille charbonniers*. Antananarivo : Département des Eaux et Forêts, Université d'Antananarivo, 267 p.
- Raoliarivelo L.I.B., Rabeniala R., Masezamana H.N., Andrianarisoa J.H., Randriamalala R.J., 2010 : *Impact de la fabrication de charbon de bois sur la production et la disponibilité fourragère de pâturage en zone subaride, cas de la Commune de Soalara-Sud, Toliara II*. Rapport final projet Q909. Antananarivo : DERAD, Eastern and Southern Africa Partnership Program, 61 p.
- Razanaka S.J., 1996 : « Répartition des espèces xérophiles dans le sud-ouest de Madagascar », dans W.R. Lourenço (éd.), *Biogéographie de Madagascar*, Paris: ORSTOM (collection Colloques et Séminaires) : p. 171-176.
- Salvatori V., Egunyu F., Skidmore A.K., De Leeuw J., Van Gils H.A.M., 2001 : « The effects of fire and grazing pressure on vegetation cover and small mammal populations in the Maasai Mara National Reserve ». *African Journal of Ecology*, 39 : p. 200-204.
- Scholl E.L., Kinucan R., 1996 : « Grazing effects on reproductive characteristics of common curly mesquite (*Hilaria belangeri*) ». *Southwest Naturalist*, 41(3) : p. 251-256.
- Smith R.S., Rushton S.P., 1994 : « The effects of grazing management on the vegetation of mesotrophic (meadow) grassland in Northern England ». *Journal of Applied Ecology*, 31 : p. 13-24.
- Songer M., Aung M., Senior B., DeFries R., Leimgruber P., 2009 : « Spatial and temporal deforestation dynamics in protected and unprotected dry forests: a case study from Myanmar (Burma) ». *Biodiversity and Conservation*, 18 : p. 1001-1018.
- Wezel A., Bender S., 2004 : « Degradation of agro-pastoral village land in semi-arid southeastern Cuba ». *Journal of Arid Environments*, 59 : p. 299-311.
- Whitford W.G., Martinez T.G., Martinez M.E., 1995 : « Persistence of desertified ecosystems: explanations and implications ». *Environmental Monitoring and Assessment*, 37 : p. 319-322.

Zemmrich A., Manthey M., Zerbe S., Oyunchimeg D., 2010 : « Driving environmental factors and the role of grazing in grassland communities: A comparative study along an altitudinal gradient in Western Mongolia ». *Journal of Arid Environments*, 74 : p. 1271-1280.

Productivité en biomasse aérienne des fourrés xérophiles du sud-ouest malagasy

Above-ground biomass production of xerophytic thickets in the southwestern part of Madagascar

J.R. RANDRIAMALALA¹
T. RAMANANANTOANDRO¹
H.O. RADOSY¹
R.T. RAMAROSON¹

(1) Département des Eaux et Forêts, Ecole Supérieure des Sciences Agronomiques, BP 175, Antananarivo 101, Madagascar

Résumé

La fabrication de charbon de bois est l'une des causes de la dégradation des fourrés xérophiles du sud-ouest de Madagascar. La réorganisation de la filière charbon, qui prévoit entre autre des quotas de production par association de producteurs et des transferts de gestion des forêts à but énergétique aux communautés de base, est une des solutions proposées pour mieux gérer la ressource forestière de cette région. Cependant, l'absence de données sur la productivité des formations forestières (quantité de biomasse ligneuse produite par année et par unité de surface) limite l'efficacité de ces initiatives. En effet, pour que l'exploitation des forêts soit durable, il faut que les prélèvements de bois (charbon, bois de chauffage, bois d'œuvre, etc.) soient inférieurs à la production ligneuse. Cette étude a pour objectif d'estimer la productivité des fourrés xérophiles de la commune de Soalara Sud (Toliara II, Atsimo-Andrefana, Madagascar). Des estimations de la biomasse épigée ont été faites avec la méthode de la coupe systématique dans 40 placettes de 4 x 4 m². Quatre sites ont été choisis selon le type de sol (sable roux et dalle calcaire) et la distance aux villages (proche ≤ 4 km ; loin > 4 km). Les cernes de croissance de l'individu qui contribuait le plus à la biomasse de chaque placette ont été comptés pour évaluer la durée pendant laquelle la biomasse de la placette considérée a été produite. Ainsi, la productivité a été estimée par le rapport entre la biomasse et le nombre de cernes. Les productivités moyennes varient entre 0,38 et 0,99 tMS.ha⁻¹.an⁻¹ (matière sèche). La productivité ne varie pas avec le type de sol mais augmente avec la distance aux villages, surtout pour les fourrés xérophiles sur sable roux. Cependant, la productivité des fourrés xérophiles reste faible par rapport à celle des forêts humides.

Mots-clés: charbon de bois, fourré xérophile, Madagascar, productivité en biomasse aérienne, comptage de cernes

Abstract

Woody charcoal (WC) production is the main cause of xerophytic thickets (XT) degradation in the South West Madagascar. Reorganisation of WC commercial chain, which recommends, among others, allocation of some quotas per association of producers, is hampered by lack of data with respect to biomass production. As a matter of fact, sustainable forest exploitation implies that wood extraction does not exceed forest biomass production. This study aimed at estimating above-ground biomass production (AGBP) of XT in Soalara-Sud commune (Toliara II, Atsimo-Andrefana, Madagascar). Above-ground biomass was evaluated by the destructive method which consisted in cutting all trees/shrubs in 40 plots of 4 m x 4 m, sampled according to soil type (yellow sand and calcareous soil) and distance from villages (near ≤ 4 km ; far > 4 km). The number of tree rings has been counted on the individuals which contributed most to the biomass in each plot. Production has been evaluated from the ratio of the woody biomass and the number of tree rings. Mean AGBP of XT varied from 0.38 to 0.99 tDM.ha⁻¹.an⁻¹ (dry matter). AGBP did not vary significantly with soil type but it increased significantly with distance from villages, especially for XT on yellow sands. XT AGBP was low compared to those of rain forest.

Key words: woody charcoal, bush, Madagascar, above-ground biomass production, tree rings count

Introduction

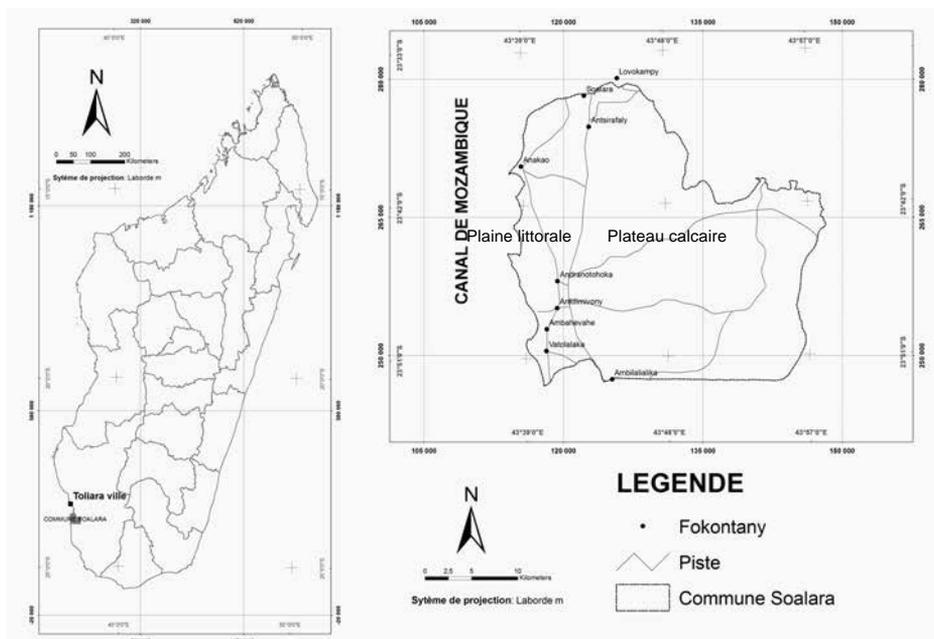
La fabrication de charbon de bois est l'une des principales causes de la déforestation dans le sud-ouest de Madagascar (Casse *et al.*, 2004 ; Masezamana *et al.*, 2013). La réorganisation de la filière charbon, qui prévoit entre autres des quotas de production de charbon de bois (CB) par association de producteurs, et des transferts de gestion des forêts à but énergétique aux communautés de base, fait partie des solutions proposées pour mieux gérer la ressource forestière (Andrianarivony *et al.*, 2012). Cependant, l'absence de données sur la productivité en biomasse ligneuse des forêts (quantité de biomasse ligneuse produite par unité de temps et de surface) limite l'efficacité de ces initiatives. En effet, pour qu'une exploitation forestière soit durable, il faut que le prélèvement de bois soit inférieur à la productivité en biomasse ligneuse de la forêt considérée. L'absence de données fiables sur la productivité des forêts fait que la délimitation des zones de production se base sur des hypothèses non vérifiées (par exemple, une rotation de 30 ou de 50 ans). Des estimations préalables concernant la productivité de ces forêts doivent d'abord être faites à Madagascar, et en particulier dans les forêts sèches du sud-ouest. La présente étude comble en partie cette lacune en abordant le cas des fourrés xérophiles (FX) de la zone côtière du sud-ouest de Madagascar, aussi appelés « bush ».

Méthodes

SITE D'ÉTUDE

Le site d'étude est la Commune rurale de Soalara-Sud, dans le sud-ouest malgache (Toliara, Madagascar, Carte 1). Le climat est de type tropical semi-aride avec une pluviométrie moyenne annuelle de 418 mm, ce qui en fait l'une des régions les plus sèches de Madagascar (Raoliarivelo *et al.*, 2010). La végétation naturelle est formée de fourrés xérophyles (FX) à *Didiereaceae* et à *Euphorbiaceae* (Cornet & Guillaumet,

1976). Les sols sont de type dunaire et sableux peu évolués et calcaires, sur affleurements de grès calcaires (Razanaka, 1996). La population locale est majoritairement d'origine *Tanalana*. L'élevage de petits ruminants (PR ; essentiellement des caprins) et la fabrication de charbon de bois (CB) dominent leur système de production (Raoliarivelo *et al.*, 2010). L'agriculture occupe une place marginale à cause de l'aridité du climat (Rabeniala *et al.*, 2009).



Carte 1 : Localisation de la zone d'étude

ESTIMATION DE LA PRODUCTIVITÉ

Des relevés floristiques ont été faits dans 20 placeaux de 20 m x 20 m échantillonnés selon le type de sol, et la distance aux villages qui indique un gradient d'intensité de perturbation (Radosy, 2013). Quatre traitements ont été ainsi définis : fourrés sur dalle calcaire proche (≤ 4 km) et loin (> 4 km) des villages, et fourrés sur sable roux proches (≤ 4 km) et loin (> 4 km) des villages. A l'intérieur des placeaux, la biomasse fraîche aérienne a été estimée dans deux placettes de 4 m x 4 m, selon la méthode de la coupe systématique ; la valeur de la biomasse dans chaque placeau étant la moyenne de la biomasse de ces deux placettes de 16 m². Ainsi, au total 5 placeaux de 400 m² et 5 valeurs moyennes de la biomasse ont été considérés par traitement. Des échantillons de biomasse ont été prélevés et séchés afin d'évaluer leur teneur en eau et pour calculer, à partir de la biomasse fraîche (MF), la biomasse exprimée en matière sèche (MS). Le tronc du plus grand arbuste dans chaque placette de 16 m², dont on suppose qu'il est le plus âgé, a fait l'objet d'un comptage de cernes de croissance. En effet, tout comme les arbres (Worbes, 2002), les arbustes peuvent aussi avoir des potentialités en dendrochronologie (Zimowski *et al.*, 2014). Aucune étude dendrochronologique n'a encore été effectuée sur les espèces des FX de Madagascar. Néanmoins, le climat du site d'étude montrant une période de pluie limitée, suivie d'une longue période de sécheresse (Raoliarivelo *et al.*, 2010), on peut supposer que chaque cerne correspond à une année de croissance. Ainsi, on peut faire l'hypothèse que le nombre de cernes correspond à l'âge de l'arbuste. Pour compter les cernes, une rondelle du tronc a été prélevée à une hauteur d'environ 30 cm, séchée à l'air puis poncée sur sa section transversale. Le ponçage a été fait graduellement avec des papiers de grains de plus en plus fins, en commençant par P80 jusqu'à P800. Un haut degré de polissage est indispensable pour identifier les caractéristiques anatomiques associées aux limites de cernes (Maingi, 2006). Les

cernes ont été comptés le long de trois rayons par rondelle. Sur chaque rayon, les limites de cernes ont été marquées avec un crayon sous stéréomicroscope. Tous les 5 cernes, l'anneau a été suivi le long de la circonférence pour vérifier qu'il n'y ait pas d'erreur de comptage. La productivité en biomasse aérienne dans le carré de relevé a été estimée par l'équation (1) :

$$Pt = BA/nc \quad (1)$$

Pt : productivité ($tMS \text{ ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) du carré d'échantillonnage ; BA : biomasse aérienne ($tMS \text{ ha}^{-1}$) et nc : nombre de cernes du plus gros tonc du plus grand arbuste dans le carré d'échantillonnage.

La productivité totale correspond à toute la biomasse aérienne récoltée dans les placettes d'échantillonnage (tronc de plus de 5 cm et tiges de moins de 5 cm de diamètre avec les feuilles correspondantes). Par contre, les productivités en troncs et en tiges ne tiennent compte, respectivement, que des biomasses associées aux troncs et aux tiges.

Ces productivités sont minimales puisqu'elles ont été estimées à l'aide du plus vieil individu qui est associé au nombre le plus élevé de cernes.

ANALYSE DES DONNÉES

Des analyses de variance (ANOVA) avec des tests de comparaison par paire de Tukey (SPSS 17) ont été réalisées pour tester la variation de la productivité totale, celles des brindilles (tiges de diamètre < 5 cm) et celles des troncs (diamètre > 5 cm), selon les 4 traitements décrits ci-dessus. Les mêmes ANOVA ont également été appliquées sur le nombre de cernes.

Résultats

Les nombres moyens de cernes varient de 58 à 79 selon les traitements considérés. Ils ne varient pas significativement avec le type de sol, ni avec la distance aux villages ($F = 1,512$; $p > 0,05$). La moyenne de la productivité totale des FX varie de 0,38 à 0,99 $tMS \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$. L'adaptation à la sécheresse par réduction des feuilles fait que la biomasse des feuilles est négligeable, même si les mesures ont été faites en fin de saison des pluies. Pour la productivité en tiges (< 5 cm), les valeurs moyennes ne varient pas significativement avec le type de sol, ni avec la distance aux villages ($F = 0,441$; $p > 0,05$; figure 1a).

Par contre, la moyenne de la productivité totale et celle de la productivité des troncs de plus de 5 cm augmentent avec la distance aux villages pour les FX sur sable roux ($p < 0,01$; figures 1b et c), mais pas pour les FX sur dalle calcaire ($p > 0,05$; figures 1b et c).

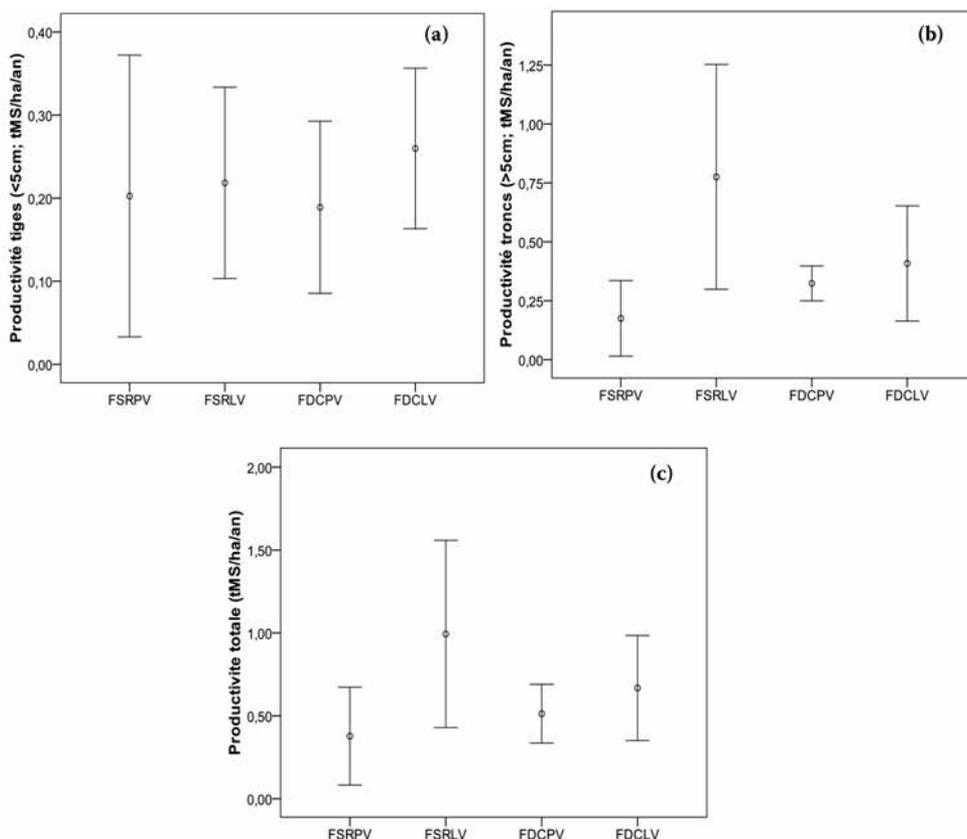


Figure 1 : Productivité des fourrés xérophiles : (a) tiges (< 5 cm), (b) troncs (> 5 cm) et (c) productivité totale

FDCLV : Fourrés sur dalle calcaire loin des villages (≥ 4 km) ; FDCPV : Fourrés sur dalle calcaire proches des villages (< 4 km) ; FSRLV : Fourrés sur sable roux loin des villages (≥ 4 km) ; FSRPV : Fourrés sur sable roux proches des villages (< 4 km) ; MS : Matière sèche ; Barre verticale : Intervalle de confiance à un niveau de confiance de 95 %.

Discussion

Dans les quelques rares études sur la productivité en biomasse des forêts tropicales humides (Hertel *et al.*, 2009 ; Vasconcelos *et al.*, 2012), les méthodes indirectes (équations allométriques) et diachroniques ont été utilisées. Des mesures non destructrices de la biomasse, à l'aide de méthodes allométriques, ont été faites à un an d'intervalle et la productivité est la différence entre les deux valeurs trouvées. Dans notre étude, nous avons opté pour la méthode directe en utilisant la coupe intégrale et le comptage de cernes, ce qui devait conférer une meilleure précision pour l'estimation de la productivité en biomasse ligneuse. Le caractère semi-aride du climat favorise une croissance ponctuelle des arbustes (pendant la courte saison des pluies) et facilite ainsi le comptage des cernes. Cependant, on ne peut pas formellement prétendre que les cernes sont annuels, ce qui constitue une source d'imprécision dans l'estimation de la productivité. En revanche, en prenant l'arbuste le plus grand, on diminue cette erreur par une sous-estimation de l'accroissement annuel en biomasse. La productivité en biomasse aérienne

des FX reste faible par rapport à celle des forêts humides d'Amazonie et d'Asie du Sud Est (Tableau I). Aucune estimation de productivité des forêts sèches n'a été publiée jusqu'à présent.

Tableau I : Comparaison des productivités en biomasse aérienne de quelques formations végétales tropicales

Auteur	Localisation	Type de formation	Précipitation annuelle (mm)	Productivité en biomasse aérienne (tMS ha ⁻¹ an ⁻¹)	Méthode
Présente étude	sud-ouest, Madagascar	Fourrés xérophiles	418	0,38-0,99	Coupe intégrale et comptage de cerne
Hertel <i>et al.</i> (2009)	Indonésie	Forêt mature	3534	5,62	Méthode allométrique
Vasconcelos <i>et al.</i> (2012)	Amazonie, Brésil	Forêts secondaires	2214-3241	4-10	Méthode allométrique

MS : Matière sèche

La productivité en biomasse ligneuse des FX sur sable roux où se pratique préférentiellement la production de CB (Radosy, 2013), augmente avec la distance aux villages (Figures 1b et c). La pratique de la fabrication de CB et les prélèvements de bois de chauffage qui s'intensifient dans les sites plus proches des villages affectent également la productivité des FX, ce qui va à l'encontre de ce qui a été observé en forêt humide. En effet, selon Finegan (1992), la productivité des forêts secondaires et des recrus forestiers est plus importante que celle des forêts primaires. Les espèces pionnières qui occupent ces formations secondaires croissent plus vite que celles des forêts primaires. La régénération des FX est mauvaise (Radosy, 2013) et la croissance des espèces pionnières ne comble pas les pertes en biomasse dues aux prélèvements de bois pour la production de CB. La pratique de la fabrication de CB dans le site de production peut donc se traduire par la disparition des espèces à CB dans un délai rapproché que Raoliarivelo *et al.* (2010) et Ramarason (2014) ont estimé à moins de 20 ans. Il ne subsisterait alors que les espèces à bois tendre telles que *Commiphora lasiodisca* (*Burseraceae*), *Gyrocarpus americanus* (*Hernandiaceae*) et *Operculycaria* sp. (*Anacardiaceae*) dans notre site actuel de production de CB, comme c'est déjà le cas dans la plaine littorale, dans la partie ouest du site d'étude où se localisent tous les villages qui constituaient un important site de production de CB il y a une dizaine d'années (Raoliarivelo *et al.*, 2010). De plus, le nombre moyen de cerne des arbustes les plus grands (> 55) confirme cette faible résilience des FX à la fabrication de CB et il faudra une rotation d'exploitation de plus 55 ans pour renouveler la biomasse ligneuse des FX du site d'étude.

Conclusion

Les FX de la commune de Soalara ont une faible productivité en biomasse ligneuse et ne sont pas résilients à la fabrication de CB qui contribue à réduire la productivité et peut conduire à la disparition des espèces à CB dans un proche avenir. Des mesures de réduction des pressions sur ces FX, à travers (i) le renforcement d'activités alternatives comme l'élevage de PR, (ii) l'amélioration des rendements de carbonisation et (iii) des réglementations et contrôles plus stricts de la filière CB, doivent être entreprises. L'estimation de la productivité doit être affinée par une confirmation de l'annualité des cerne de croissance par la technique du marquage cambial ou par interdatation entre plusieurs arbres de la même espèce. Des recherches relatives à la restauration de ces FX sont également nécessaires pour éviter une dégradation qui risque d'être irréversible.

Références bibliographiques

- Andrianarivony R., Randriambola V., Ratsifandriamanana N., 2012 : *Réglementation de la filière Bois Energie dans la Région Atsimo Andrefana. Acquis et leçons apprises, 2008 à 2011*. Programme WWF à Madagascar et dans l'Océan Indien Occidental, WWF, 41 p.
- Casse T., Milhøj A., Ranaivoson S., Randriamanarivo J.M., 2004 : « Causes of deforestation in southwestern Madagascar : what do we know? » *Forest Policy and Economics*, 6 : p. 33-48.
- Cornet A., Guillaumet J.L., 1976 : « Divisions floristiques et étages de végétation à Madagascar ». *Cahier ORSTOM, Série Biologie*, 9 : p. 35-42.
- Finegan B., 1992 : « The management potential of neotropical secondary lowland rain forest ». *Forest Ecology and Management*, 47 : p. 295-321.
- Hertel D., Moser G., Culmsee H., Erasmi S., Horna V., Schuldt B., Leuschner Ch., 2009 : « Below-and above-ground biomass and net primary production in a paleotropical natural forest (Sulawesi, Indonesia) as compared to neotropical forests ». *Forest Ecology and Management*, 258 : p. 1904-1912.
- Maingi J.K., 2006 : « Growth rings in trees species from the Tana river flood plain, Kenya ». *Journal of East African Natural History*, 95(2) : p. 181-211.
- Masezamana H.N., Andrianarisoa J.H., Raoliarivelo L.I.B., Randriamalala R.J., 2013 : *Identification et analyse d'activités alternatives à la fabrication de charbon de bois dans le district de Toliara II. Rapport final projet Q096*. Antananarivo : DERAD, Eastern and Southern Africa Partnership Program, 67 p.
- Rabeniala R., Raoliarivelo L. I. B., Masezamana H. N., Andrianarisoa J. H. et Randriamalala R.J., 2009 : *Gestion de pâturage pour le cheptel de petits ruminants (ovins et caprins) dans une zone semi-aride du district de Toliara II. Rapport final projet Q906*. Antananarivo : DERAD, Eastern and Southern Africa Partnership Program, 84 p.
- Radosy H.O., 2013 : *Résilience des fourrés xérophiles face au pâturage des petits ruminants et à la fabrication de charbon de bois dans la Commune Rurale de Soalara-Sud (District de Toliara II, Région Atsimo-Andrefana)*. DEA ESSA-Forêts, Université d'Antananarivo (Madagascar), 74 p.
- Ramaroson R.T., 2014 : *Durabilité écologique de la production de charbon dans le sud-ouest malagasy, cas des fourrés xérophiles de la commune de Soalara Sud (Toliara II, Atsimo Andrefana)*. DEA ESSA-Forêts, Université d'Antananarivo (Madagascar), 79 p.
- Raoliarivelo L.I.B., Rabeniala R., Masezamana H.N., Andrianarisoa J.H., Randriamalala R.J., 2010 : *Impact de la fabrication de charbon de bois sur la production et la disponibilité fourragère de pâturage en zone subaride, cas de la Commune de Soalara-Sud, Toliara II*. Rapport final projet Q909. Antananarivo : DERAD, Eastern and Southern Africa Partnership Program, 61 p.
- Razanaka S.J., 1996 : « Répartition des espèces xérophiles dans le sud-ouest de Madagascar », dans W.R. Lourenço (Ed.), *Biogéographie de Madagascar*. Paris : ORSTOM (collection Colloques et Séminaires) : p. 171-176.
- Vasconcelos S.S., Zarin D.J., Araújo M.M., Miranda I.S., 2012 : « Aboveground net primary productivity in tropical forest regrowth increases following wetter dry seasons ». *Forest Ecology and Management*, 276 : p. 82-87.
- Worbes M., 2002 : « One hundred years of tree-ring research in the tropics - A brief history and an outlook on future challenges ». *Dendrochronologia*, 20 : p. 217-231.
- Zimowski M., Leuschner H.H., Gärtner H., Bergmeier E., 2014 : « Age and diversity of Mediterranean dwarf shrublands: a dendrochronological approach along an altitudinal gradient on Crete ». *Journal of Vegetation Science*, 25 : p. 122-134.

Influence du feu et du pâturage sur la richesse et la diversité floristiques des savanes du sud-est de Madagascar (cas Mahabo-Mananivo)

Fire and grazing effect on plant richness and savannas diversity (Mahabo-Mananivo, southeastern Madagascar)

M. RAKOTOARISOA¹
V. RAKOTOARIMANANA¹
S. RAZANAKA²
R. LUDOVIC³

(1) Département de Biologie et Ecologie Végétale (DBEV), Faculté des Sciences, BP 906, Université d'Antananarivo, Madagascar

(2) Centre National de Recherche sur l'Environnement (CNRE), BP 1739, Antananarivo 101, Madagascar

(3) Missouri Botanical Garden (MBG), BP 3391, Antananarivo 101, Madagascar

Résumé

Les savanes qui occupent 75% de la superficie de la région du sud-est de Madagascar sont brûlées annuellement par les éleveurs pour renouveler les pâturages. L'alimentation du bétail est essentiellement constituée par les espèces des formations herbeuses. De ce fait, le feu et le pâturage sont reconnus comme les principaux facteurs qui influencent la dynamique de la végétation des savanes. Un dispositif expérimental pluri-annuel a été installé en mars 2010 à Mahabo-Mananivo, qui vise à mesurer l'effet récurrent du feu et du pâturage sur la richesse et la diversité floristiques des savanes. L'hypothèse que le feu et le pâturage diminuent la richesse et la diversité floristiques est testée sur les trois ans écoulés de 2010 à 2012. Il s'agit d'un dispositif expérimental factoriel organisé en blocs aléatoires complets avec parcelles divisées. Les facteurs étudiés sont le feu avec trois modalités (témoin, feu précoce, feu tardif) et le pâturage avec deux modalités (pâturé et non pâturé). Les résultats ont montré que le feu diminue la richesse floristique au niveau générique et spécifique alors que le pâturage augmente la richesse spécifique. Le feu diminue l'indice de Shannon & Weaver, surtout après le passage du feu tardif, alors que le pâturage augmente cet indice. C'est

donc bien l'interaction entre feu et pâturage qui joue sur la dynamique de la végétation et qu'il faut prendre en compte pour pouvoir recommander des pratiques adaptées.

Mots-clés : feu, indices de diversité, pâturage, richesse floristique, savane, sud-est de Madagascar

Abstract

Savannas, which occupy 75 % of the southeastern Madagascar, are annually burned to facilitate herb regrowth. Livestock feeding essentially come from grassland species. Therefore, fire and grazing are recognized as the main factors influencing the dynamics of savanna vegetation. A multi-year experimental device was installed in March 2010, which aims to detect the recurring effect of fire and grazing on the floristic richness and diversity of savannas. The hypothesis that fire and grazing reduce the richness and floristic diversity is tested on three years from 2010 to 2012. This factorial experimental design is organized as a randomized complete block design with split plot. The factors studied are fire with three modes (control, early fire, late fire) and pasture with two modalities (grazed and ungrazed). The results over the three years of experience have shown that fire reduces species richness at generic and specific level and grazing increases species richness. Fire reduces the Shannon & Weaver index, especially after the passage of the late fire, and grazing increases the index. The interaction between fire and grazing must be understood in order to recommend appropriate practices.

Keywords: fire, floristic diversity, grazing, species richness, savanna, southeastern part of Madagascar

Introduction

Les savanes sont des formations végétales dans lesquelles dominent les strates herbacées (Cole, 1986). Elles occupent environ 70 % de la superficie de l'île à Madagascar (Morat, 1973). Selon Jacquin (2010), les savanes constituent un système dynamique dont l'évolution dépend de l'intensité des facteurs environnementaux (sécheresse, feux). Vingt cinq à cinquante pour cent des zones non forestières et non cultivées à Madagascar brûlent chaque année au cours de la saison sèche (Kull, 2002). Les feux de pâturage en savane sont les plus répandus à Madagascar et les plus importants en termes de surface affectée : près de 90 à 97 % de la superficie en savane est brûlée annuellement (Madhow *et al.*, 1994 ; Rakotoarimanana, 2002 ; Jacquin, 2010).

Les pâturages couvrent une superficie de plus de 350000 km² soit 55 % de la surface de la grande île (Rasambainarivo, 1997). Ils assurent l'alimentation de l'élevage bovin (Ribot, 1985). Les pratiques pastorales ont été considérées comme l'un des facteurs majeurs de la dégradation de l'environnement et en particulier de la baisse de la fertilité des sols de savane (Rasoafaranaivo, 2005). Les savanes du sud-est de Madagascar n'échappent pas à cette dégradation.

En tenant compte de toutes ces considérations, l'influence du feu et du pâturage sur la richesse et la diversité floristiques des savanes a été étudiée dans la région du sud-est de Madagascar (Mahabo-Mananivo). Ce travail se situe dans la continuité d'études antérieures similaires déjà réalisées à Sakaraha dans le sud-ouest (Rakotoarimanana, 2002) et à Sahabe sur les Hauts-Plateaux à l'est d'Ambalavao (Ratovonirina, 2009). Elle a pour objectif de cerner les effets conjugués ou séparés du feu appliqué

selon différentes modalités (sans feu, feu précoce, feu tardif) et du pâturage (pâturé, non pâturé) sur la richesse et la diversité floristiques au cours des trois premières années d'expérimentation (2010, 2011, 2012). Elle vise à vérifier l'hypothèse que le feu et le pâturage séparés ou combinés diminuent la richesse et la diversité floristiques.

Méthode d'étude

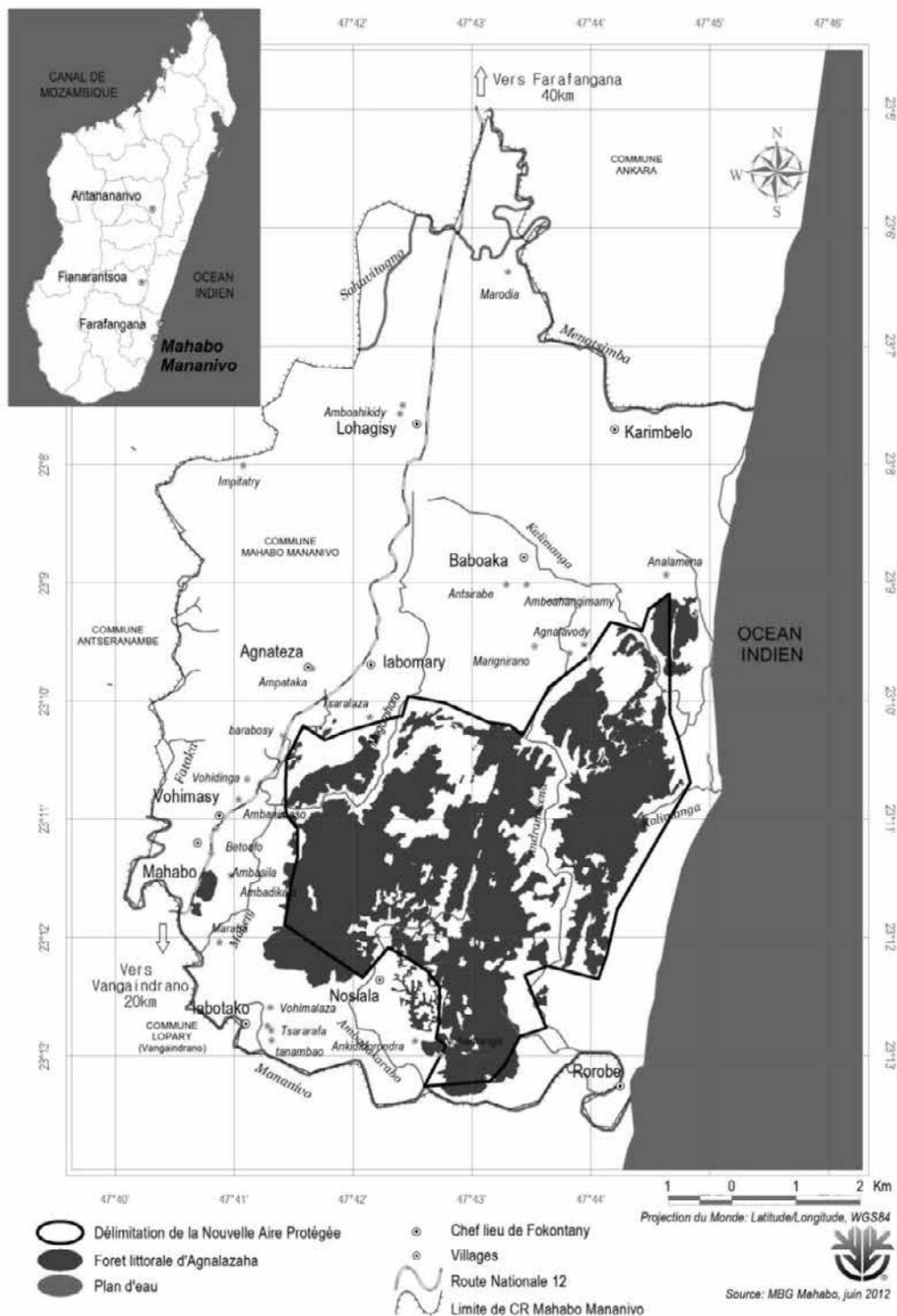
SITE D'ÉTUDE

La zone d'étude se trouve dans la commune rurale de Mahabo-Mananivo de la région du sud-est de Madagascar (carte 1). Elle se localise entre 23°07'24,99" ; 23°07'22,59" ; 23°07'20,22" et 23°07'24,99" de latitude Sud et respectivement 47°41'57,06" ; 47°41'55,71" ; 47°42'00,78" et 47°42'02,34" de longitude Est et entre 4 et 7 m d'altitude.

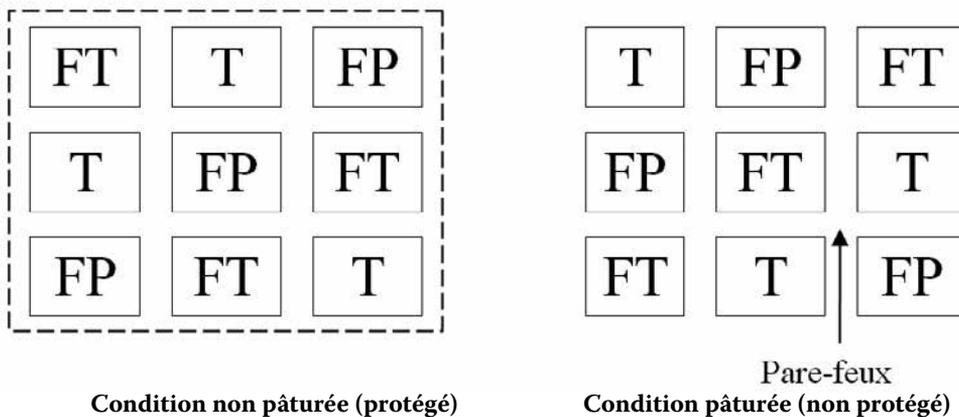
Les mesures enregistrées entre 2000 et 2011 montrent que la pluviométrie moyenne annuelle est de 2185 mm et que le mois le moins pluvieux est le mois d'octobre (67 mm). La température minimale est de 20,4°C en juillet et la température maximale est de 26,7°C en novembre. La température moyenne annuelle est proche de 24°C. L'humidité relative de la région est élevée car elle est supérieure à 85% toute l'année. La commune de Mahabo-Mananivo est directement exposée à l'influence des alizés apportant une forte humidité atmosphérique. Le vent y est parfois violent. Le bioclimat régional est du type perhumide chaud (Koechlin *et al.*, 1974). La commune de Mahabo-Mananivo s'étend sur trois types de sol (Ludovic *et al.*, 2005) : un sol sableux non consolidé où se trouve la forêt littorale d'Agnalazaha, un sol de type latéritique recouvert par des savanes et un sol alluvial hydromorphe sur lequel sont localisés les marécages (Carte 1).

DISPOSITIF EXPÉRIMENTAL

Le dispositif expérimental installé en mars 2010 pour cette étude est similaire à celui de Rakotoarimanana (2002). Il consiste en une expérience factorielle organisée en blocs aléatoires complets avec parcelles divisées (Figure 1). Ces parcelles sont divisées et répétées trois fois selon les facteurs étudiés. Les facteurs étudiés sont le feu avec trois modalités (témoin, feu précoce, feu tardif) et le pâturage avec deux modalités (pâturé et non pâturé). Le type de pâturage est libre. La modalité « non pâturage » est assurée par un enclos. Le feu précoce est réalisé en mars et le feu tardif est provoqué en novembre.



Carte 1 : Localisation de la zone d'étude (source : MBG, 2012)



: Barbelés : Parcelle élémentaire (40m x30m)
 FP : feu précoce ; FT : feu tardif ; T : témoin

Figure 1 : Dispositif expérimental en blocs complets randomisés

Dans chaque parcelle, deux lignes permanentes de 10 m de long ont été installées pour évaluer le recouvrement global de la végétation (Daget & Poissonnet, 1971).

VARIABLES

Les variables considérées sont liées à la richesse et à la diversité floristique. Pour chaque traitement la végétation a été caractérisée par la richesse floristique (effectif des familles, des genres et des espèces) évaluée sur les parcelles de même condition avec trois répétitions (Rakotoarimanana, 2002). Les indices de diversité et l'indice de régularité définis par Frontier & Pichod-Viale (1993) et Barbault (1997) sont calculés selon les formules suivantes :

- Diversité maximale : $H_{\max} = \log_2 S$

- Indice de diversité de Shannon et Weaver : $H' = \sum_{i=1}^n CS_i * \log_2 CS_i$ avec $0 < CS_i < 1$

- Indice de régularité : $R = H' / H_{\max}$

Dans ces équations, S est l'effectif total des espèces et CS_i la contribution spécifique de l'espèce i établie à partir de relevés linéaires (Daget & Poissonnet, 1971).

Des analyses de variance ont été réalisées sur la richesse floristique pour tester l'effet des facteurs feu et pâturage et l'effet de l'interaction de ces deux facteurs au cours des années. Le test de Newman-Keuls a été utilisé. L'objectif de cette méthode d'analyse est de rechercher si l'effet « traitement » est « significatif » au risque d'erreur ou au seuil de probabilité près (5 %). La signification de la différence au seuil de probabilité 0,05 est la suivante :

- la différence est non significative (NS) lorsque la probabilité observée du test de Fisher (F) est supérieure à 0,05 ;
- la différence est significative (S) lorsque la probabilité observée de F est comprise entre 0,01 et 0,05 ;
- la différence est hautement significative (HS) lorsque la probabilité observée de F est inférieure à 0,01.

Les indices de diversité et de régularité sont des outils pertinents permettant d'apprécier le niveau

d'organisation des communautés végétales. Ils donnent des indications sur leur stabilité et leur évolution (Rakotoarimanana, 2002). La diversité prend en compte la richesse, l'abondance relative des espèces, la régularité et l'écart à l'équidistribution des individus de toutes les espèces (Frontier & Pichod-Viale, 1991 ; Barbault, 1997).

Résultats

RICHESSSE FLORISTIQUE

Le tableau I montre les résultats des analyses de variance relatives aux richesses floristiques (effectif des familles, des genres et des espèces) du site d'étude au cours des trois années d'expérimentation (2010, 2011 et 2012).

Tableau I : Evolution de la richesse floristique d'une savane herbeuse de Mahabo-Mananivo au cours des années d'expérimentation 2010, 2011 et 2012

Année	Effectif moyen des familles			Effectif moyen des genres			Effectif moyen des espèces		
	2010	2011	2012	2010	2011	2012	2010	2011	2012
Protégé									
Témoin	10 (aA)	11 (aA)	11 (aA)	19 (aA)	19 (aA)	22 (aA)	21 (aA)	20 (aA)	22 (aA)
Feu précoce	9 (aA)	10 (aA)	10 (aA)	17 (aA)	18 (aA)	20 (aA)	20 (aA)	19 (aA)	20 (aA)
Feu tardif		11 (aA)	11 (aA)		17 (aA)	15 (bA)		18 (aA)	19 (aA)
Non protégé									
Témoin	11 (aA)	12 (aA)	12 (aA)	18 (aA)	18 (aA)	21 (aA)	19 (aA)	19 (aA)	26 (aB)
Feu précoce	10 (aA)	11 (aA)	11 (aA)	17 (aA)	16 (aA)	16 (bA)	18 (aA)	18 (aA)	19 (aA)
Feu tardif		13 (aA)	13 (aA)		19 (aA)	20 (aA)		21 (aA)	25 (aB)
Probabilité									
Théorique	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
Feu	0,174 NS	0,382 NS	0,382 NS	0,168 NS	0,621 NS	0,019 S	0,074 NS	0,801 NS	0,186 NS
Pâturage	0,585 NS	0,248 NS	0,229 NS	0,734 NS	0,257 NS	0,186 NS	0,619 NS	0,210 NS	0,036 S
Interaction	0,900 NS	0,123 NS	0,515 NS	0,551 NS	0,954 NS	0,954 NS	0,152 NS	0,944 NS	0,019 S

Les moyennes repérées par une ou des même(s) lettre(s) appartiennent à des groupes statistiquement homogènes selon le test de Newman-Keuls ($p=0,05$). Les significations statistiques de l'analyse de variance sont : NS : non significatif ; S : significatif ; Protégé : non pâturé ; Non protégé : pâturé

Au cours de la première et de la deuxième année de suivi, le feu et le pâturage n'ont aucun effet significatif sur la richesse floristique. Ces deux facteurs étudiés ne modifient ni l'effectif des familles, ni l'effectif moyen des genres, ni l'effectif moyen des espèces.

Pendant la troisième année d'observation, le feu diminue l'effectif moyen des genres de façon significative

($p = 0,019$) en conditions protégées mais ne modifie pas les effectifs des familles ni des espèces. En conditions non protégées, le feu diminue le nombre des genres et le nombre des espèces surtout après le passage du feu précoce. Par contre, le pâturage augmente la richesse spécifique moyenne d'une façon significative ($p = 0,036$). L'interaction des facteurs feu et pâturage est significative ($p = 0,019$) pour les moyennes du nombre des espèces.

Le feu diminue la richesse spécifique moyenne au niveau générique après trois années d'observation. Par contre, le pâturage augmente la richesse spécifique moyenne.

DIVERSITÉ FLORISTIQUE

Le tableau II donne les résultats des variations des indices de diversité et de régularité en fonction des facteurs feu et pâturage. Ce tableau montre que les indices de Shannon & Weaver et de régularité varient au cours du temps.

Tableau II : Evolution des indices de diversité de la savane herbeuse de Mahabo-Mananivo au cours des années d'expérimentation 2010, 2011 et 2012

Année	Nombre d'espèces			Diversité maximale			Indice de Shannon et Weaver			Indice de régularité		
	2010	2011	2012	2010	2011	2012	2010	2011	2012	2010	2011	2012
Protégé												
Témoin	29	34	38	4,86	5,09	5,25	2,98	2,13	2,64	0,61	0,41	0,5
Feu précoce	27	26	31	4,75	4,80	4,95	2,70	2,51	2,26	0,57	0,52	0,46
Feu tardif		25	26		4,64	4,70		2,30	2,16		0,49	0,45
Non protégé												
Témoin	30	28	38	4,91	4,81	5,25	2,27	2,62	2,87	0,46	0,54	0,55
Feu précoce	31	25	28	4,95	4,64	4,81	2,21	3,14	3,29	0,45	0,67	0,68
Feu tardif		24	26		4,58	4,70		2,51	2,68		0,55	0,57

En condition protégée, dans le cas du témoin, les moyennes des indices de Shannon & Weaver et de régularité diminuent au cours de la deuxième année et de la troisième année d'observation tandis que la diversité maximale augmente. Dans le cas de feu précoce et de feu tardif, les moyennes des indices de diversité de Shannon & Weaver et de régularité diminuent au cours de temps tandis que la diversité maximale augmente quelle que soit la date du feu.

En condition non protégée, les indices de Shannon & Weaver et de régularité augmentent en général avec le temps surtout après le passage du feu précoce.

Ce tableau montre également que les indices de diversité moyens varient en fonction du type de feu et du pâturage. Au cours de la première année d'expérimentation, le feu et le pâturage diminuent les indices de diversité avec les parcelles protégées 2,98 (témoin) et 2,70 (feu précoce) et les non protégées 2,27 (témoin) et 2,21 (feu précoce).

Lors de la deuxième année de suivi, l'indice de Shannon & Weaver augmente avec l'effet du facteur feu surtout avec le feu précoce. Concernant l'effet du pâturage, l'indice de Shannon & Weaver augmente quelque soit le type de feu.

Au cours de la troisième année d'observation, en conditions protégées, l'indice de Shannon & Weaver diminue avec l'effet du facteur feu. Cette diminution est due à la diminution de l'indice de régularité. Par contre, en conditions non protégées, l'indice de Shannon & Weaver augmente avec l'effet du facteur feu surtout avec le feu précoce.

En résumé, le feu diminue l'indice de Shannon & Weaver surtout après le passage du feu tardif. Les feux qu'ils soient précoces ou tardifs et en conditions non protégées, montrent une tendance à l'augmentation de l'indice de régularité.

Le pâturage détermine une augmentation de l'indice de Shannon & Weaver et une diminution de la diversité maximale pour les témoins et les feux précoces. Dans toutes les deux conditions (pâturé ou non), les feux diminuent la diversité maximale et l'indice de Shannon et Weaver.

Discussion

Le feu et le pâturage induisent des changements tant sur la richesse floristique que sur la diversité floristique.

RICHESSSE FLORISTIQUE

Il a été démontré que le feu diminue la richesse spécifique des espèces herbacées sur trois années. Ce résultat est comparable au résultat trouvé par Rakotoarimanana *et al.* (2001) dans la région de sud-ouest de Madagascar. La pauvreté floristique des savanes brûlées s'explique par la forte reprise des espèces buissonnantes et ligneuses après incendie, empêchant ainsi l'installation d'espèces herbacées. Declaire en 1999 au Sénégal a montré que les zones affectées par les feux de façon répétée sont caractérisées par une diminution progressive de la richesse spécifique herbacée. Ce résultat s'oppose par contre à ceux trouvés dans les Pyrénées orientales françaises par Trabaud (1993). Il a été montré qu'après le feu, la couche superficielle du sol est enrichie en éléments minéraux permettant l'installation de nouvelles espèces. De plus, la disparition de la litière et surtout l'ouverture du milieu créent un milieu propice à l'installation de nombreuses espèces (Boudy, 1950 pour l'Afrique du Nord ; Biswell, 1974 pour le Mexique et Harper, 1977).

Nos résultats concordent avec les recherches effectuées dans les Pyrénées orientales en France (Trabaud & Lopard, 1980), ainsi qu'en Algérie (Madoui *et al.*, 2002 ; Bekdouche *et al.*, 2008) où il a été démontré que le feu augmente la richesse spécifique.

Nous avons démontré que le pâturage de zébus augmente également la richesse spécifique. Ce résultat concorde avec celui de Rakotoarimanana (2002) à Sakaraha, dans le sud-ouest malgache. Par contre, en milieu sahélien Grouzis (1988) et Hiernaux (1998) ont montré que le pâturage intense et continu diminue la richesse floristique.

DIVERSITÉ FLORISTIQUE

Le résultat relatif à la diversité floristique montre que le feu précoce augmente la diversité floristique. Ce résultat est similaire aux résultats de Rakotoarimanana (2002) et Rakotoarimanana *et al.* (2001) qui ont trouvé que le feu, qu'il soit précoce ou tardif, accroît la diversité floristique. La protection contre le feu favorise la dominance d'un nombre restreint d'espèces ; ce qui traduirait une forte organisation du système. Celle-ci aboutirait à terme à une homogénéisation de la flore avec prédominance de taxons à

faible résistance au feu. Ce résultat s'oppose à celui trouvé par Akpo *et al.* (1999) et Puetro & Rico (1997) qui font état d'une réduction de la diversité spécifique sous l'effet du feu en général.

Les indices de diversité augmentent avec le pâturage. Ce résultat est comparable à celui trouvé par Rakotoarimanana *et al.* (2001) à Madagascar mais l'intensité du pâturage doit être prise en compte pour détecter l'effet du pâturage sur la diversité floristique. Ainsi Balent *et al.* (1998) montrent que le pâturage augmente la diversité spécifique des prairies quand l'intensité est moyenne (cas de sud-ouest de Madagascar) et la diminue quand l'intensité du pâturage est forte (cas du Sahel).

Conclusion

Cette étude a porté sur les effets du feu et du pâturage de zébus sur la richesse et diversité floristiques des savanes du sud-est de Madagascar.

A Mahabo-Mananivo le feu, quel que soit son type, diminue la richesse et la diversité floristiques. Par contre, le pâturage agit de manière différente car il augmente la richesse et diversité floristique. De ce fait, la pratique du pâturage est indispensable pour augmenter la richesse et la diversité floristique de la savane du sud-est de Madagascar. L'interaction détectée entre feu et pâturage est significative au niveau de la richesse spécifique en l'augmentant surtout avec le feu tardif. La présente étude ne permet pas encore de recommander le type de feu qu'il faut adopter, feu précoce ou feu tardif. Elle doit être associée avec d'autres études comme les analyses de la production primaire et des qualités fourragères.

La pratique du feu et du pâturage sont des phénomènes incontournables dans le sud-est de Madagascar. Le présent travail peut contribuer à éclaircir les interactions entre ces deux facteurs pour définir une nouvelle manière de gérer le feu et le pâturage. Cette nouvelle gestion requiert une approche participative, afin de prendre en compte les attentes et les contraintes des paysans tout en les informant sur les effets de leurs pratiques. Il serait donc utile d'aménager ces deux pratiques pour une utilisation optimale. Une étude approfondie sur l'intensité du pâturage s'avère nécessaire afin de déterminer son effet sur la richesse et la diversité floristiques.

Références bibliographiques

Akpo E., Grouzis M., Bada F., Pontanier R., Floret C., 1999 : « Effet du couvert ligneux sur la structure de la végétation herbacée de jachères soudanaises ». *Sécheresse*, 10(4) : p. 253-61.

Balent G., Alard D., Blanfort V., Gibon A., 1998 : « Activités de pâturage, paysages et biodiversité ». *Ann. Zootech.*, 47 : p. 419-429.

Barbault R., 1997 : *Ecologie générale. Structure et fonctionnement de la biosphère*. Paris : Masson et C^o, 286 p.

Bekdouche F., Derridj A., Krouchi F., 2008 : « Evolution après feu de la composition floristique de la Suberaie de Mizrana (Tizi-ouzou, Algérie) ». *Sciences & Technologie C*, 28 : p. 19-29.

Biswell H.H., 1974 : « Effects of fire on chaparral », dans T.T. Kozlowski, C.E. Ahlgren (eds.), *Fire and Ecosystems*. New York : Academic Press, p. 321-364.

Boudy P., 1950 : *Économie forestière nord-africaine. II. Monographie et traitement des essences forestières*. Paris : Larose, 887 p.

Cole M., 1986 : *The Savannas: Biogeography and Geobotany*. London: Academic Press, 438 p.

- Daget Ph., Poissonet J., 1971 : « Une méthode d'analyse phytologique des prairies, critères d'application ». *Annales Agronomiques*, 22(1) : p. 5-41.
- Declaire Y., 1999 : *Développement de la gestion des feux de brousse aux Sénégal*. GTZ, PSACD, 5 p.
- Frontier S., Pichod-Viale D., 1993 : *Ecosystèmes : structure, fonctionnement, évolution*. Paris : Masson et Cie. (Collection d'Ecologie 21), 392 p.
- Grouzis M., 1988 : *Structure, productivité et dynamique des systèmes écologiques sahéliens (Mare d'Oursi, Burkina Faso)*. Paris : ORSTOM (Coll. Etudes et Thèses), 336 p.
- Harper J. L., 1977 : *Population biology of plants*. London : Academic Press, 30 p.
- Hiernaux P., 1998 : « Effects of grazing on plant species composition and spatial distribution in rangelands of the Sahel ». *Plant Ecology*, 138 : p. 191-202.
- Jacquin A., 2010 : *Dynamique de la végétation des savanes en lien avec l'usage des feux à Madagascar. Analyse par série temporelle d'images de télédétection*. Thèse de Doctorat, Université Toulouse, 146 p.
- Koehlin J., Guillaumet J.L., MORAT Ph., 1974 : *Flore et végétation de Madagascar*. Vaduz : Cramer, 687 p.
- Kull C., 2002 : « Madagascar's burning issue: the persistent conflict over fire prescribed burning ». *Environment and History*, 44 : p. 8-19.
- Ludovic R., Rakotoarivony F., Birkinshaw C., Randrianasolo A., 2005 : *Conservation communautaire de la forêt d'Agnalazaha : description, évaluation du site et stratégie de conservation*. Missouri Botanical Garden, Mahabo-Mananivo, 101 p.
- Madhow A., Andriatsarafa S., Raveloharisoa C., Razafindrakoto L., Razafindratandra A., 1994 : *Rapport sur l'Etat de l'Environnement à Madagascar*. Office National de l'Environnement / PNUD / Banque Mondiale, p. 10-40.
- Madoui A., Gehu J.M., Alatou D., 2002 : « L'effet du feu sur la composition des pinèdes de *Pinus halepensis* Mill. dans le Nord de la forêt de Bou-Taleb, Algérie ». *Ecologia mediterranea*, 32 : p. 104.
- Morat Ph., 1973 : *Les savanes du sud-ouest de Madagascar*. Paris : ORSTOM (Mémoire de l'ORSTOM n°68), 235 p.
- Puetro A., Rico M., 1997 : « Edaphic variability and floristic structure on Mediterranean grassland slopes ». *Arid Soil Research and Rehabilitation*, 11 : p. 9-22.
- Rakotoarimanana V., 2002 : *Feu, pâturage et dynamique des savanes à *Heteropogon contortus* (L.) P. Beauv. ex-Roem. Et Schult dans le sud-ouest de Madagascar (région de Sakaraha)*. Thèse Doctorat du 3^{ème} cycle Ecologie Végétale, Faculté des Sciences, Université d'Antananarivo, 177 p.
- Rakotoarimanana V., Le Floc'h E., Grouzis M., 2001 : « Influence du feu et du paturage sur la diversité floristique et la production de la végétation herbacée d'une savane à *Heteropogon contortus* (région de Sakaraha) », dans S. Razanaka, M. Grouzis, P. Milleville, B. Moizo, C. Aubry (eds.), *Sociétés paysannes, transitions agraires et dynamiques écologiques dans le sud-ouest de Madagascar*. Antananarivo : Actes de l'atelier CNRE/IRD, 8-10 novembre 1999 : p. 339-353.
- Rasambainarivo J.H., 1997 : « Les pratiques agro-pastorales et la conservation des sols à Madagascar », dans M.H. Rasoafaranaivo, 2005 : *Impacts du feu sur la biologie de quelques espèces du massif d'Ibity*. Mémoire de DEA, Ecologie végétale, Université d'Antananarivo : 78 p.
- Rasoafaranaivo M.H., 2005 : *Impacts du feu sur la biologie de quelques espèces du massif d'Ibity*. DEA Ecologie végétale, Faculté des Sciences, Université d'Antananarivo, 78 p.
- Ratovonirina G., 2009 : *Dynamique des savanes incluses du centre du corridor forestier de Fianarantsoa*. DEA Ecologie végétale, Faculté des Sciences, Université d'Antananarivo, 66 p.
- Ribot J.J., 1985 : *L'élevage malgache. Origine, importances techniques*. Colloque international sur l'amélioration de l'élevage en zone tropicale : cas de Madagascar, 13 p.
- Trabaud L., 1993 : « Reconstitution après incendie de communautés ligneuses des Albères (Pyrénées-orientales Françaises) ». *Vie Milieu*, 1 : p. 43-51.
- Trabaud L., Lepart J., 1980 : « Diversity and stability in Garrigue ecosystems after fire ». *Vegetation*, 43 : p. 49-57.

Evolution des biotopes du criquet migrateur dans la commune de Soalara et le district de Betioky Sud, sud-ouest de Madagascar.

Evolution of locust habitats in the South West region of Madagascar (Soalara and South-Betioky areas).

V. RAKOTOVAO^{1,2}

S. RAKOTONDRAOMPIANA¹

H. R. RAVONJIMALALA^{4,1}

J. R. RANDRIAMALALA³

S. RAZANAKA⁴

D. HERVÉ⁵

(1) Laboratoire de géophysique de l'environnement et télédétection (LGET), Institut & Observatoire de Géophysique d'Antananarivo (IOGA), Université d'Antananarivo, Madagascar

(2) Master Télédétection et Risques Naturels, Université de la Réunion

(3) Département des Eaux et Forêts, École Supérieure des Sciences Agronomiques, BP 175, Antananarivo 101, Madagascar

(4) Centre National de Recherche sur l'Environnement (CNRE), BP 1739, Antananarivo 101, Madagascar

(5) Institut de Recherche pour le Développement (IRD UMR 220), BP 64501, 34394 Montpellier, France

Résumé

L'occupation du sol est un facteur important dans l'étude des biotopes du criquet migrateur, *Locusta migratoria capito* (Saussure 1884), car il conditionne leur extension géographique. Les changements de l'occupation du sol sont détectés dans les zones de Betioky sud et Soalara du sud-ouest de Madagascar aux deux périodes, 2001 - 2006, et 2006 - 2010, délimitées par trois dates d'images du satellite LANDSAT 7 ETM+. Le potentiel écologique des acridiens à l'optimum pluviométrique a été évalué pour ces périodes. Les résultats obtenus montrent un accroissement de ce potentiel écologique en lien direct avec la dynamique de l'occupation du sol durant ces 10 dernières années.

Mots clés: Biotope, LANDSAT 7 ETM+, criquet migrateur, changement de l'occupation du sol, fourré, savane

Abstract

Landuse is an important factor in the study of habitats of migratory locust. Change detection method of landuse is applied in the areas of South-Betioky and Soalara between 2001 and 2006 and between 2006 and 2010 using multitemporal LANDSAT 7 ETM+ images. The ecological potential at optimum rainfall was followed for these periods. The results show an increase of the ecological potential directly linked to the deforestation dynamics of the landuse over the past 10 years.

Keywords: Habitats, LANDSAT 7 ETM+, migratory locust, land use dynamics, thicket, savana

Introduction

La partie sud-ouest de Madagascar a subi un rapide changement d'occupation du sol durant les dernières décennies marquées par une forte diminution de la forêt sèche. Ce changement a pour conséquence, entre autres, de fausser tous les raisonnements spatiaux sur le développement, l'aménagement régional ou la gestion des risques naturels. Parmi les risques auxquels sont soumis cette partie de l'île, l'invasion acridienne est l'une des plus destructrices (Schulten *et al.*, 1999). Le Centre National Antiacridien (CNA), organisme malgache gérant la lutte antiacridienne, cherche à mettre à jour ses stratégies de lutte contre le criquet migrateur (*Locusta migratoria capito*, Saussure 1884) en actualisant ses stations acridiennes. Ces stations d'observation sont essentielles pour détecter la phase du criquet alors qu'il est encore marcheur (Photo O1), qui est la seule sur laquelle une prévention est encore possible. Une fois achevés les regroupements, les populations devenues grégaires causent des dégâts (Photo O2) et ne sont plus contrôlables une fois de la taille d'un nuage (Photo O3) sinon par des moyens aéroportés très coûteux. L'occupation du sol est un des indicateurs de la localisation adéquate ou non d'une station d'observation acridienne. C'est pourquoi le CNA a voulu refaire la cartographie de l'occupation des sols dans la zone du sud-ouest de Madagascar en utilisant les données spatiales d'observation de la terre postérieures à 2000. En effet, le CNA doit modifier la répartition géographique et/ou la densité des stations acridiennes afin d'adapter le dispositif d'observation à l'évolution constatée de l'occupation du sol.

Le sud-ouest malgache fait partie de l'aire grégarigène (Tableau I) du criquet migrateur. La commune de Soalara et le district de Betioky Sud (Carte O1) sont deux zones au Sud de la ville de Toliara situées respectivement dans la zone de transformation phasaire (aire de densation) et la zone de passage des acridiens (aire transitoire de multiplication) où le criquet commence à devenir grégaire. Le CNA dispose dans ces deux zones de 12 stations acridiennes fixes parmi les 168 du réseau de stations acridiennes au Sud de Madagascar. Cette zonification et les indicateurs opérationnels pour la lutte anti-acridienne sont définis dans le tableau 1. Le Potentiel écologique d'un biotope élémentaire à l'optimum pluviométrique, compris entre 10 mm et 50 mm sur une décade ou entre 50 mm et 150 mm sur un mois (Launois, 1974 ; Lecoq, 1975), est appelé POT. C'est un indicateur des interactions entre le sol et l'occupation du sol, les données de pluviométrie étant bornées.

Tableau I : Définition des termes utilisés dans la lutte anti-acridienne

Nom	Définitions
Aire grégarigène	Territoire écologique permettant le maintien et le développement du criquet.
Aire de densation (AD)	Zone de formation des essaims et de transformation des phases larvaires aux phases adultes.
Aire transitoire de multiplication (ATM)	Zone de passage des acridiens. Cette aire est colonisée en début et en fin de saison de pluie.
Station acridienne	Lieu d'observation périodique et de suivi des populations acridiennes dans leur aire grégarigène, utilisé pour déclencher les différentes étapes de la lutte antiacridienne.
Biotope acridien	Lieu de vie, conditionné par le type de sol, l'occupation du sol et la pluviométrie, permettant le développement du criquet dans son aire grégarigène.
Potentiel acridien d'un biotope	Répartition de la densité du criquet dans un biotope acridien.

L'objectif étant d'étudier l'évolution des biotopes par rapport au changement de l'occupation du sol, on a choisi une échelle temporelle d'environ cinq ans (2001 à 2006 et 2006 à 2010), et des images satellitaires LANDSAT 7 ETM+ des trois années 2001, 2006 et 2010. Le potentiel écologique (POT) est cartographié pour les 134 biotopes élémentaires regroupés en 22 types de biotopes synthétiques, définis par leur couverture végétale (Franc *et al.*, 2004). Une carte d'évolution du POT a été établie pour mesurer l'évolution des biotopes du criquet en relation avec le changement de l'occupation du sol.

Données

PRESENTATION DU SITE D'ETUDE

Le site d'étude est localisé géographiquement entre les latitudes -23°00'et -24°05' et les longitudes 43°30' et 44°30'. Il est formé par la commune de Soalara (District de Toliara II) et le District de Betioky-Sud (Figure 1).

La Figure 1 montre la localisation de Betioky Sud et de Soalara par rapport aux quatre aires grégarigènes et la couverture au sol des scènes LANDSAT 7 ETM+ (maille noire surimposée). Les agglomérations de Betioky et Soalara sont encadrées sur la figure 1. La zone en grisé correspond à la zone couverte en priorité par le CNA basé à Betioky Sud. Les quatre aires grégarigènes réparties du sud-ouest au Nord-est sont AD aire de densation, ATM aire transitoire de multiplication, AMI aire transitoire de multiplication initiale, AGT aire grégarigène transitoire (Tableau 1).

DONNEES SATELLITAIRES

La figure 1 montre les limites des deux scènes Landsat 7 ETM+ utilisées : 160-076 (Betioky Sud) et 160-077 (Soalara). Elles ont 30 m de résolution au sol et couvrent environ 453 527 ha. Les images ont été prises à trois dates différentes : 06 mai 2001, 17 mars 2006 et 07 mai 2010. Ces images sont en projection

UTM (Universel Transversal Mercator), zone 38 Sud. Le tableau II montre les longueurs d'onde des différentes bandes spectrales des images Landsat 7 ETM+.

Tableau II : Caractéristiques des bandes spectrales des images LANDSAT 7

Bande	Largeur de la bande	Résolution spatiale
TM1	0,45 - 0,515 μm (bleu)	30 m x 30 m
TM2	0,525 - 0,605 (vert)	30 m x 30 m
TM3	0,63 - 0,69 μm (rouge)	30 m x 30 m
TM4	0,75 - 0,90 μm (PIR)	30 m x 30 m
TM5	1,55 - 1,75 μm (MIR)	30 m x 30 m
TM6	10,4 - 12,5 μm (IRT)	60 m x 60 m
TM7	2,09 - 2,35 μm (MIR)	30 m x 30 m
PAN	0,50 - 0,90 μm (panchromatique)	15 m x 15 m

PIR : Proche infrarouge, MIR : Moyen infrarouge, IRT : Infrarouge thermique.

DONNEES DE TERRAIN

Des zones d'entraînement et de contrôle ont été d'abord tracées à partir d'un fond d'image Google Earth. Elles ont été par la suite visitées lors de la mission de terrain effectuée en mars 2012. Les résultats de la classification ont été vérifiés sur le terrain au cours d'une deuxième mission en mai 2013. Les données recueillies sur le terrain concernent les caractéristiques écologiques des formations végétales rencontrées et la nature du sol.

LE POTENTIEL ECOLOGIQUE A L'OPTIMUM PLUVIOMETRIQUE (POT)

Le POT est un paramètre acridien exprimé en fonction du potentiel écologique d'un biotope élémentaire en supposant que la pluviométrie soit optimale. A chaque POT, on associe une valeur entre 0 et 5 mesurant la sensibilité de la population acridienne à l'humidité du sol et à la couverture végétale :

- ◆ 0 : situation sublétale
- ◆ 1 : situation très défavorable
- ◆ 2 : situation défavorable
- ◆ 3 : situation favorable
- ◆ 4 : situation très favorable
- ◆ 5 : situation optimale.

Les biotopes synthétiques sont alors regroupés en 5 classes selon la valeur de leur POT (Franc *et al.*, 2004), comme l'indique le tableau III.

Tableau III : Valeur de POT des regroupements de biotopes synthétiques

Biotopes synthétiques	Valeur de POT
Les hauts fourrés(HF) et les bas fourrés (BF)	1 : situation très défavorable
Les bas fourrés dégradés (BFD)	3 : situation favorable
Les zones agricoles (ZA) sont des mosaïques de sol nu, cultures et jachères récentes	de 2 : situation défavorable à 5: situation optimale
La savane (SV) : englobe la pseudo steppe et la savane proprement dite (savane herbeuse)	de 4 : situation très favorable à 5: situation optimale

Méthodologie

CLASSIFICATION DES IMAGES SATELLITAIRES

Les classes ont été choisies de telle manière qu'elles soient en cohérence avec les classes de biotopes prédéfinies (Franc *et al.*, 2004). Après application des prétraitements habituels sur les images, on a procédé à deux étapes de classification, la première pour le sol et la seconde pour l'occupation du sol. Avec ces deux classifications, on obtient la couche de l'occupation du sol et du type du sol qui nous est nécessaire pour l'étude du changement et de l'évolution du biotope.

Prétraitement de l'image

Nous avons appliqué le processus de mosaïquage sur les deux scènes de Landsat7 (160-076 et 160-077) utilisées de manière à couvrir la totalité de la zone d'intérêt, soit une image de 3325*1516 pixels (Carte O1).

Les images ont été acquises sous différentes conditions atmosphériques. Dans ce cas, une correction atmosphérique a été appliquée sur toutes les images afin d'enlever les interférences liées à la traversée de l'atmosphère par le rayonnement électromagnétique. Nous avons opté pour le modèle QUAC décrit par Bernstein *et al.* (2005) et qui permet de récupérer la profondeur optique de la longueur d'onde en fonction de l'aérosol et ainsi de déterminer directement les paramètres compensateurs atmosphériques de l'information contenu dans la scène en utilisant les spectres observés par pixel. La correction géométrique a été faite par l'application d'une transformation suivant un polynôme du premier degré avec ré-échantillonnage au plus proche voisin (Richards & Jia, 1999).

Analyse en composantes principales (ACP)

Les bandes de classification de l'occupation du sol sont différenciées par composante principale de l'ACP. L'ACP est une transformation linéaire orthogonale transformant les données de dimension n vers un nouvel espace, de même dimension, défini par les directions des maxima et minima de la variance (axes principaux). Le but de l'ACP est de condenser les données originelles en de nouveaux groupements de façon à ce qu'ils présentent le moins de corrélation possible entre elles (Caloz & Collet, 2001). Cette transformation a la propriété de rassembler le maximum d'information sur les premiers néo-canaux. Ainsi, la première composante principale contient le plus d'information en termes de variance.

Indices

On peut également calculer des combinaisons particulières des canaux spectraux afin de mettre en évidence la réponse d'objets particuliers sur l'image. L'indice de rougeur (Redness Index) ou indice de fer ferrique (Madeira-Netto, 1993) a été utilisé avec les canaux spectraux lors de la classification afin de différencier les différents types de sol. Cet indice s'écrit $(R-V)/(R+V)$, avec R= canal rouge, V= canal vert.

Classification supervisée des images

La méthode de classification que nous avons adoptée dans cette étude est la méthode du Séparateur à Vaste Marge ou SVM (Cortes & Vapnik, 1995). C'est une méthode de classification supervisée et non paramétrique. L'algorithme SVM cherche à séparer les données en trouvant le séparateur dont la marge est la plus grande possible.

Les échantillons utilisés lors de la phase d'apprentissage et de la phase de contrôle de la classification sont sélectionnés en se basant sur des observations faites sur le terrain dans des parcelles jugées comme représentatives de chaque classe d'objets. Idéalement, la date d'observation sur le terrain ne devrait pas être trop éloignée de celle de la prise de vue. A ces réalités-terrain, on peut ajouter les connaissances des experts sur le phénomène. Richards & Jia (1999) suggèrent de choisir un nombre de pixels par classe au moins 30 fois le nombre total de bandes utilisées. Lors de cette étude, les parcelles ont été sélectionnées en utilisant la méthode de sélection par bloc (Rakotoniaina, 2009).

Après l'application de l'algorithme de classification, on évalue la pertinence de l'image classifiée à l'aide d'une matrice de confusion en reportant les pixels issus d'un ensemble de parcelles dont la nature est connue (appelées parcelles de validation) par rapport aux classes dans lesquelles ils ont été effectivement affectés par le classificateur (Caloz & Collet, 2001). Pour constituer les parcelles de validation, on va identifier un deuxième jeu de parcelles assez homogènes sur l'image pour représenter les différentes classes d'objets. On peut alors y lire les taux de pixels biens classés et mal classés pour chaque classe et obtenir les erreurs d'omission et de commission (Congalton, 1988). L'erreur d'omission d'une classe indique le pourcentage de pixels dont la classe d'origine est connue mais qui ont quand même été mis dans une autre classe par le classificateur. L'erreur de commission, indique quant à elle le taux de pixels affectés à une classe alors qu'ils proviennent en réalité de classes différentes.

Détection des changements

La détection des changements est le processus qui permet d'identifier l'évolution temporelle de l'état d'une surface en effectuant des observations à plusieurs dates (Jensen, 2004). De nombreuses méthodes ont été développées pour la détection des changements de l'occupation des terres. Pour ce travail, la méthode de comparaison post-classificatoire a été choisie (Mas, 2000). La méthode repose sur l'analyse statistique des superficies occupées pour chaque classe d'occupation du sol entre les deux époques. Cette méthode permet également de fournir rapidement et simplement une carte des changements d'occupation du sol ainsi que la carte d'évolution du POT.

CLASSES D'OCCUPATION DU SOL ET TYPES DE SOL

Le tableau IV montre les classes d'occupation de sol adoptées avec leurs POT respectifs et le nombre de pixels d'apprentissage et de contrôle pour chacune de ces classes. Pour le choix des zones d'entraînement des années 2001 et 2006, on s'est basé sur les zones d'entraînement de l'année 2010.

Tableau IV : Nombre de pixels d'apprentissage et de contrôle pour chaque classe d'occupation du sol

Année	2001		2006		2010	
	Nombre pixels des zones d'entraînement	Nombre pixels des zones test	POT			
Bas fourré (BF)	2 512	2 460	2 373	2 360	1	
Bas fourré dégradé (BFD)	1 063	1 229	1 061	1 199	3	
Haut fourré (HF)	2 188	3 585	3 463	2 302	1	
Savane (SV)	2 062	1 746	1 619	2 062	5	
Zone agricole (ZA)	3 384	9 684	5 083	3 384	4	

Etant donnée la résolution spatiale des images utilisée dans cette étude (30 m), les sols nus, dont le POT est égal à 2, et les zones de culture, de POT égal à 5, ont été mis dans une même classe « zone agricole » avec une valeur de POT fixée à 4, en tenant compte de la proportion des surfaces couvertes par chacun des usages des sols. Il en est de même pour la savane (POT égal à 5) et la pseudo steppe (POT égal à 4) qui ont été classées comme 'savane' avec une valeur de POT fixée à 5. On s'est basé sur les observations de terrain pour fixer ces valeurs.

On rencontre 4 types de sol dans la zone d'étude : les dalles calcaires, les sols ferrugineux, les sables beiges et les sables roux (Besairie, 1971 ; Koecklin & Guillaumet, 1974). Le tableau V représente le nombre de pixels de chacune des parcelles d'entraînement et de contrôle.

Tableau V : Nombre de pixels des parcelles d'entraînement et de contrôle par type de sol (2010)

Type de sol	Zone entraînement	Zone test
Dalle calcaire (DC)	13387	5611
Sol ferrugineux (SF)	4029	2827
Sable beige (SB)	8340	2541
Sable roux (SR)	2543	1772

BANDES UTILISEES POUR LA CLASSIFICATION

Les bandes spectrales utilisées pour le traitement des images avec un objectif de classification sont indiquées dans le tableau VI.

Tableau VI : Bandes spectrales utilisées pour chaque classification

Classification	Nombre de bandes	Année	Bandes spectrales
Occupation du sol	8	2001, 2006, 2010	Bleu, vert, rouge, proche IR, Moyen IR, IR thermique, Panchromatique, ACP1
Type du sol	8	2010	Bleu, vert, rouge, proche IR, Moyen IR, IR thermique, Panchromatique, et indice de fer ferrique.

On a ajouté le premier canal de l'ACP aux canaux originaux de l'image LANDSAT afin d'améliorer et de différencier les signatures spectrales des classes de « bas fourré » et de « bas fourré dégradé » pour la classification de l'occupation du sol.

Pour les types de sol, on utilise les bandes originales de l'image LANDSAT en ajoutant l'indice de fer pour mieux différencier la classe « sol ferrugineux » des autres types de sol.

Résultats

MATRICES DE CONFUSION

Tous les résultats de la classification sont évalués par deux matrices de confusion, correspondantes à l'occupation du sol (Tableau VII) et au type de sol (Tableau VIII).

Tableau VII : Matrice de confusion de la classification selon l'occupation du sol à Betioky Sud et Soalara en 2010

Classes	BF%	BFD%	HF%	SV%	ZA%	EO%	EC%
BF%	93,31	7,76	1,82	0	0,06	6,69	5.86
BFD%	3,72	91,74	0	0	0,5	8,26	8.71
HF%	0	0	93,01	0	0	6,99	0.00
SV%	0	0	0	100	1,09	0	1.76
ZA%	2,97	0,5	5,17	0	98,35	1,65	5.54
Total%	100	100	100	100	100		

Précision globale = $(10833/11307)=95.81\%$

Coefficient Kappa=0,9462

EO : Erreur d'omission, EC : Erreur de commission

BF : Bas fourré, BFD: Bas fourré dégradé

HF : Haut fourré

SV : Savane

ZA : Zone agricole

La matrice de confusion du tableau VII correspond à la classification faite sur l'image de 2010. La précision globale de cette classification, proche de 96%, indique une bonne classification de l'image. La classe « savane » a été bien classifiée (erreurs d'omission autour de 1 %), alors que les classes de fourrés sont relativement moins bien classifiées car il y a une certaine confusion entre elles (erreurs d'omission supérieures à 6%). Par ailleurs, on relève certaines lacunes dues à l'existence de confusion entre certaines catégories d'occupation du sol : entre les classes « Bas fourré dégradé » et « Bas fourré », d'une part, et entre les classes « Zone agricole » et « Haut fourré » d'autre part. Les réponses spectrales de ces classes sont en effet assez proches au moment de l'acquisition des images. Même si la dégradation n'est pas discernée clairement sur les images avec des pixels de 30 m, on distingue les états BF et BFD car le pourcentage de bien classé reste supérieur à 90%. Le tableau VIII présente la matrice de confusion obtenue après la classification des sols en pourcentage.

Tableau VIII : Matrice de confusion de la classification selon le type de sol à Betioky Sud et à Soalara en 2010

Classes	DC%	SR%	SF%	SB%	EO%	EC%
DC%	95,42	0	9,59	0	4,58	4,82
SR%	1,21	100	0	0	0	2,6
SF%	3,37	0	90,41	0	9,59	6,89
SB%	0	0	0	100	0	0
Total	100	100	100	100		

Précision globale = $(11226/11754)=94.8840\%$

Coefficient Kappa=0,9322

EO : Erreur d'omission, EC : Erreur de commission,

DC : Dalle calcaire,

SR : Sable roux,

SF : Sol ferrugineux,

SB : Sable beige.

Pour les types de sol, il est assez difficile de séparer le « sol ferrugineux » par sa signature spectrale malgré l'utilisation de l'indice de fer ferrique. Il reste toujours une certaine confusion entre cette classe et les classes « sable roux » et « dalle calcaire ». Ainsi, les erreurs les plus élevées (6,89% d'erreur de commission et 9,59% d'erreur d'omission) concernent le sol ferrugineux. Toutefois, le coefficient Kappa de 93% et la précision globale de 95% sont satisfaisants. La classe « sol ferrugineux » sera maintenue car le pourcentage de bien classé est de 90%.

CARTES D'OCCUPATION DU SOL

Les cartes P1a, P1b, P1c montrent la répartition des différents types d'occupation des sols pour les années 2001, 2006 et 2010 respectivement. Les cartes Q1 et Q2 montrent les changements d'occupation des sols pour les périodes 2001-2006 et 2006-2010 respectivement et les cartes R1 et R2 représentent l'évolution du POT pour les deux périodes.

En 2001, les superficies occupées par les hauts fourrés et bas fourrés (POT égal à 1) sont de 221 988 ha (soit 49% de la superficie totale), la zone agricole (POT égal à 4) a occupé une superficie de 194 672 ha (43%), la classe bas fourré dégradé (POT égal à 3) a occupé une superficie de 17 080 ha (4%), tandis que la savane (POT égal à 5) occupe une superficie d'environ 19187 ha (4%) . En 2001, la superficie de la classe des fourrés couvre la moitié de la zone alors que le pourcentage de la classe « fourré dégradé » ne dépasse pas 4% (Carte P1a).

La carte d'occupation du sol en 2006 (Carte P1b) indique une superficie de 19 0381ha (soit 42% de la superficie totale) pour les classes « haut fourré » et « bas fourré ». Les zones agricoles occupent 213 652 ha (soit 47% de la superficie totale), la classe « bas fourré dégradé » occupe 16 835 ha (4% de la superficie totale) et la savane 32658 ha (7%). En 2006, la superficie des fourrés a diminué tandis que celle des zones

agricoles a augmenté. Il en est de même pour la classe « savane ». Par contre, le pourcentage de fourré dégradé reste stable dans la zone d'étude.

La carte d'occupation du sol en 2010 (Carte P1c) indique que les « haut fourré » et « bas fourré » représentent 39% de la superficie totale (177873 ha). Les zones agricoles occupent 224 419 ha (49% de la superficie totale). La classe « bas fourré dégradé » occupe 17.034 ha (4%) tandis que la savane couvre 34.196 ha (8%). La superficie des fourrés continue de diminuer et les zones agricoles continuent d'augmenter jusqu'à couvrir la moitié de la zone d'étude en 2010.

CARTE DE CHANGEMENT DE L'OCCUPATION DU SOL SELON LE TYPE DU SOL

La comparaison entre les cartes des figures 2 et 3 avec le croisement du couche du type du sol permet d'établir une carte de changement de l'occupation du sol entre 2001 et 2006 (Carte Q1). Dans cette figure, la classe fourré représente le haut fourré, le bas fourré et le bas fourré dégradé.

Au cours de cette période, on observe plusieurs changements d'occupation de sol : le changement de fourré à zone agricole se trouve en général sur la partie sable beige, sable roux de Soalara et sol ferrugineux de Betioky Sud. Les changements de fourré à savane et de savane à zone agricole ne se trouvent que sur la partie sol ferrugineux du côté de Betioky. Sur la partie dalle calcaire, il y a peu de changement au niveau de l'occupation du sol surtout du côté de Soalara. En effet, 13 % de la superficie couverte en fourrés en 2001 a subi un changement ; 6% a été changé en savane et 7% en zone agricole. 7% de la superficie de la savane en 2001 est devenue zone agricole en 2006.

La carte Q2 montre la carte des changements observés entre 2006 et 2010. Durant cette dernière période, on observe des changements de zones de fourrés (haut fourré, bas fourré et bas fourré dégradé) en zones agricoles sur la partie de sable roux et sur dalle calcaire du côté de Soalara et sur sol ferrugineux à Betioky Sud. Les changements des zones de fourrés en savanes et des surfaces occupées initialement par la savane en zone agricole s'observent sur le sol ferrugineux. Dans ce cas, 2% de la superficie en fourrés en 2006 est devenue savane en 2010 et 4% est devenue zone agricole. Pour la savane, 8% de sa superficie de 2006 est devenue zone agricole en 2010.

CARTE D'EVOLUTION DU POT

Puisqu'à l'occupation du sol est associé un POT, la carte R1 montre l'évolution du POT entre 2001 et 2006 en lien direct avec la dynamique de l'occupation du sol, et la carte R2 entre 2006 et 2010.

Dans cette période, 3,7% de la surface totale passe d'une situation très défavorable et favorable à une situation très favorable. Ce type de changement se focalise au nord-est d'Andranotohoka et au sud-ouest d'Antsirafaly, du côté de Soalara. Sur la partie de Betioky Sud, il se trouve au nord-ouest d'Ambinjo, aux environs d'Ankazomateila, et au sud-ouest d'Ankazomateila.

3,2% de la surface totale passe d'une situation très défavorable à une situation optimale. Ce type de changement est observé à Betioky Sud notamment aux environs des stations acridiennes d'Antoby, de Besatra et de Besakoa et à l'ouest d'Ankazomateila, 0,3% de la surface totale passe d'une situation optimale à une situation très favorable. Cette situation se trouve aux environs d'Ambinjo. En effet, les zones à situation optimale et très favorable augmentent respectivement 3% et 4% de la surface totale. Les zones à situation très défavorable et favorable diminuent de 7%.

Dans cette période, 2% de la surface totale passe de situation très défavorable et favorable à une situation très favorable. Cette situation se concentre aux environs de la limite des communes qui sépare Soalara à Betioky Sud. 1% de la surface totale passe d'une situation très défavorable à une situation optimale. Ce type de changement se situe entre Ankazomateila et Besakoa ainsi qu'aux environs d'Ambinjy. 0,3% de la surface totale passe d'une situation optimale à une situation très favorable. Cette situation se trouve à l'ouest d'Ankazomateila et aux environs d'Antoby, d'Ankilarivo et de Besatra. En effet, les zones à situation optimale et à situation très favorable augmentent respectivement 1% et 2% de la surface totale contre la diminution de 3% des zones à situation très défavorable et favorable.

Discussion

À l'Ouest de Soalara, la zone agricole se regroupe sur la partie occupée par du sable beige. La dalle calcaire, tout comme le sable roux, est occupée par du bas fourré et du bas fourré dégradé. Mais sur le sable roux, on observe un changement de l'occupation du sol du fait de la fabrication de charbon de bois. L'occupation du sol à POT très favorable comme la zone agricole se généralise sur ce type de sol.

Pour la zone de Betioky Sud, on constate que la majeure partie de la savane et des zones agricoles se trouvent sur le sol ferrugineux. Le haut fourré s'observe à la fois sur dalle calcaire et sur sol ferrugineux. À Betioky Sud, le changement de l'occupation du sol se concentre plutôt là où le sol est ferrugineux. C'est dans cette partie que les habitants exercent leurs activités économiques comme la culture, l'élevage, ou la fabrication du charbon de bois, à proximité des zones d'habitation. Dans ce cas, la forêt est plus exploitée et le POT devient ainsi de plus en plus favorable au développement du criquet.

Conclusions et perspectives

On observe durant la période 2001-2006 de plus grands changements au niveau de l'occupation du sol que durant la période 2006-2010. Les zones agricoles s'étendent au dépend d'abord des fourrés, puis de la savane. Les superficies occupées par les biotopes à POT défavorable au développement des criquets ($1 \leq \text{POT} \leq 3$), comme les fourrés et les fourrés dégradés, diminuent en faveur des surfaces occupées par les savanes et l'agriculture. Ces deux dernières occupations du sol sont plutôt favorables au développement du criquet ($4 \leq \text{POT} \leq 5$) notamment sur le sable beige et sur le sable roux de Soalara et sur le sol ferrugineux de Betioky Sud, type du sol où se situent les stations acridiennes du CNA actuelles. Sur le pas de temps de 10 ans étudié, on peut dire que les changements de l'occupation du sol sont en général favorables au développement du criquet migrateur.

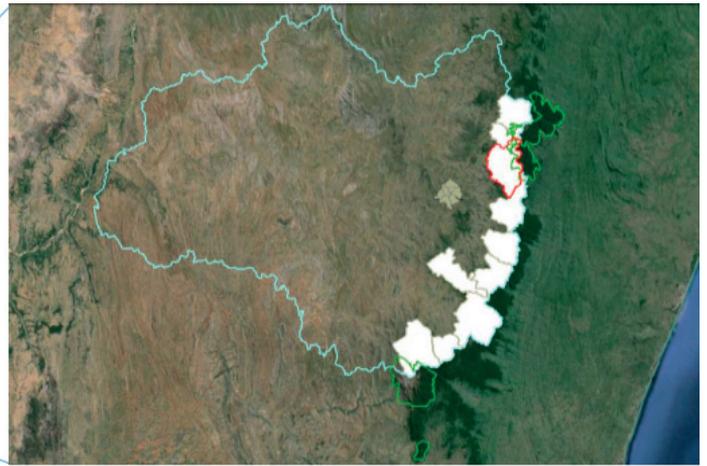
Nous avons utilisé dans notre zone d'étude des images LANDSAT 7 ETM+ de 30 m de résolution, qui nous permettent d'observer certains des changements de l'occupation du sol sans tenir compte des données climatiques. Afin d'améliorer les résultats obtenus, on peut adopter une échelle d'analyse plus fine en utilisant des images à très haute résolution (pixel à 2,50 m ou moins). Pour obtenir les données météorologiques, les nouvelles images LANDSAT 8 ou les images MODIS peuvent être utilisées pour obtenir des estimations plus fines de la température et des précipitations.

Références bibliographiques

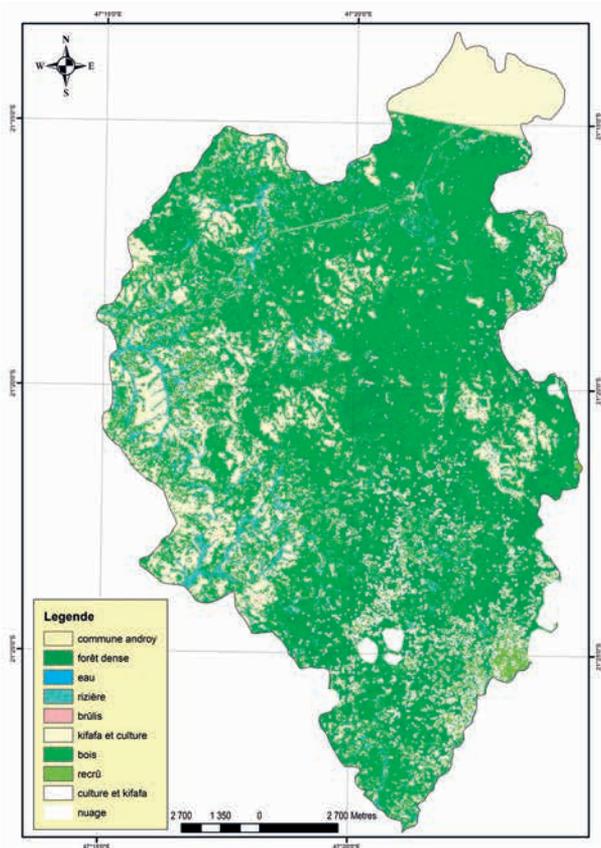
- Bernstein L. S., Adler-Golden S. M., Sundberg R. L., 2005: Validation of the Quick Atmospheric Correction (QUAC) algorithm for VNIR-SWIR multi- and hyperspectral imagery. SPIE Proceedings, Algorithms and Technologies for Multispectral, Hyperspectral, and Ultraspectral Imagery XI, vol. 5806, p. 668-678.
- Besairie H., 1971 : Mission de prélèvement des anortbosites du sud-ouest de Madagascar. Madagascar Revue de Géographie, N°20-23, 172 p.
- Caloz R., Collet C., 2001 : *Traitements numériques d'images de télédétection*. Sainte-Foy : Presses de l'Université du Québec et Agence universitaire de la Francophonie (Précis de Télédétection vol.3), 386 p.
- Congalton R.G., 1988: "A comparison of sampling schemes used in generating error matrices for assessing the accuracy of map generated for remotely sensed data". Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, 54 (3), p. 593-600.
- Cortes C., Vapnik V., 1995: *Support Vector network*. Boston: Kluwer Academic Publishers (Machine learning vol.20), 25 p.
- Franc A., Andriamaroahina T.R., Duranton J.F., Lecoq M., Legros Y., Luong-Skovmand M.H., Rabesisoa L.F., Randriamfidimanana H., Solofonaina H., 2004 : *La lutte préventive antiacridienne à Madagascar*. Contribution du CIRAD 2001-2003. Rapport final. FSP France, convention 1998-017. PCLA-Prifas N°66. CNA, Tuléar, Madagascar/ CIRAD, Montpellier, 140 p.
- Jensen J.R., 2004: Introductory digital image processing a remote sensing perspective. 3è édition, Prentice Hall, Upper Saddle River (N.J.), 316 p.
- Koecklin J., Guillaumet L., 1974: Travaux géologiques sur la partie sud-ouest de Madagascar. Annales de Géographie, Bulletin de la société géographique, vol 96, 122 p.
- Launois M., 1974: Influence du facteur pluviométrique sur l'évolution saisonnière du criquet migrateur *Locusta migratoria capito* (Saussure, 1884) en phase solitaire et sur sa grégarisation à Madagascar. Thèse 3ème cycle, Univ. Paris, Fac Sciences Orsay, 159 p.
- Lecoq M., 1975: Les déplacements par vol du Criquet migrateur malgache en phase solitaire : leur importance sur la dynamique des populations et la grégarisation. Ministère de la Coopération : Paris, 272 p.
- Madeira-Netto S., 1993 : Etude quantitative des relations constituantes minéralogiques-reflectance diffuse latosol brésilien. Application à l'utilisation pédologique des données satellitaires TM (région de Brasilia). Paris : Orstom (coll. Etudes et Thèses), 236 p.
- Mas J.F., 2000. Une revue des méthodes et des techniques de télédétection du changement. Journal canadien de télédétection, vol. 26, no 4, 349-362.
- Rakotoniaina S., 2009 : Amélioration de la qualité de la classification d'images en télédétection. HDR, faculté des sciences, Université d'Antananarivo, 91 p.
- Richards J.A., Jia X., 1999: *Remote Sensing Digital Image Analysis: an introduction*. Berlin Springer-Verlag: Technology & Engineering, 363 p.
- Shulten G.G.M., Dobson H., Lecoq M., de Miranda E.E, Peveling R., 1999: Mission de formulation d'un programme de lutte antiacridienne à court, moyen et long termes à Madagascar. Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, Rome, 119 p.



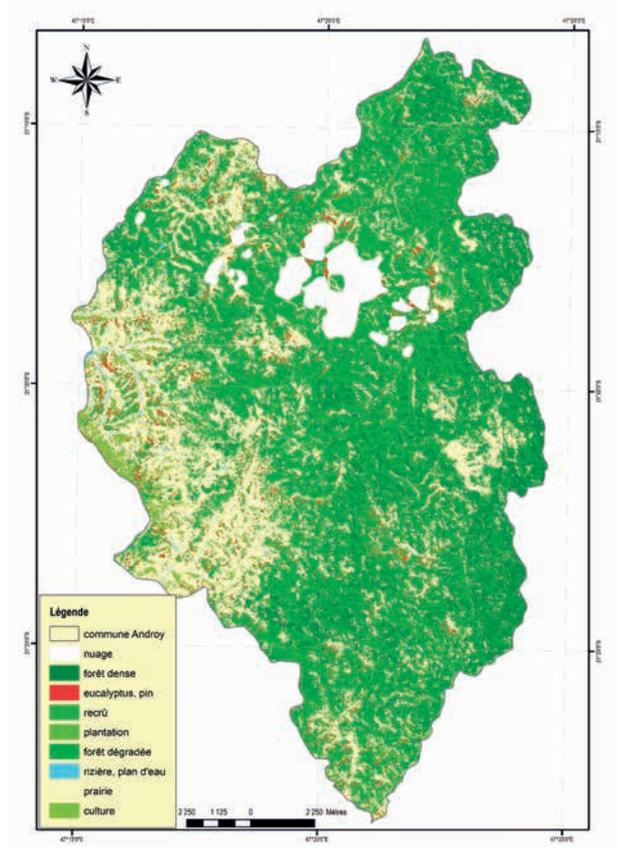
Carte A1 : La région Haute Matsiatra



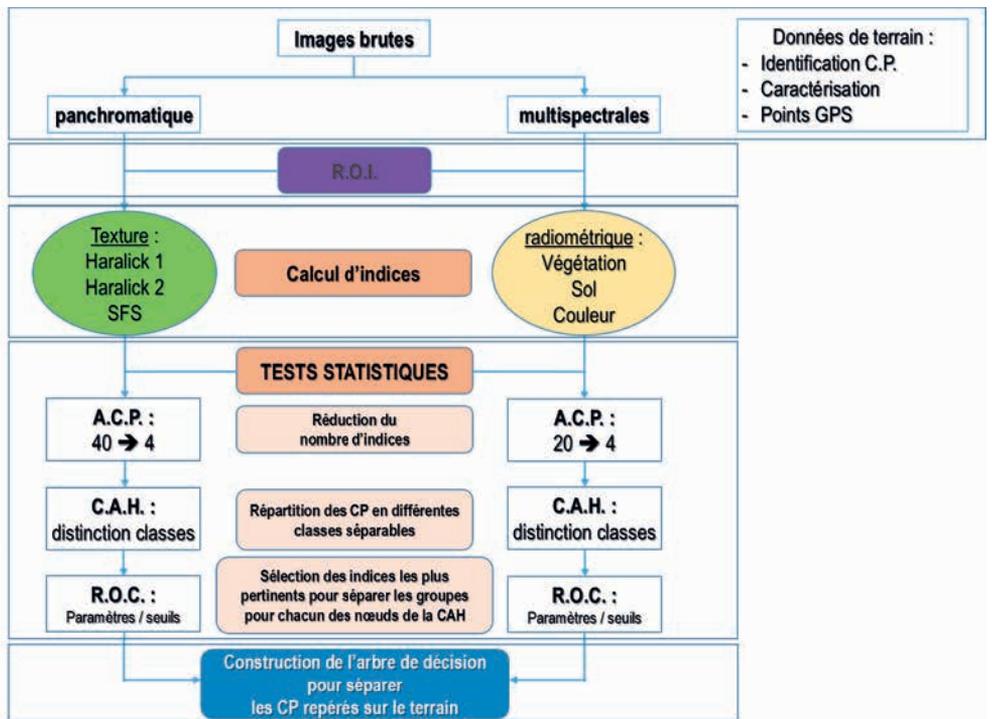
Carte A2 : Les 10 communes forestières de la Haute Matsiatra



Carte A3 : Carte d'occupation du sol de la commune d'Androy (1989)

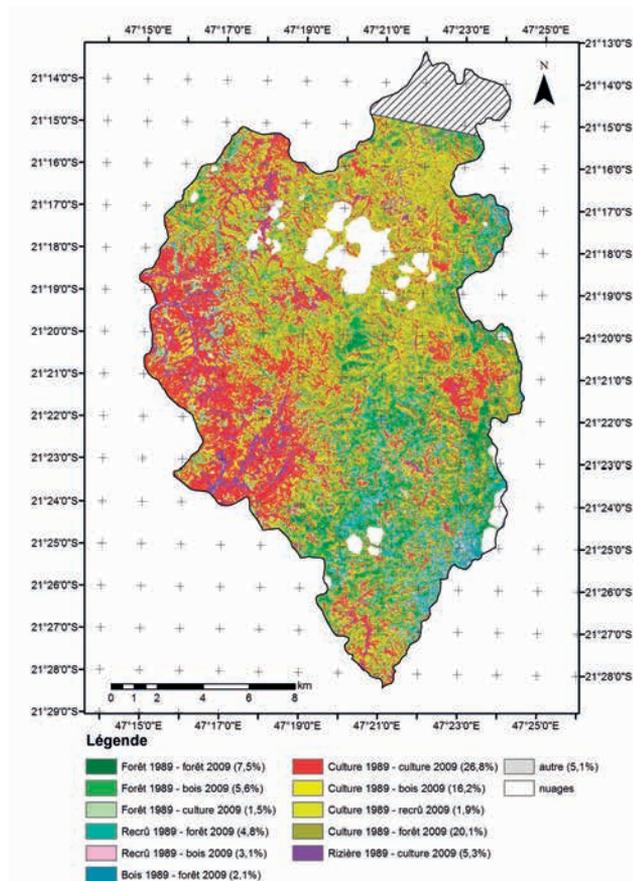


Carte A4 : Carte d'occupation du sol de la commune d'Androy (2009)



CP : composants paysagers
GPS : global positioning system
ROI : region of interest
SFS : structural feature shape
ACP : analyse en composantes principales
CAH : classification ascendante hiérarchique
ROC : receiving operating characteristics

Figure B1 : Méthode de prétraitement pour la classification



Carte B2 : Détection de changement entre 1989 et 2009

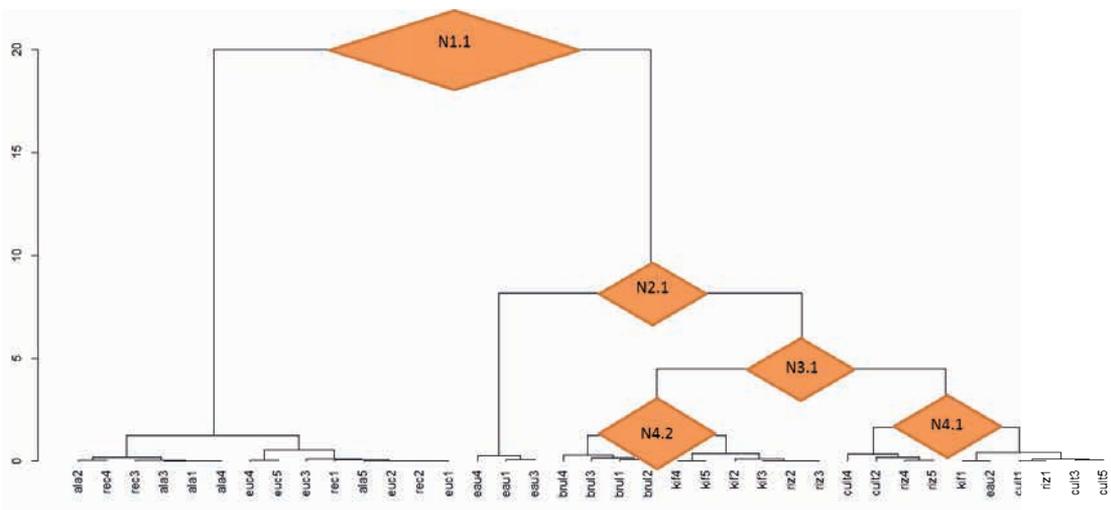


Figure C1 : Dendrogramme issu de CAH à partir d'indices radiométriques - Androy 1989

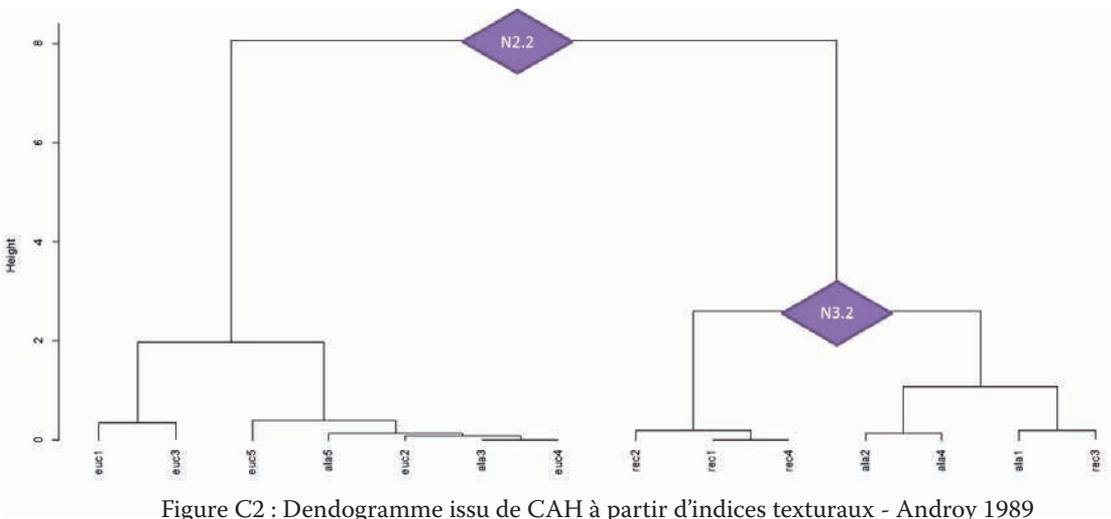


Figure C2 : Dendrogramme issu de CAH à partir d'indices texturaux - Androy 1989

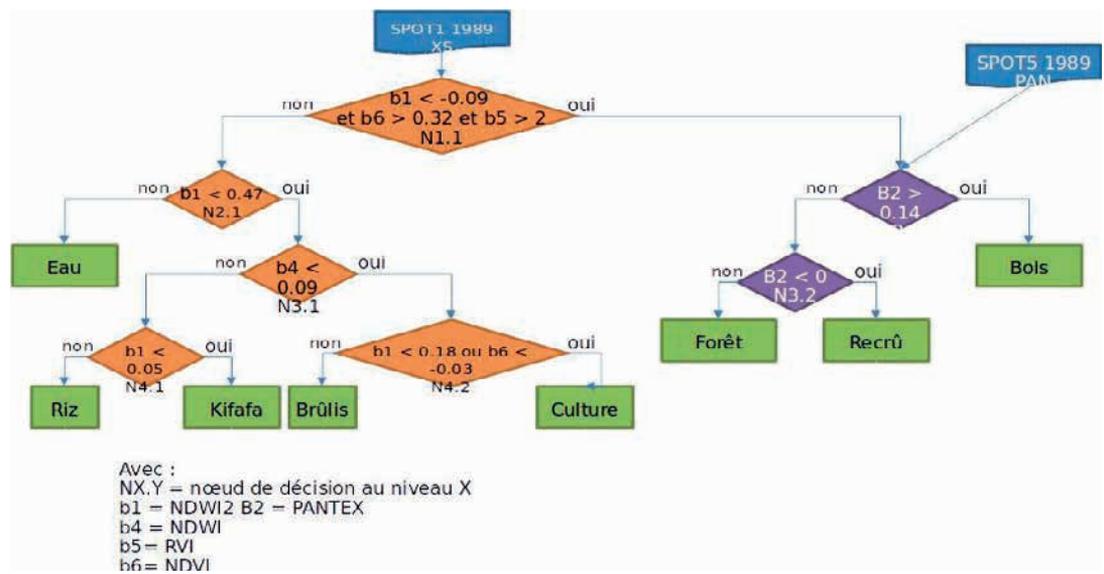


Figure C3 : Arbre de décision pour la classification Androy 1989

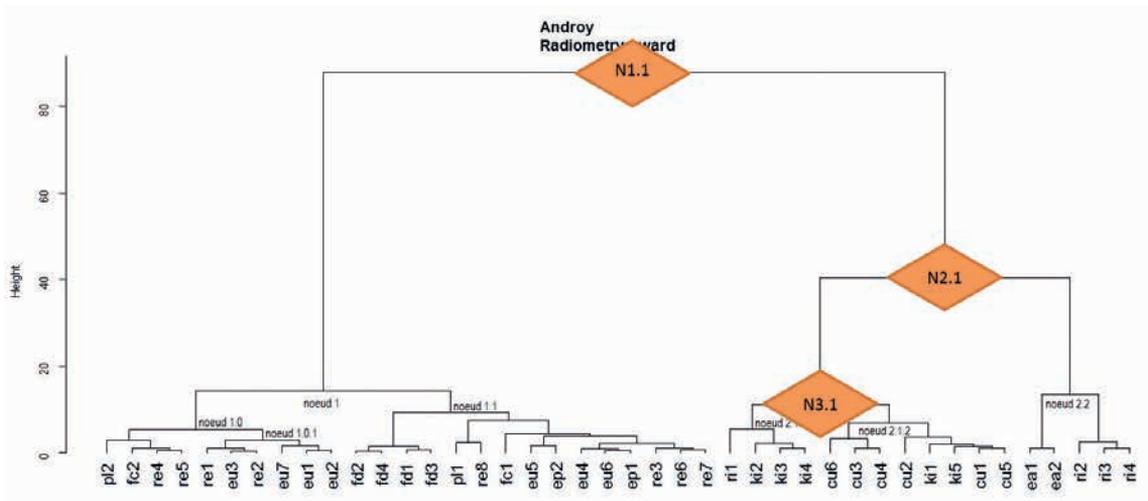


Figure D1 : Dendrogramme issu de CAH à partir des indices radiométriques - Androy 2009

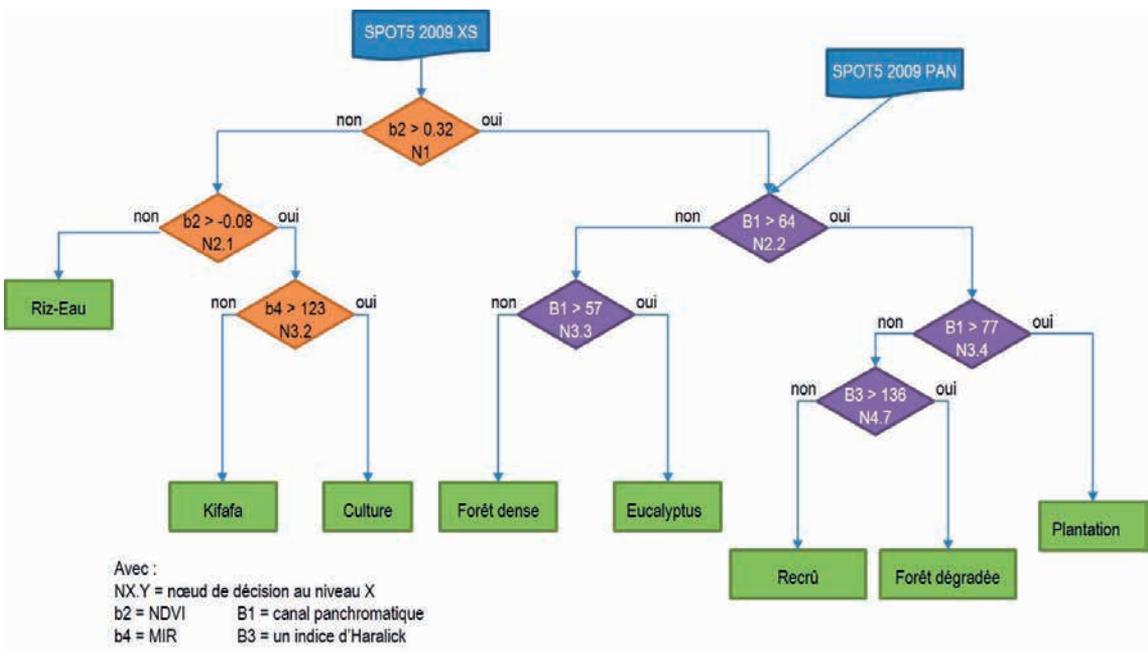


Figure D3 : Arbre de décision pour la classification - Androy 2009

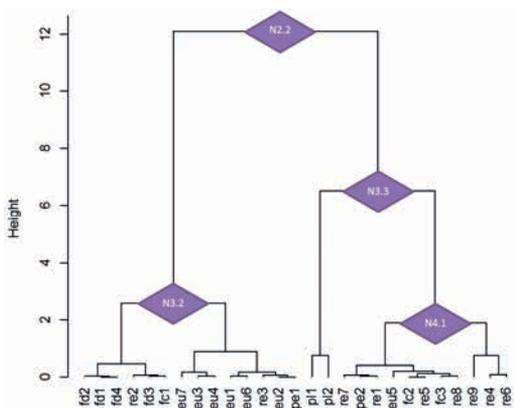


Figure D2 : Dendrogramme issu de CAH à partir d'indices texturaux - Androy 2009

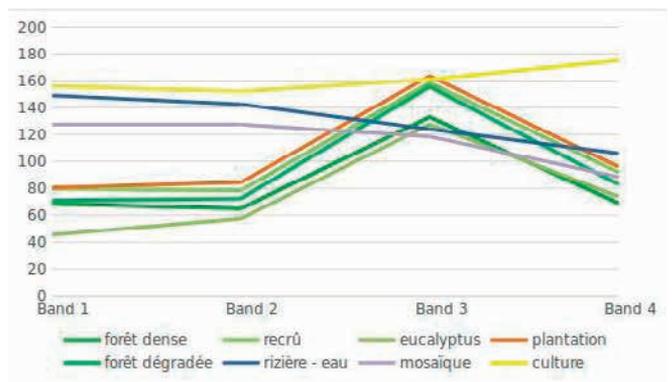
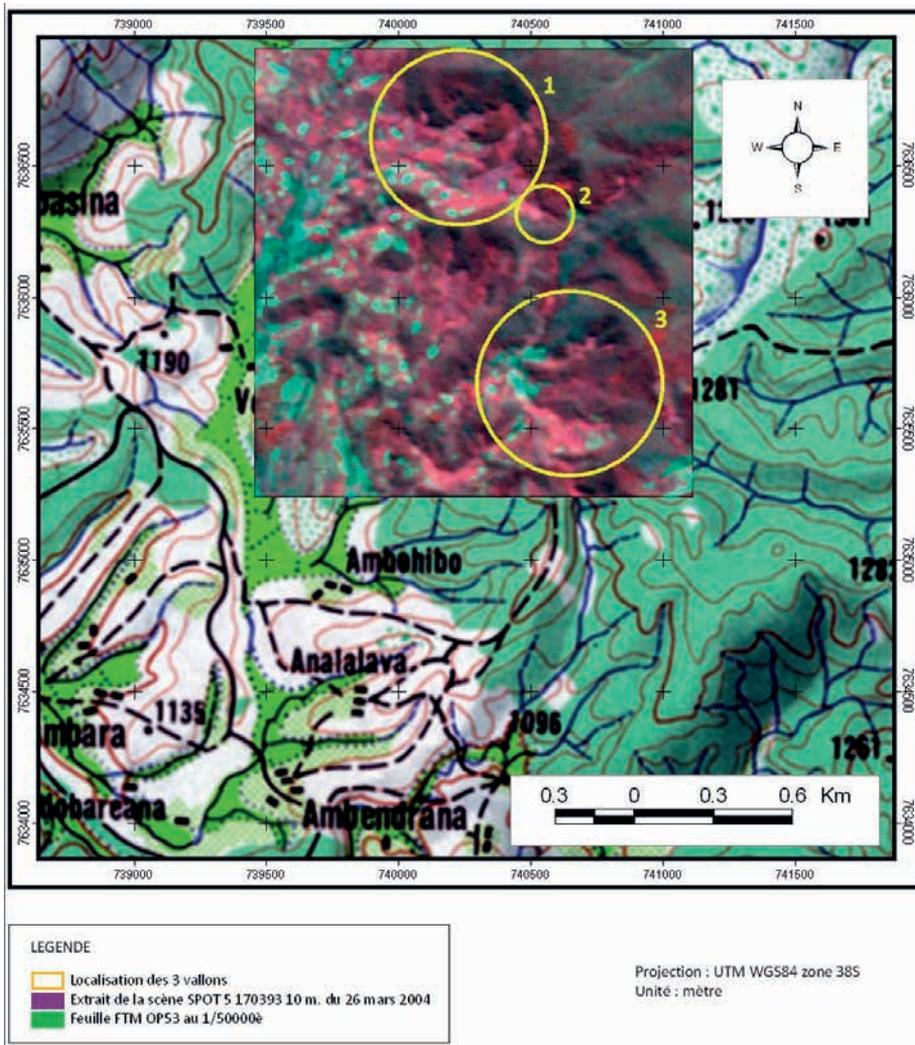


Figure D4 : Signatures spectrales des 8 classes d'occupation du sol



Carte E1 : Localisation des 3 bassins versants dans le terroir d'Ambendrana



Photo E2 : Parcelle de versant sous le chemin marquant la limite de COBA

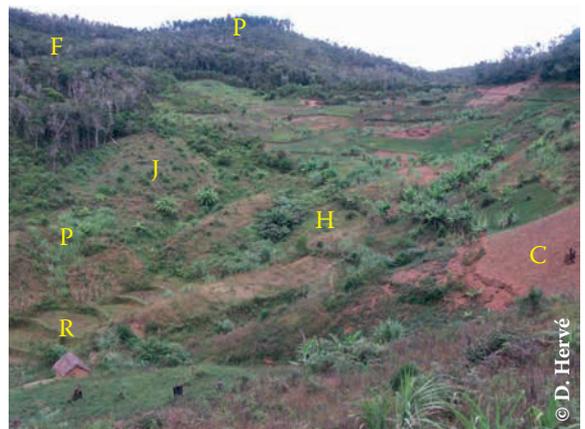
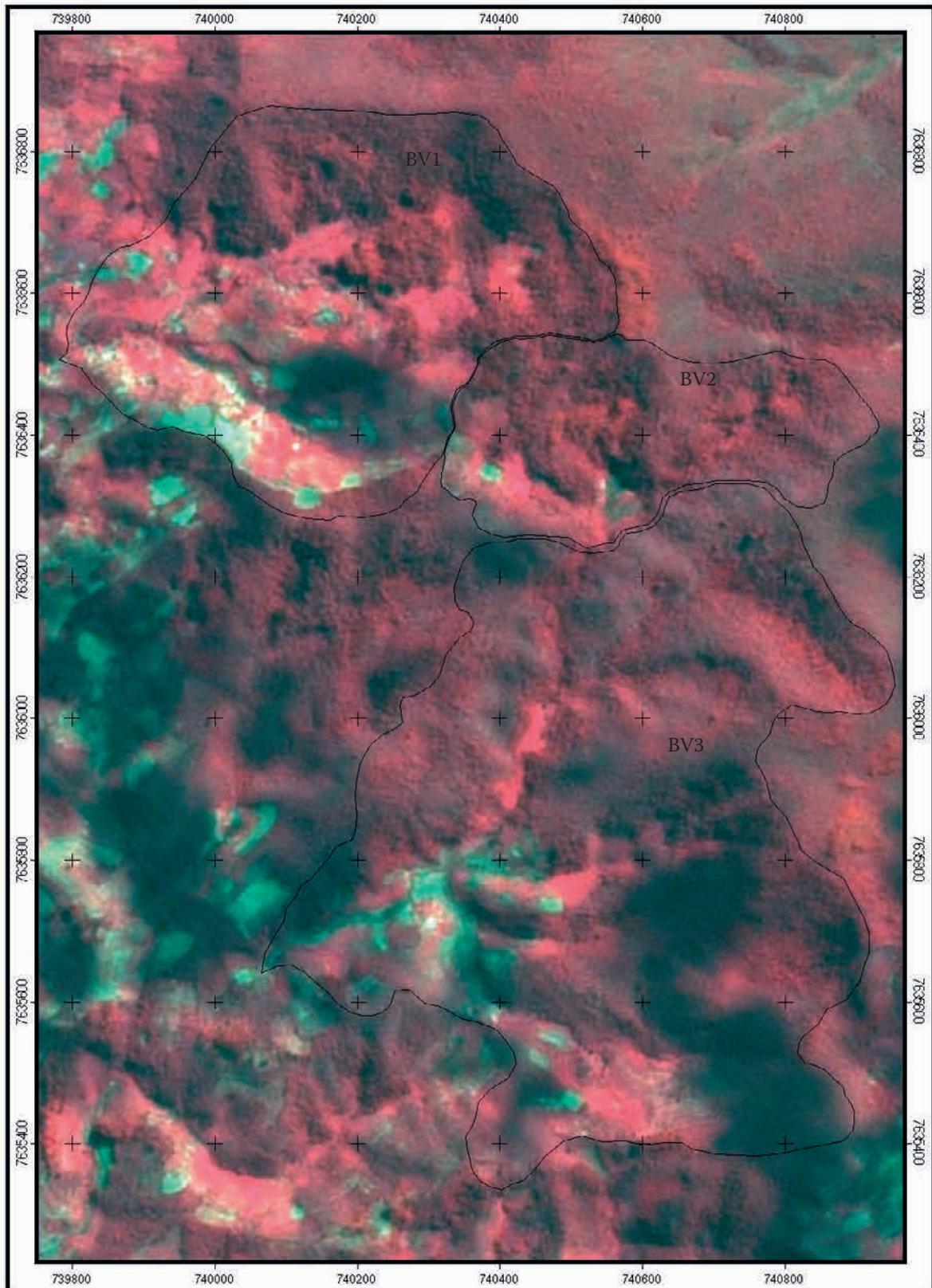


Photo E3 : Mosaïque paysagère à 6 états d'occupation du sol



Carte F1 : Limites des 3 bassins versants sur fond SPOT 2008

1985	1986	87-95	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
F	R		R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R
F	F		F	F	R	R	R	R	R	R	R	R	R
F	F		F	F	F	R	R	R	R	R	R	R	R
F	F		F	F	F	F	C	C	J	J	J	C	C
F	F		F	F	F	F	F	C	C	C	C	P	P
F	F		F	F	F	C	C	C	C	C	C	J	C
F	F		F	F	F	C	C	C	C	P	P	P	P
F	F		F	F	C	C	C	J	J	C	C	C	C
F	F		F	F	F	F	C	C	J	J	J	J	J
F	F		F	F	F	F	C	C	C	J	J	J	J
F	F		F	C	C	C	C	J	J	C	C	C	J
F	F		F	F	F	F	C	C	C	C	C	J	C
F	F		F	F	F	F	C	C	C	C	C	C	C
F	C		P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
F	F		J	J	C	C	H	H	H	H	H	C	H
F	F			J	J	J	J	J	J	J	J	J	J
F	F		C	C	J	J	J	J	J	J	J	J	J
F	F		C	C	H	H	H	H	H	H	H	C	H
F	F		F	F	F	C	C	J	J	J	J	J	J
F	F		F	F	F	C	C	C	C	C	C	C	C

Une ligne représente une parcelle, une colonne une année ; au croisement l'état annuel de la parcelle parmi 6 états.

F : Forêt (vert), C : Culture annuelle (blanc), J : Jachère (jachère intercalaire en bleu ciel et jachère finale en bleu marine), H : Herbe (orangé), P : Plantation (culture pérenne et boisement en jaune), R : Rizière (mauve).

Figure G1 : Extrait de l'histoire culturelle depuis 1985 des parcelles inventoriées en 2006



Photo G2 : Versant défriché au Nord-Est du bassin versant 1



Photo G3 : Versant à peine défriché au Sud-Ouest du bassin versant 1

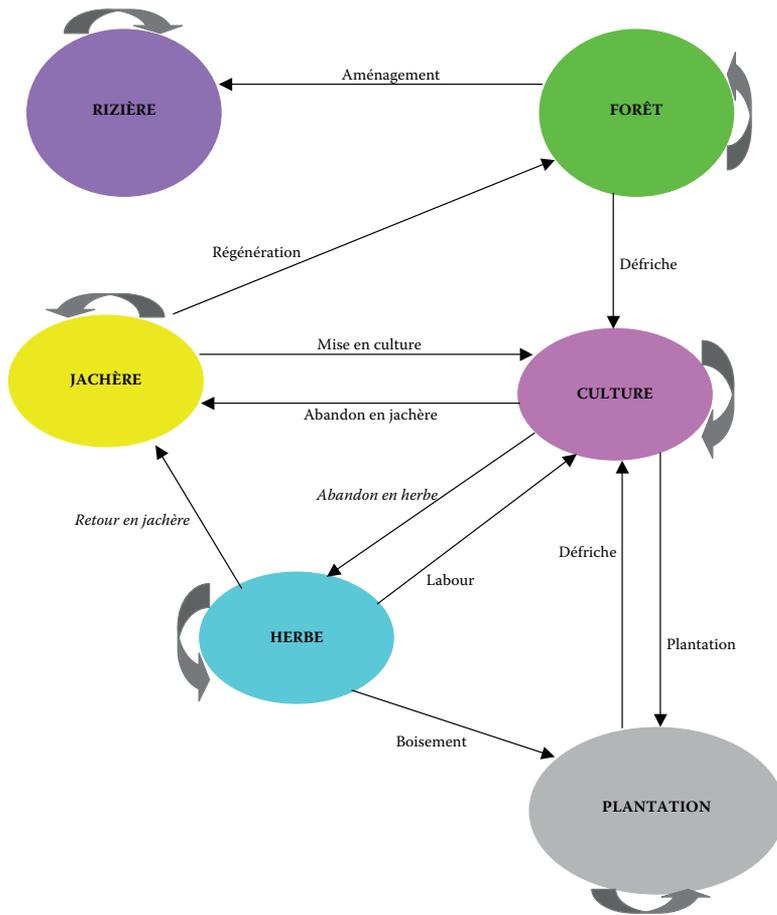


Figure H1 : Schéma de transition entre 6 états d'occupation du sol (forêt ombrophile)



Photo H2 : Jachère herbacée (*Kilanjy*)



Photo H3 : Défriche récente dans une forêt longtemps préservée (bassin versant 3)

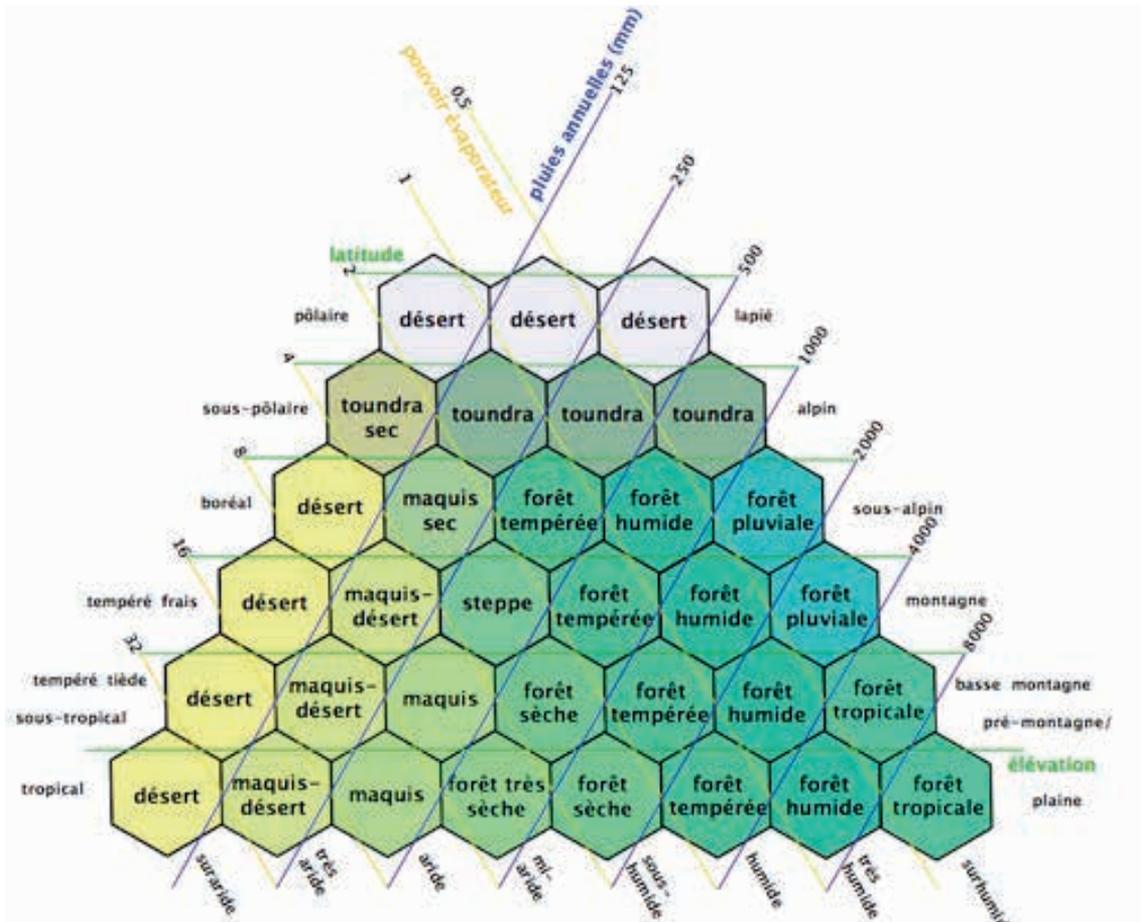


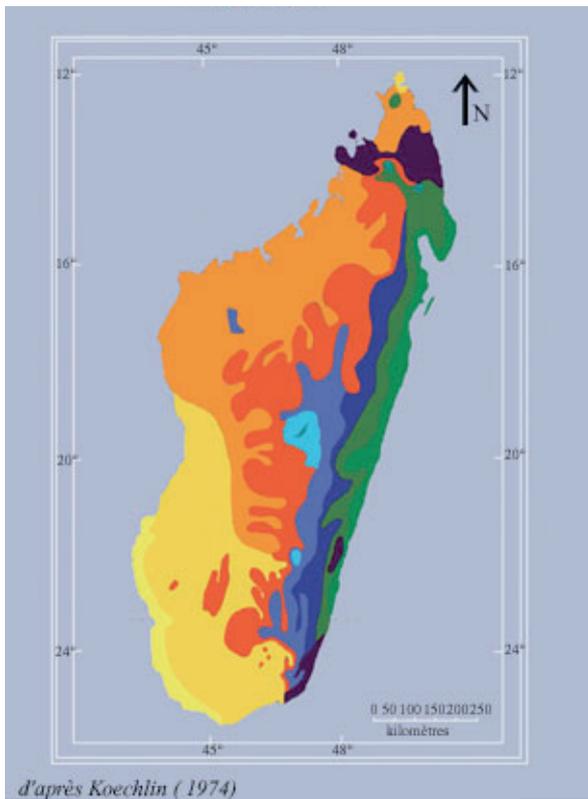
Figure I1 : Zones de vie de Holdridge



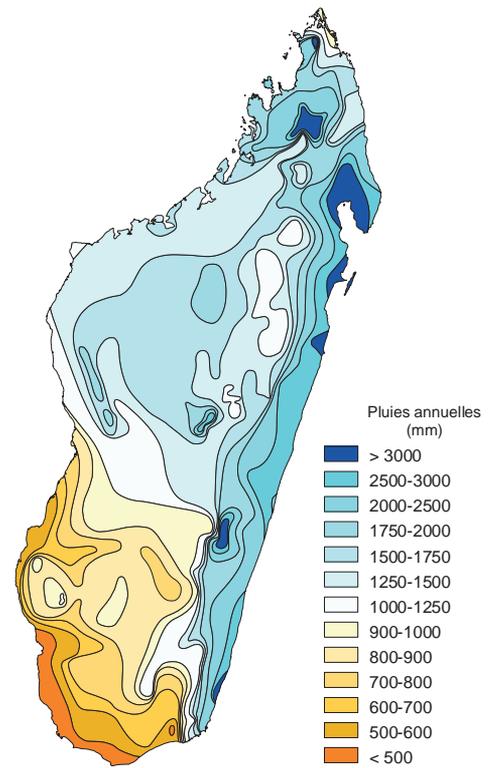
Photo I2 : Forêt sèche vue de dedans



Photo I3 : Forêt sèche vue de la canopée



Carte J1 : Zones climatiques d'après Koechlin (1974)



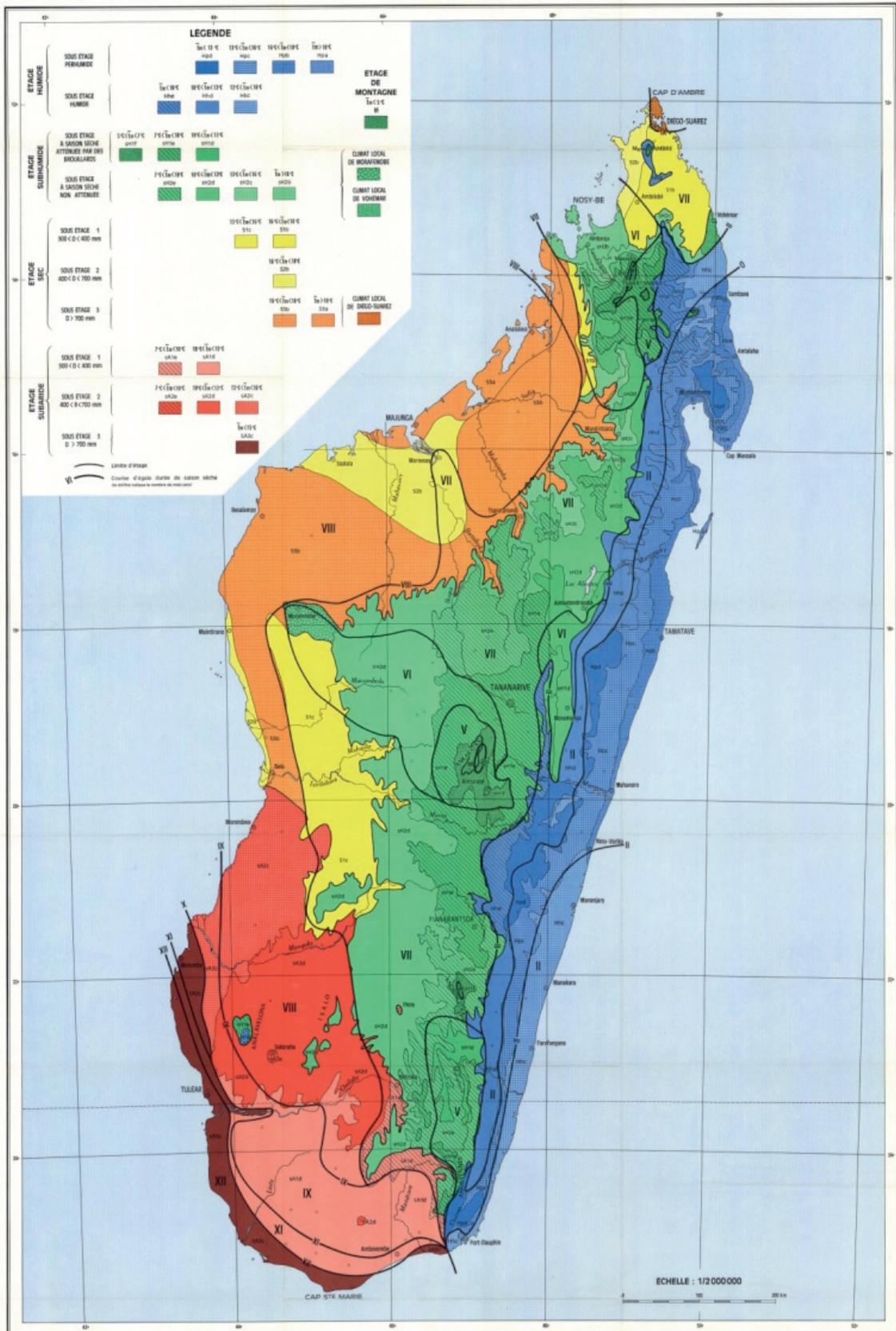
Carte J2 : Isohyètes de Madagascar à 100 mm (Ferry & Robison, 1991)



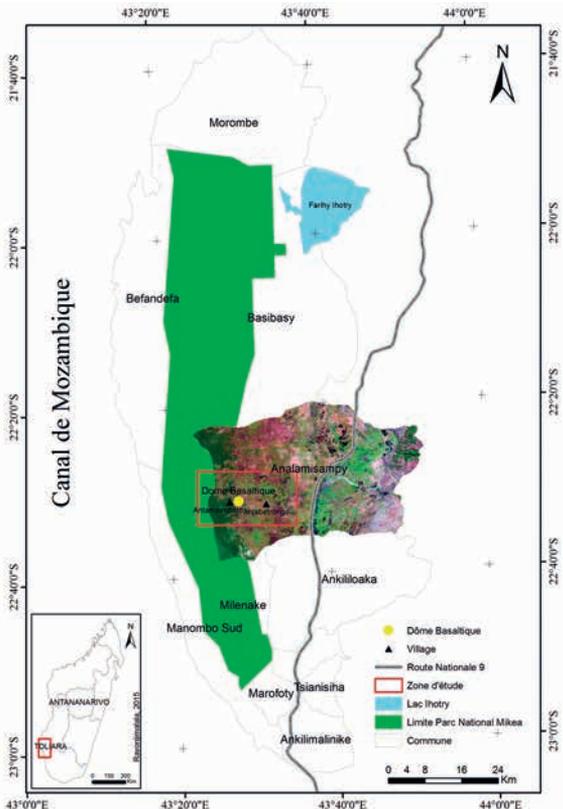
Photo J3 : Fourré xérophile



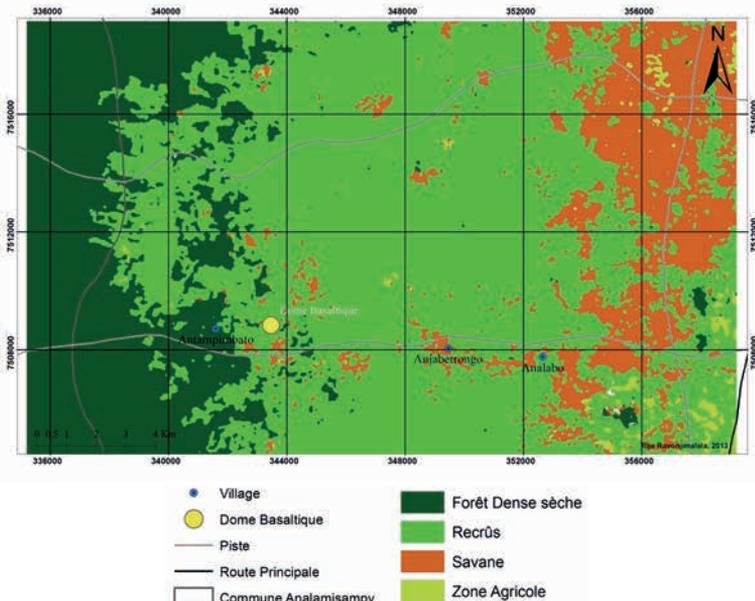
Photo J4 : Savane herbeuse



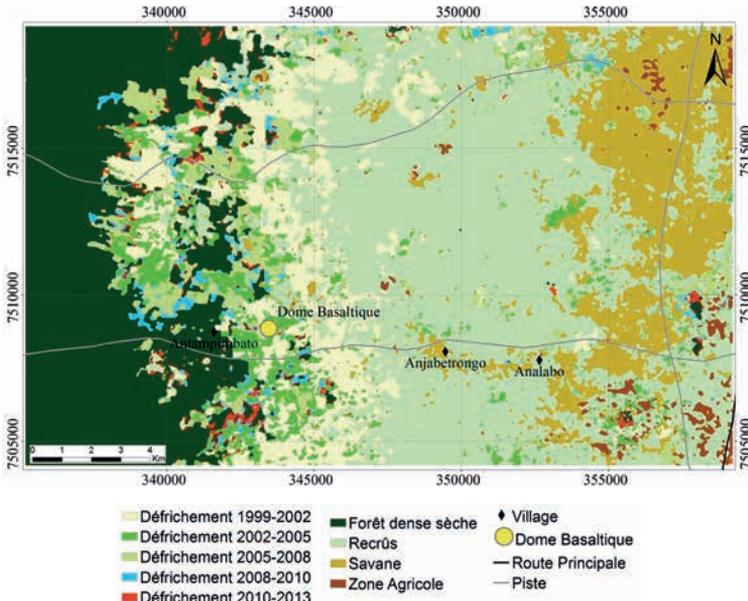
Carte J5 : Carte bioclimatique de Madagascar (Cornet, 1974)



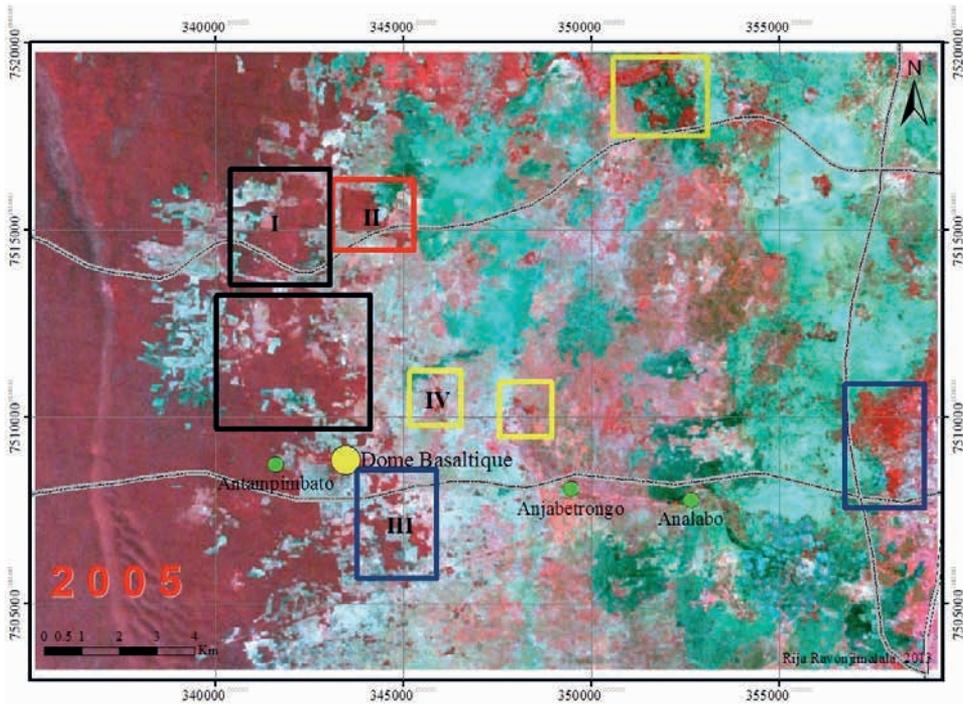
Carte K1 : Zone d'étude dans la commune d'Analamisampy



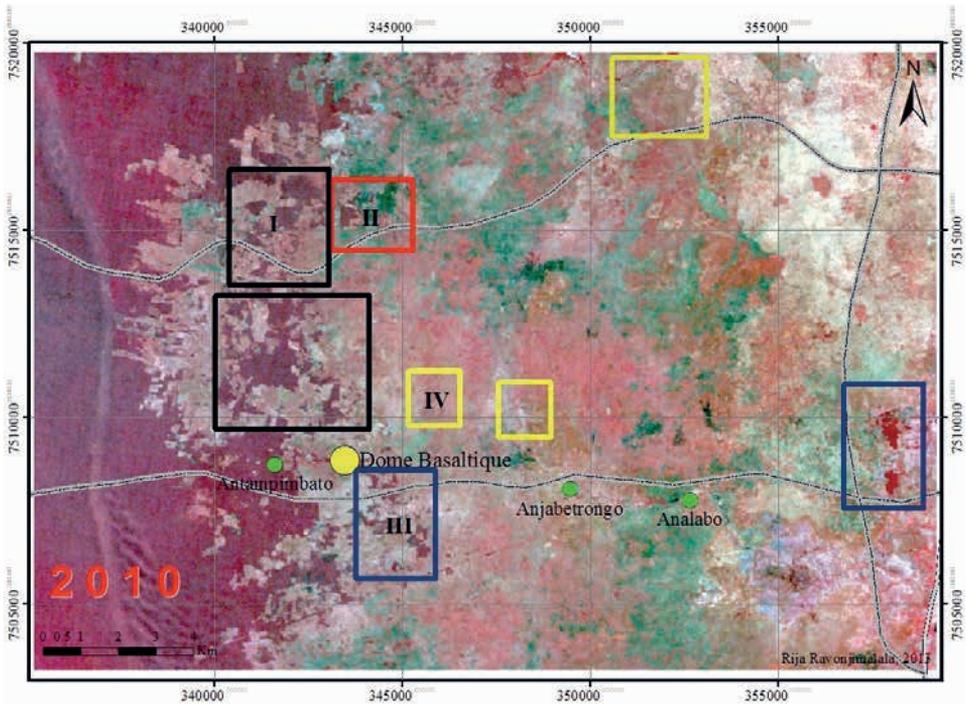
Carte K2 : Classification de l'occupation du sol (Landsat 2010) dans la zone d'étude



Carte K3 : Evolution de la déforestation entre 1999 et 2013 dans la zone d'étude



Carte L1 : Fragmentation forestière en 2005 dans la zone d'étude



Carte L2 : Fragmentation forestière en 2010 dans la zone d'étude



Photo M1 : Amas forestier en cours de régénération



Photo M2 : Reçrû forestier reconstituant une forêt sèche



Photo M3 : Fabrication de charbon non durable sur les fourrés xérophiiles

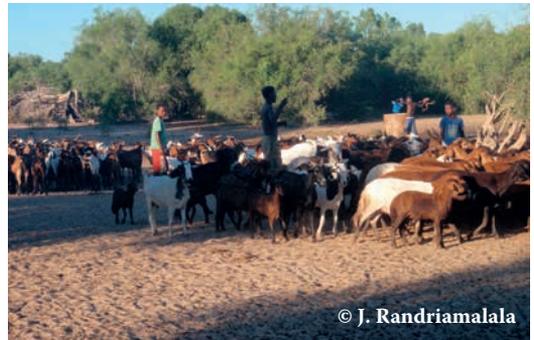


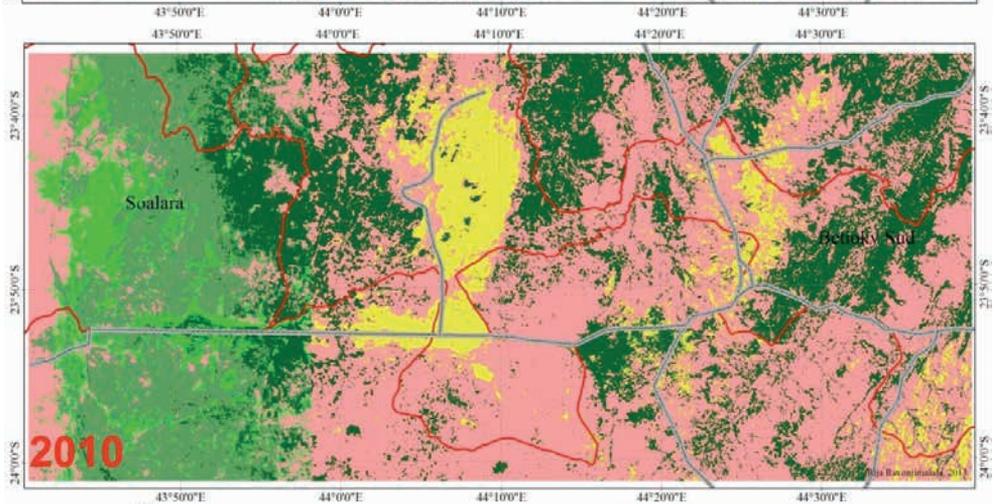
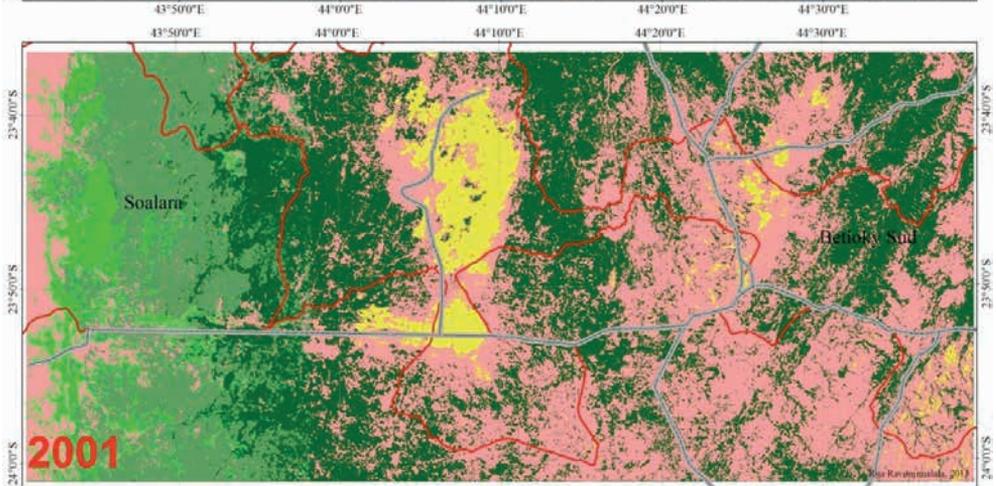
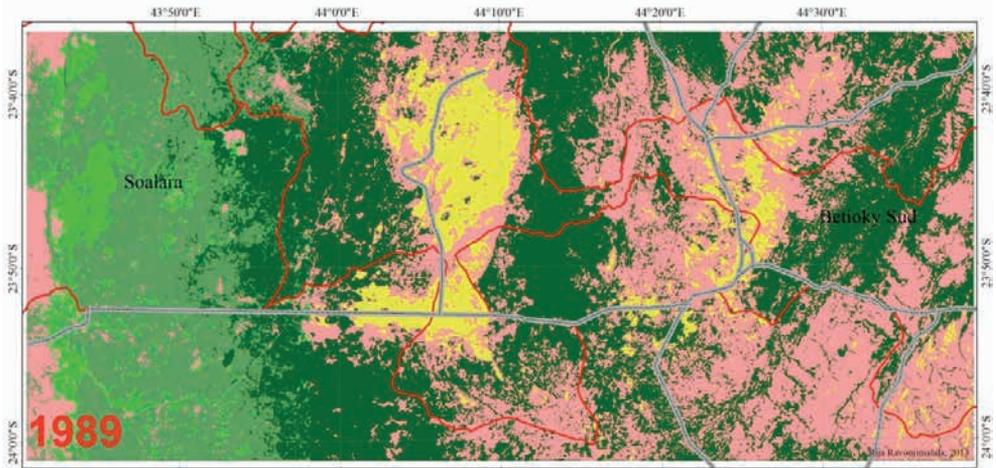
Photo M4 : Elevage caprin durable sur les fourrés xérophiiles



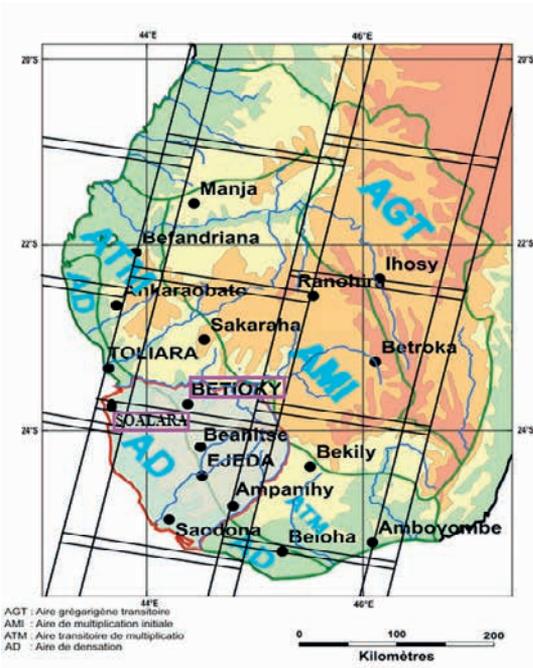
Photo M5 : Troupeau de zébus traversant une savane non brûlée (sud-est)



Photo M6 : Troupeau de zébus pâturent une savane après le passage du feu (sud-est)



Cartes N1a, N1b, N1c : Occupation du sol en 1989, 2001 et 2010



Carte O1 : Localisation du site d'étude dans le Sud de Madagascar



Photo O2 : Crickets marcheurs



Photo O3 : Crickets ailés



Photo O4 : Nuage de crickets

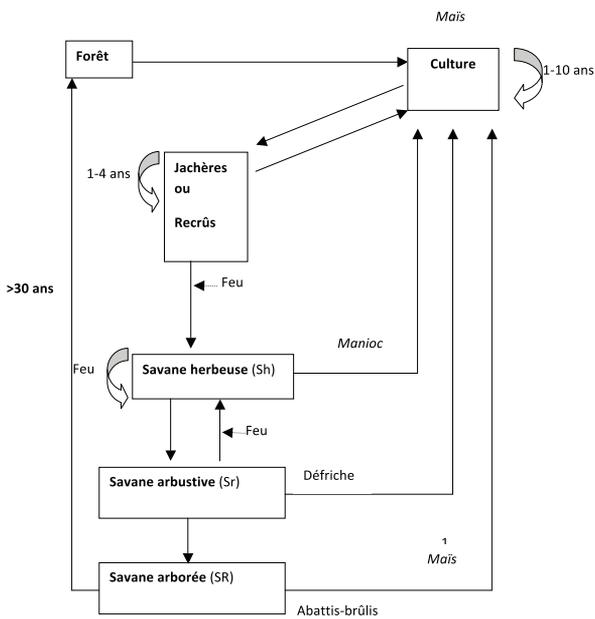
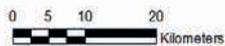
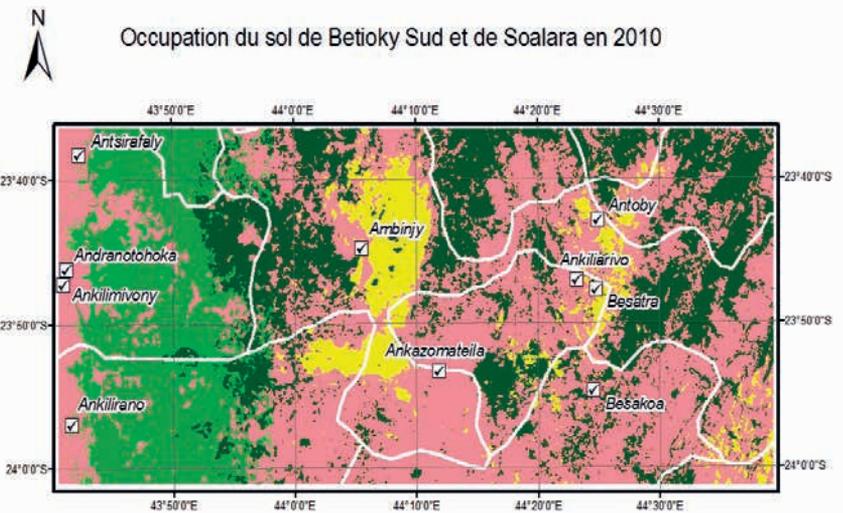
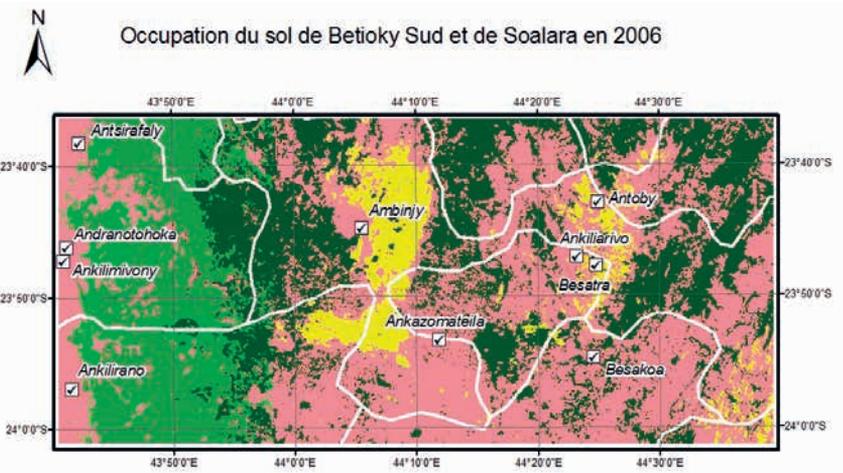
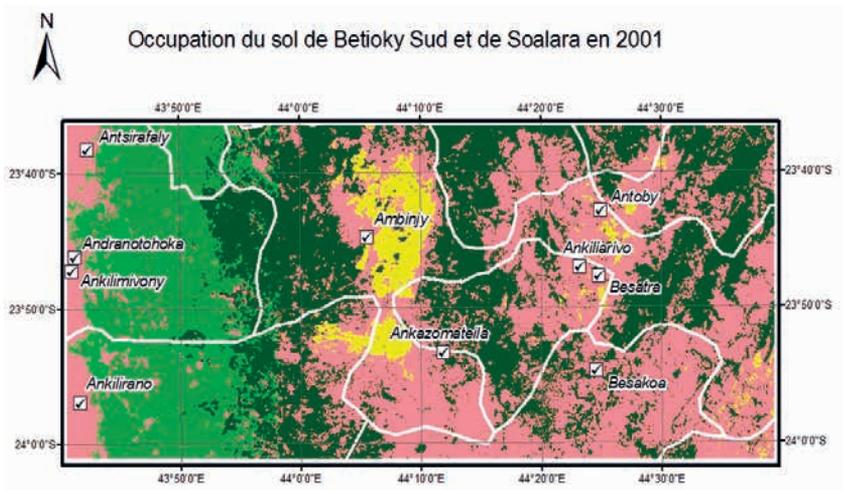
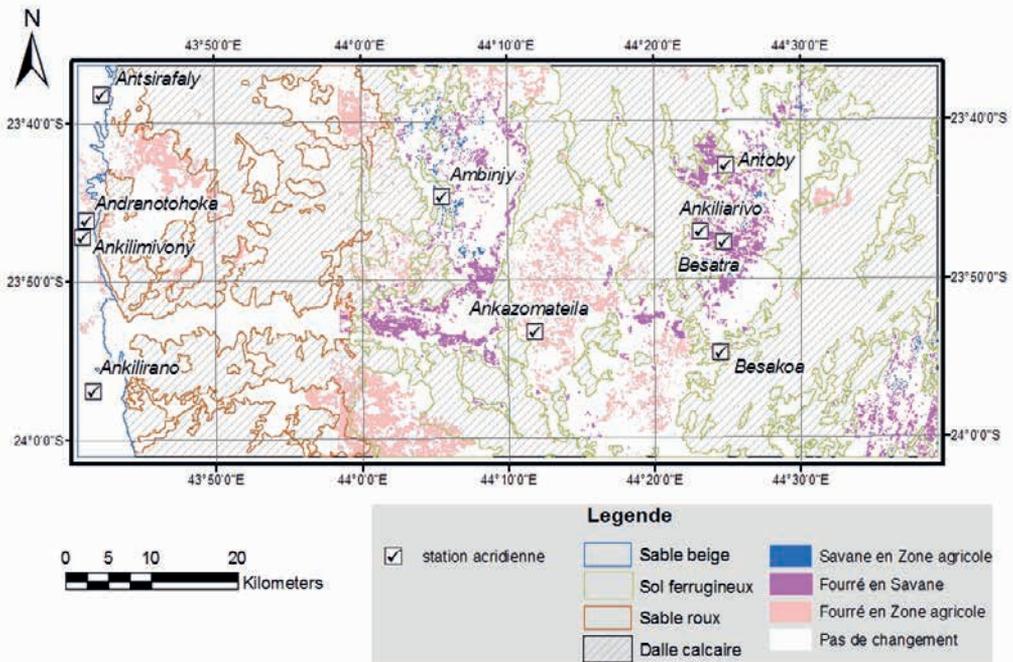


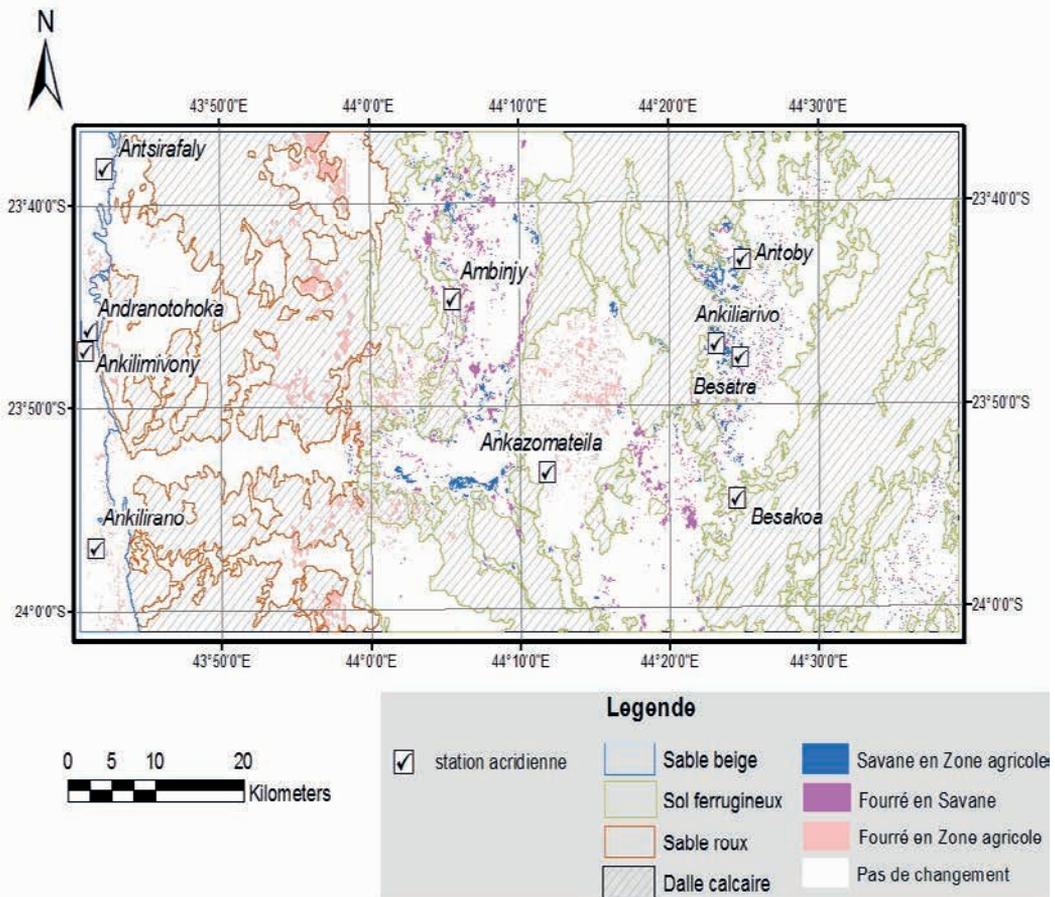
Figure O5 : Schéma de transition en forêt sèche, Mikea



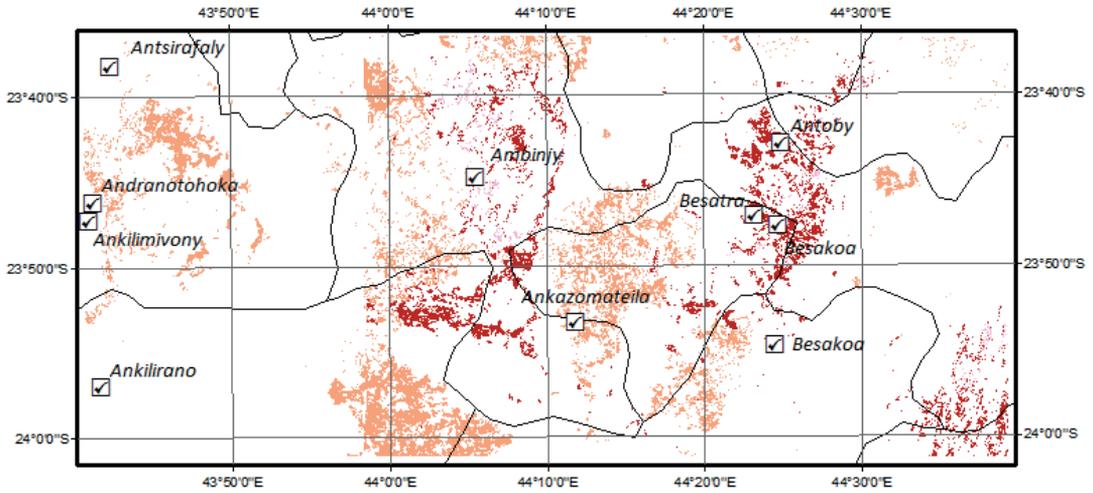
Cartes P1a, P1b, P1c :Occupation du sol de Betioky Sud et Soalara en 2001, 2006 et 2010



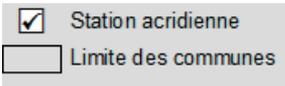
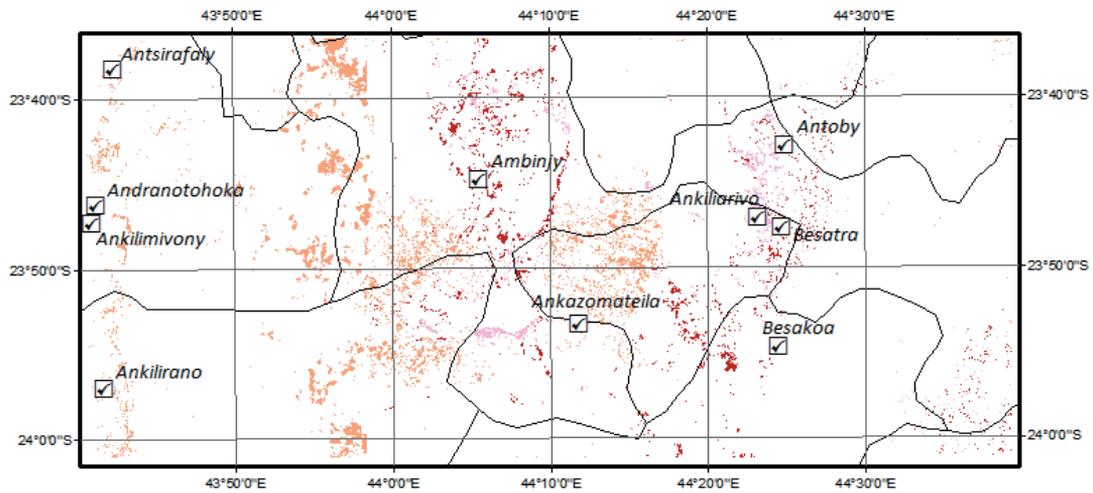
Carte Q1 : Changement de l'occupation du sol entre 2001 et 2006 pour Betioky Sud et Soalara



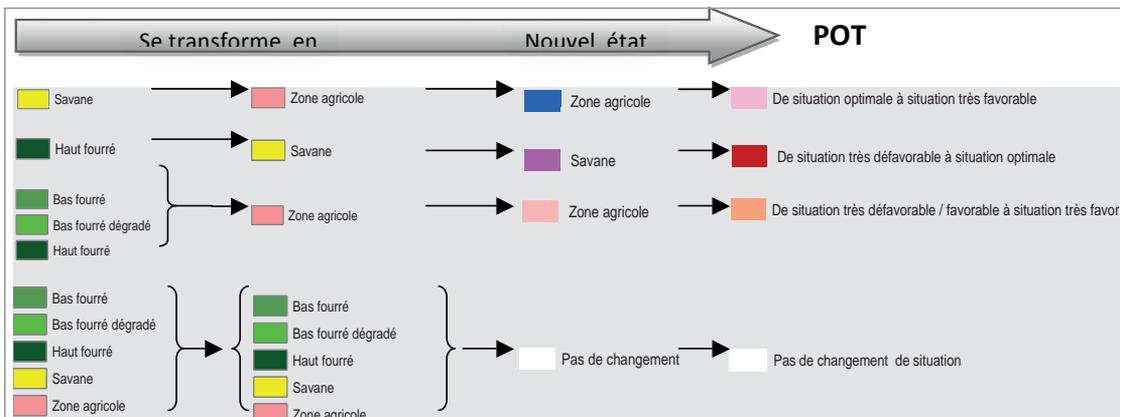
Carte Q2 : Changement de l'occupation du sol entre 2006 et 2010 pour Betioky Sud et Soalara



Carte R1 : Evolution du POT entre 2001 et 2006



Carte R2 : Evolution du POT entre 2006 et 2010



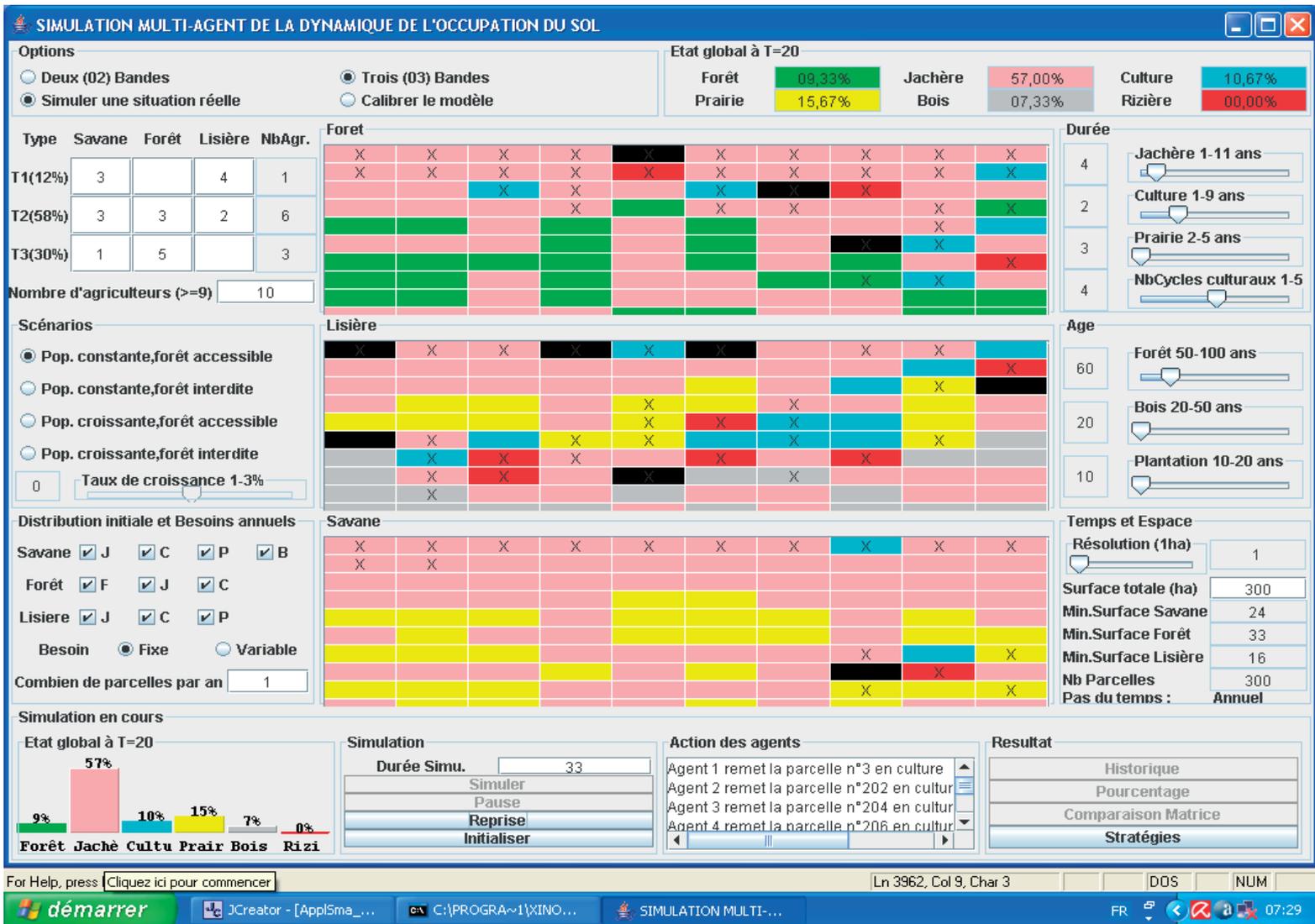


Figure S1 : Simulation multi-agent de la dynamique de l'occupation du sol



© D. Hervé

Photo S2 : Les ignames (*Dioscorea bemandry*), seule source de liquide, sont déterrés jusqu'à 1m de profondeur



© D. Hervé

Photo S3 : Vente de babo (*Dioscorea bemandry*) au marché



© S. Razanaka

Photo S4 : Famille Mikea vivant au cœur de la forêt sèche



© S. Razanaka

Photo S5 : La cuisine d'un campement Mikea en forêt sèche



© D. Hervé

Photo S6 : Forêt humide vue de dedans



© D. Hervé

Photo S7 : Forêt humide vue de la canopée

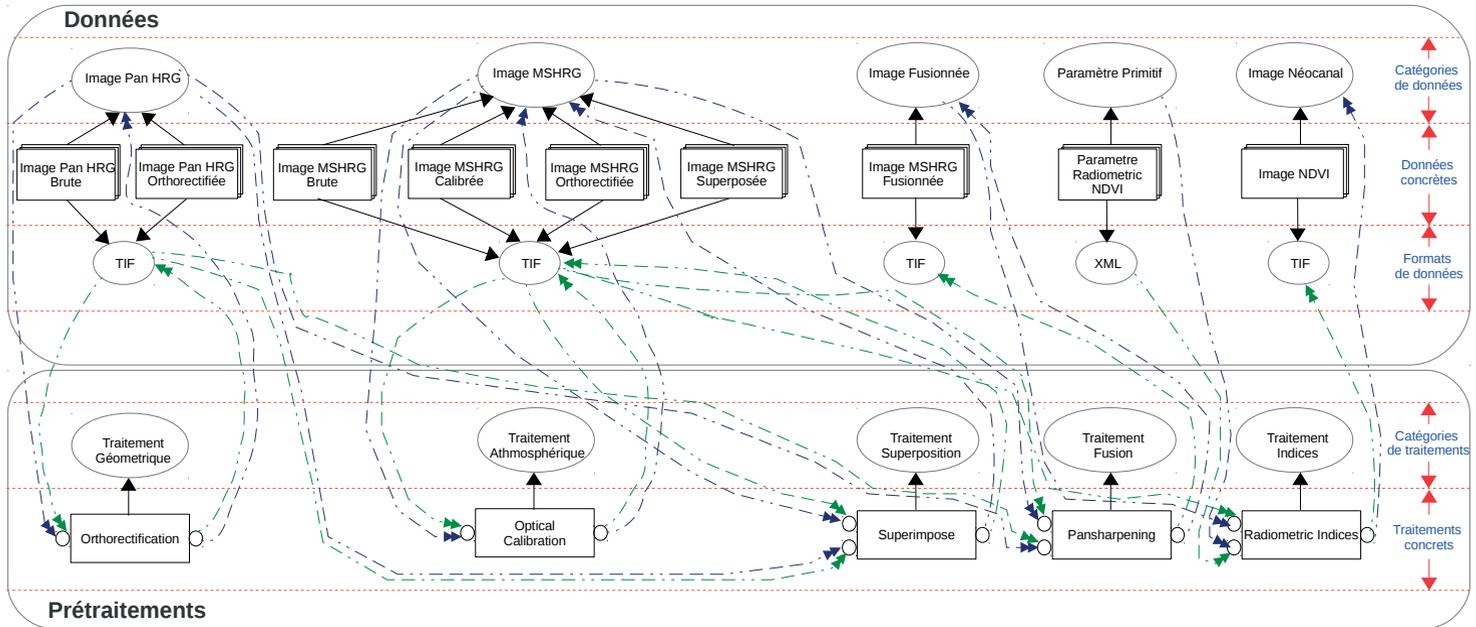


Figure T1: Graphe de ressources reliant les données aux prétraitements

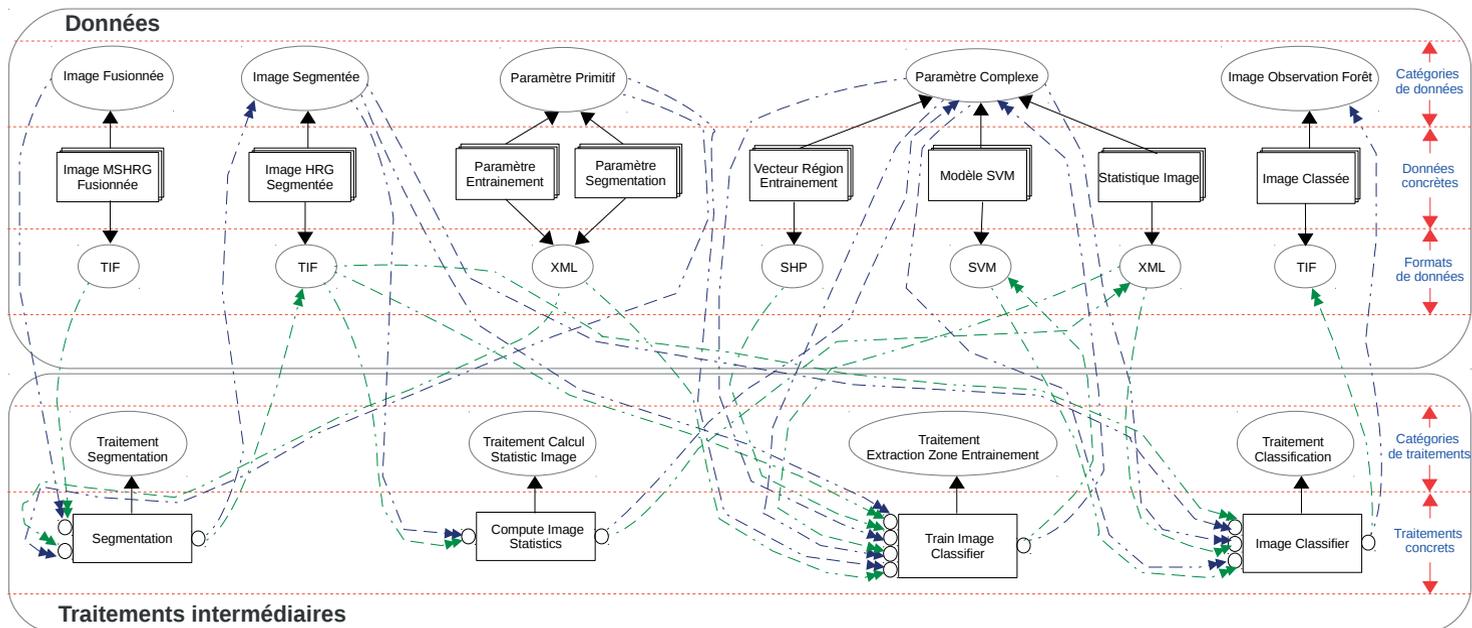


Figure U1 : Graphe de ressources reliant les données aux traitements intermédiaires

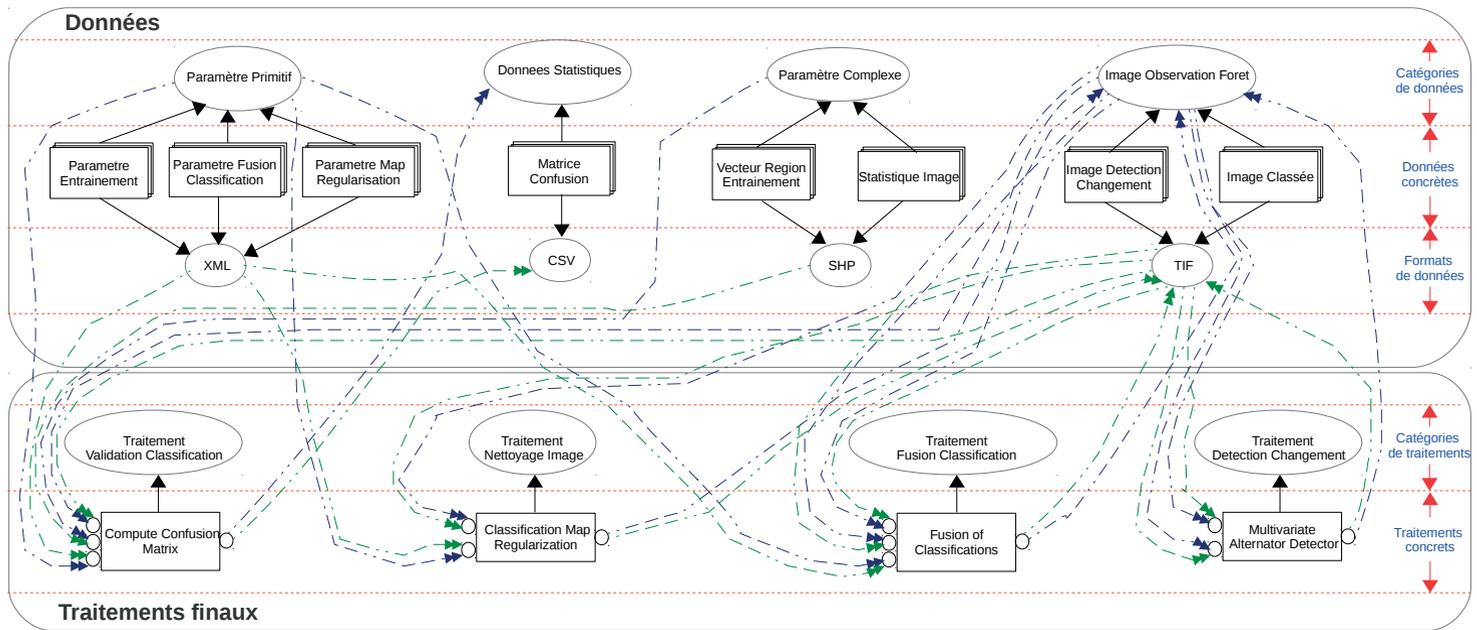


Figure V1 : Graphe de ressources reliant les données aux traitements finaux

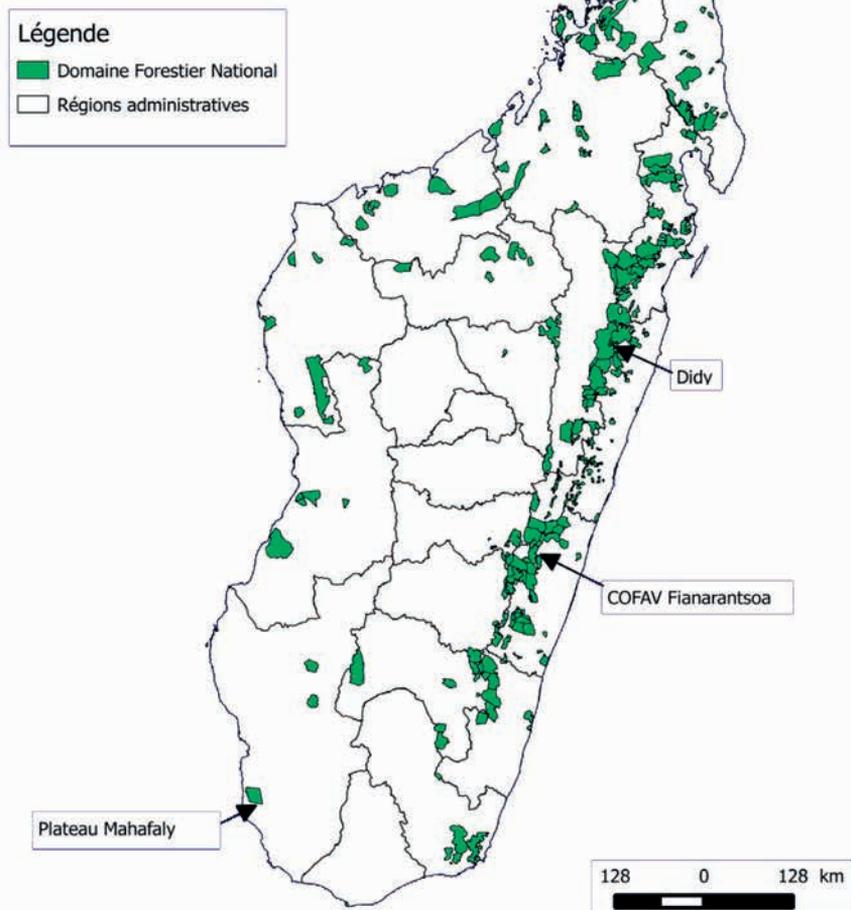


Figure W1: Localisation des trois sites d'étude

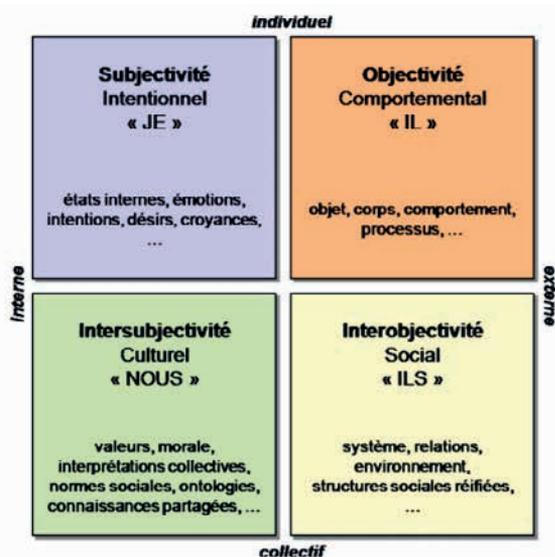


Figure W2: Les quadrants MASQ (Ferber et al., 2009)

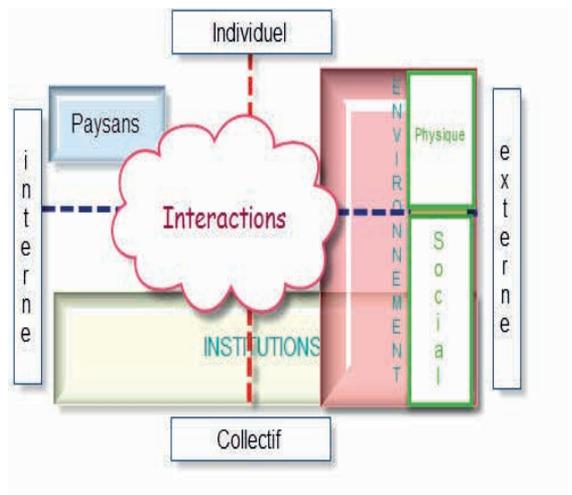


Figure W3: Emplacement des composants et environnements dans MASQ

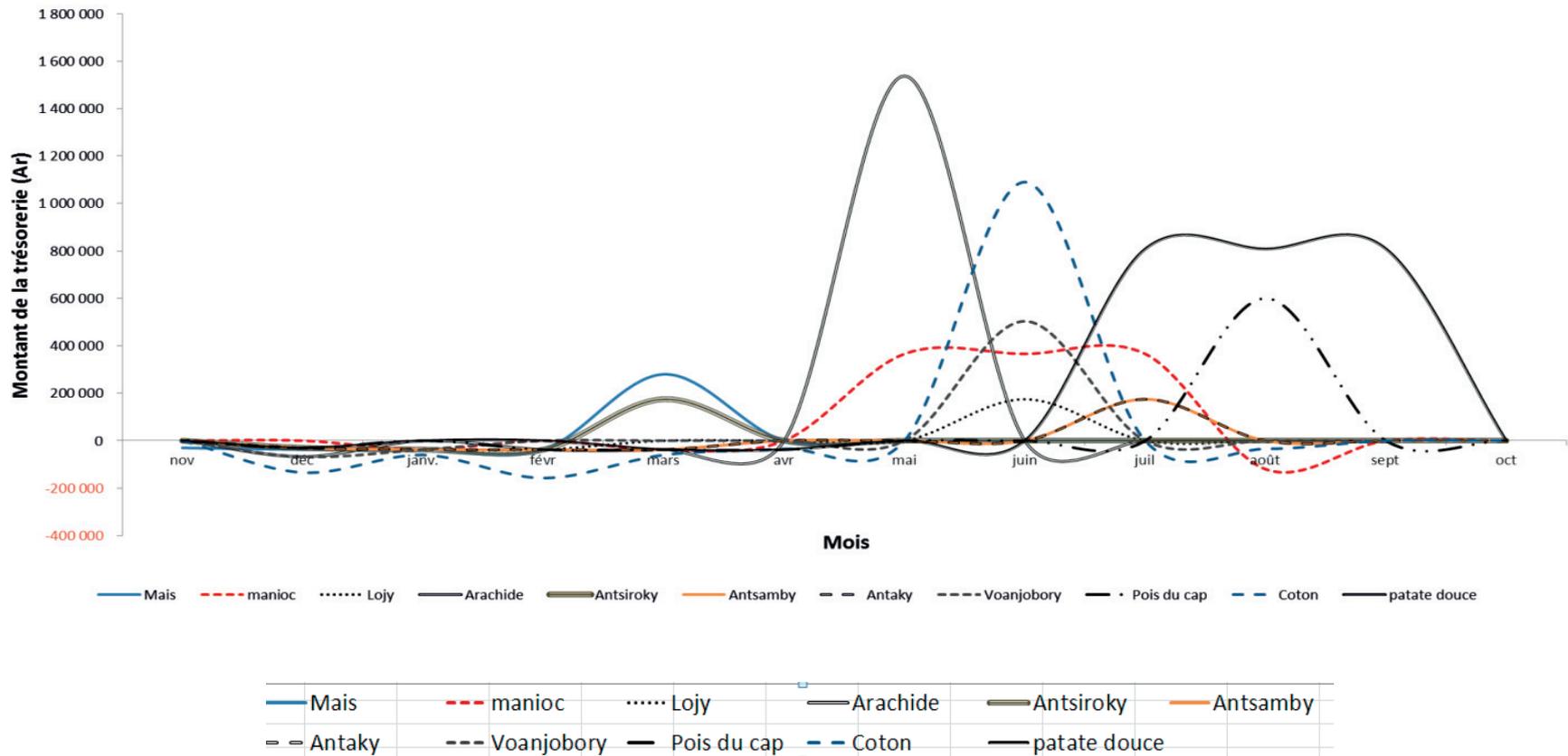


Figure X1 : Evolution mensuelle de la trésorerie par culture pour une superficie d'un hectare



Photo Y1 : Le terrain d'étude vu par l'observateur humain



Figure Y2 : Le terrain d'étude vu par le satellite



Photo Y3 : Le fourré dense xérophile où les arbustes ne font guère plus de 2 m de haut



Photo Y4 : La forêt dense sèche avec des arbres pouvant aller jusqu'à 6 m ou plus (d'après Rakotovo, 2010)



Photo Y5 : Le satellite distingue le couvert d'Ericacée (premier plan) de la forêt humide d'altitude (second plan)

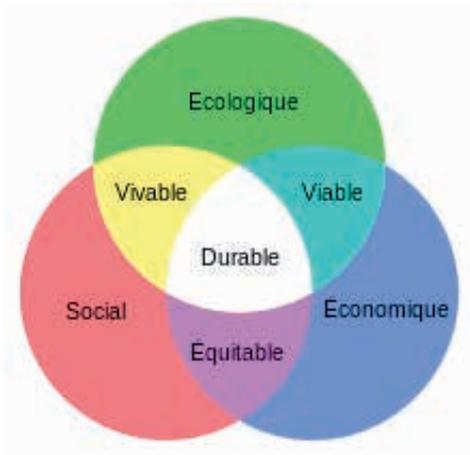


Figure Z1 : Schéma du développement durable

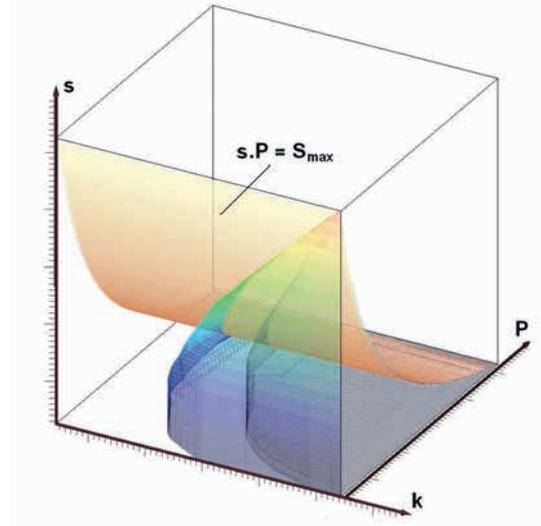


Figure Z2 : Deux noyaux de viabilité (bleu) pour des combinaisons de surface s, population P, capital K (d'après Bernard et Martin, 2012)



Photo Z3 : Recrû forestier évitant le feu (forêt humide)



Photo Z4 : Régénération d'un amas forestier en savane sèche



Photo Z5 : Famille Betsileo vivant au cœur de la forêt humide



Photo Z6 : Famille vivant en forêt sèche

Elaboration d'un modèle de décision pour la création de nouvelles stations d'observation acridienne. Cas du sud-ouest de Madagascar

Developing a decision making model to define new locust stations (southwestern Madagascar)

V. RATIARSON¹
F. RAFAMANTANANTSOA¹
D. HERVÉ²

(1) Ecole Nationale d'Informatique, Université de Fianarantsoa, BP 1484, Fianarantsoa 301, Madagascar

(2) Institut de Recherche pour le Développement (IRD UMR 220), BP 64501, 34394 Montpellier, France

Résumé

Depuis 1932, un centre national antiacridien (CNA) a été mis en place au sud-ouest de Madagascar pour assurer la lutte anti-acridienne. Une des préoccupations majeures du CNA est de se procurer un outil d'aide à l'actualisation de son parc de stations d'observation acridienne, dont certaines sont anciennes et ne répondent plus aux critères requis. Ces stations sont situées dans une mosaïque paysagère hétérogène qui a évolué sous l'effet d'une transition de forêt à savane. Différents états d'occupation du sol peuvent être distingués dont les transitions sont gouvernées par des règles recueillies par des agronomes et des écologues auprès des agriculteurs.

L'objectif de ce travail est d'élaborer un modèle de décision couplé à un modèle de transition afin de prédire, à une date donnée, l'état d'occupation du sol et de proposer de nouvelles configurations des stations d'observation en fonction de cet état, des conditions pluviométriques locales et de la densité de la population acridienne recueillies dans la zone.

L'ensemble du Sud de Madagascar est découpé en 24 zones de même taille, caractérisées chacune par sa couverture satellitaire et par la matrice de transition qui y est associée.

Une acquisition d'images satellitaires SPOT a été réalisée dans 3 sites (Soalara, Betioky et Mikea) représentatifs de la zone de densation grégarigène, au sud-ouest de Madagascar, dans lesquels 3 dates d'images permettent de construire des matrices de changement d'occupation du sol à deux périodes.

Pour chaque zone d'étude, le modèle de transition est validé en le simulant par chaînes de Markov depuis la date initiale et en comparant les distributions observées et simulées aux autres dates à l'aide d'un test statistique χ^2 .

Dans un second temps, le modèle de décision est implémenté en développant une application web pour visualiser dynamiquement les cartes de l'aire grégarigène du sud-ouest et simuler par chaînes de Markov les évolutions temporelles de l'état d'occupation du sol des différentes zones. Ce simulateur est utilisé pour prédire à une date donnée des zones susceptibles d'être converties en nouvelles stations d'observation en superposant l'état d'occupation du sol en savane, le plus favorable aux acridiens, aux conditions pluviométriques optimales et aux densités acridiennes relevées les plus élevées.

Mots-clés: image satellitaire, lutte antiacridienne, Madagascar, Markov, modèle de décision, occupation du sol

Abstract

Since 1932, a National anti-locust Center (NAC) was set up in the southwestern Madagascar to ensure the anto-locust fight. One of the main concerns of NAC is to obtaining a tool to assist in the updating of its fleet of locust monitoring stations, some of which are old and no longer meet the criteria. These stations are located in a heterogeneous mosaic landscape that has evolved as a result of transitions from forest to savannah. Different land use states can be distinguished and transitions are governed by rules collected by agronomists and ecologists from farmers.

The objective of this work is to develop a decision making model coupled with a transition model to predict, on a given date, the state of land use and to propose new configurations of the observation stations depending on this state, the local rainfall conditions and density of the locust population gathered in the area.

The whole of the southern Madagascar is divided into 24 zones of equal size, each characterized by its satellite coverage and transition matrix associated with it.

Acquisition of images was performed at 3 sites (Soalara, Betioky and Mikea) representative of the locust zone, in the southwestern Madagascar; these three dates of images are used to construct matrices of change of land use in both periods.

For each study area, the transition model is validated by simulating the Markov chain from the initial date and comparing the observed and simulated distributions in other dates using a χ^2 statistical test.

In a second step, the decision model is implemented by developing a web application to view dynamically the maps of the outbreak area of the southwest and simulate with Markov chain temporal evolution of the land use states. This simulator is used to predict at the given date the areas likely to be converted into new observation stations by combining the savanna land use state, the most favourable to locusts, to the optimal rainfall conditions and to the recorded highest locust densities.

Keywords: satellite image, fight against locusts, Madagascar, Markov, decision making model, land use

Introduction

Depuis 1932, un centre national antiacridien malgache (CNA) a été mis en place au sud-ouest de Madagascar pour rendre un service de lutte antiacridienne. Ce centre dispose de 918 stations d'observation et 138 stations météorologiques géoréférencées réparties dans l'aire grégarigène où l'on

collecte annuellement des données sur la population acridienne et les conditions pluviométriques. Dans la situation actuelle, certaines de ces stations sont anciennes et ne répondent plus aux critères requis.

Un des soucis majeurs du CNA est de disposer d'un outil d'aide à l'actualisation de son parc de stations d'observation (Rafamantanantsoa *et al.*, 2012). Les zones dans lesquelles sont localisées les stations se caractérisent soit par de la savane, soit par une mosaïque paysagère hétérogène comportant des forêts sèches ou des fourrés xérophiles (Humbert, 1927). Les transitions entre les différents états d'occupation du sol sont liées à des dynamiques écologiques ou des successions culturelles ; elles sont gouvernées par des règles recueillies auprès des agriculteurs par des agronomes et des écologues.

Le suivi de l'évolution d'un paysage à partir de son état passé a donné lieu à des modèles de changement d'état conçus pour étudier la dynamique paysagère mais qui requièrent de nombreuses données fiables pour le calibrage des paramètres : des modèles agrégés comme les équations différentielles (Dobson *et al.*, 1997), des modèles markoviens (Lippe *et al.*, 1985 ; Turner, 1987), des modèles explicitant l'espace comme les automates cellulaires (Landzer & Fillar, 2002).

En outre, au CNA, un outil d'aide à la décision basé sur un SIG a été élaboré pour le suivi et l'évaluation de la situation du criquet migrateur et la prévision du risque acridien (Andriamaroahina, 2005). Le principal facteur de régulation des effectifs du criquet est la pluviométrie (Zolotarevsky, 1933 ; Launois, 1974) dont la plage optimale a été définie à un niveau compris entre 50 et 150 mm de pluie par mois (Andrianasolo Ravoavy, 1979 ; Darnhofer & Launois, 1974).

L'objectif de ce travail est d'élaborer un modèle de décision couplé à un modèle de transition afin de prédire à une date donnée, l'état écologique d'une zone et de proposer de nouvelles localisations des stations d'observation en fonction de leur état de végétation, des conditions pluviométriques et de la densité de la population acridienne recueillie dans la zone.

Méthode

DESCRIPTION DES ZONES D'ÉTUDE

Les zones d'étude sont localisées au sud-ouest de Madagascar dans l'aire grégarigène (environ 100 000 km²) du criquet migrateur *Locusta migrator capito* (Saussure, 1884) qui peut changer de phase en fonction de sa densité de population (Duranton *et al.*, 1982).

Les 3 zones d'étude sont considérées comme représentatives de l'aire grégarigène du criquet migrateur au sud-ouest de Madagascar : Soalara et district de Betioky au Sud de Toliara pour les fourrés xérophiles, la forêt de Mikea (principalement la commune d'Analamisampy) pour la forêt sèche. Dans les zones étudiées, les populations paysannes pratiquent la culture sur brulis pour produire du maïs, du manioc et des légumineuses ainsi que l'élevage de zébus et de petits ruminants, principalement caprins.

Dans ces trois sites, les stations d'observation acridienne ont été visitées et la pluviométrie sur chacune des zones d'étude a été recueillie dans les registres du CNA.

OBTENTION DES DONNÉES

Une acquisition d'images satellitaires SPOT 5 a été réalisée par des géomaticiens et les différents états d'occupation du sol ont été répertoriés et les classifications d'images vérifiées à l'occasion de plusieurs missions de terrain de 2010 à 2013. Nous disposons des données sur (1) la distribution spatiale des états

d'occupation du sol à 3 dates (1989, 2001, 2010 pour Soalara et Betioky ; 1990, 1999, 2010 pour Mikea), en termes de pourcentages de la surface totale, et (2) les changements d'occupation du sol entre les 2 périodes délimitées par les trois dates : 1989-2001 et 2001-2010 pour Soalara et Betioky, 1990-1999 et 1999-2010 pour Mikea.

Les données sur les populations acridiennes et la pluviométrie, recueillies par décades par les agents prospecteurs du CNA, sont agrégées par année puisqu'on ne s'intéresse qu'à la moyenne annuelle, le modèle décidant chaque année du maintien ou du changement de chaque station acridienne.

Les données acridiennes sont recueillies dans les stations fixes acridiennes (prospection intensive) et autour de ces stations (prospection extensive). Les stations fixes acridiennes sont regroupées en postes antiacridiens, eux-mêmes regroupés en zones antiacridiennes, l'ensemble de leurs localisations étant référencé par coordonnées géographiques. Les données pluviométriques sont recueillies dans des stations météorologiques fixes situées à proximité des stations acridiennes, à raison d'une station météorologique par poste antiacridien. Nous disposons par ailleurs des shapefiles de l'ensemble de stations, postes et zones antiacridiennes, ainsi que les limites des communes et des districts pour pouvoir cartographier l'ensemble de l'aire grégarienne.

DYNAMIQUE DE L'USAGE DU SOL POST-FORESTIÈRE EN FORÊT SÈCHE

Des modèles de transition ont été élaborés par des agronomes et des écologues pour représenter les dynamiques écologiques et les successions culturales observées sur les 3 sites d'étude : Soalara, Betioky et Mikea. On distingue :

- 1) 3 états d'occupation du sol : Fourré bas, Fourré bas dégradé, Zone Agricole, pour Soalara ;
- 2) 3 états d'occupation du sol : Fourré haut, Savane, Zone Agricole, pour Betioky ;
- 3) 4 états d'occupation du sol : Forêt dense sèche, Recrus, Savane, Zone Agricole, pour Mikea.

Ces différences entre zones s'expliquent car la zone agricole de Soalara est réduite et la catégorie correspondante intègre du même coup cultures et recrûs herbacés ; par ailleurs un gradient pluviométrique Nord-Sud explique la différence de végétation ligneuse entre la forêt sèche et le fourré haut d'une part, et Est-Ouest entre le fourré haut et le fourré bas d'autre part.

En forêt sèche, l'unité paysagère est vue comme un système dynamique dont l'évolution peut être visualisée à l'aide d'un graphe d'états où les nœuds représentent les états d'occupation du sol et les arcs, les transitions étiquetées par un événement discret résultant de la décision d'un agriculteur ou un événement continu dans le cas de processus écologiques. Les transitions entre ces états sont gouvernées par des règles basées sur des durées de séjour dans chaque état, recueillies auprès des agriculteurs et par observation pluriannuelle par des agronomes et des écologues.

DESCRIPTION DU MODÈLE DE DÉCISION

L'objectif de ce travail est d'élaborer un modèle de décision pour l'actualisation des stations d'observation antiacridiennes du CNA. Ce modèle est couplé à un modèle de transition, pour réduire à une date donnée, l'occupation du sol sur une zone donnée et pouvoir ainsi proposer de nouvelles configurations des stations d'observation. Trois critères sont définis par le CNA pour choisir une nouvelle station : 1) son état d'occupation du sol, savane ou autre, mais non forêt ni fourré ; 2) des conditions pluviométriques favorables aux populations de criquets (pluviométrie mensuelle de 50-150 mm cumulés) ; et 3) une densité élevée de la population acridienne recueillie sur le site. On admet l'hypothèse qu'il n'y a pas de criquets dans les aires protégées, forestières par définition, ni plus largement dans les forêts sèches et fourrés xérophiles.

La démarche consiste à découper spatialement l'aire grégarigène au Sud de Madagascar dans un maillage de 24 zones de surface égale afin de déterminer la couverture satellitaire disponible sur chaque unité de la maille.

On observe que la zone du sud-est n'a pas de stations antiacridiennes ni d'invasion acridienne car elle se situe en bordure d'une falaise où s'est maintenu un couloir de forêt ombrophile. Au Sud, c'est la savane qui domine. Dans le sud-ouest, les modèles de transition des forêts sèches trouvent leur limite à l'Est avec la généralisation d'une couverture de savane. Les aires protégées du sud-ouest et de l'ensemble du Sud de Madagascar doivent être prises en compte car, étant par définition forestières, on admet qu'elles ne sont pas grégarigènes.

Les transitions ont été étudiées en forêts sèches dans le sud-ouest car cette zone de densation des populations de criquets est soumise à des changements d'occupation du sol, en premier lieu la déforestation, à la différence du Sud où la savane est maintenue par de feux récurrents. Mais les 3 sites d'étude choisis dans le sud-ouest ont montré des différences d'états d'occupation du sol qui obligent à les traiter séparément, au moins dans un premier temps, pour des modèles de transition spécifiques. Les zones de validation de chacun de ces modèles sont à préciser autour des 4 sites de Soalara (fourrés bas en bande littorale), Betioky (fourrés hauts sur plateaux calcaires), Mikea (forêt sèche sur sables) et savanes plus à l'Est. On associe à chaque site avec son extension une matrice de transition décrivant la dynamique paysagère observée sur la petite zone représentative étudiée dans chaque site.

Le modèle de décision est basé sur des critères de choix d'une zone susceptible d'être convertie en une nouvelle station d'observation, qui peuvent être formalisés sous forme de règles de décision (Figure 1) :

R1: SI pluviométrie mensuelle favorable entre 50 et 150 mm,

ET forte densité observée de population acridienne,

ET état d'occupation du sol en savane, ou autre (zone agricole, jachère), mais ni forêt, ni fourré, ni aire protégée,

ALORS la zone délimitée peut être maintenue en station antiacridienne si la zone correspond aux critères de sélection,

R2 : Si ces conditions ne sont pas remplies, alors l'ancienne station antiacridienne localisée hors savane peut être déplacée vers un autre emplacement plus favorable situé de préférence dans la même commune ou à défaut dans la commune ou le district les plus proches.

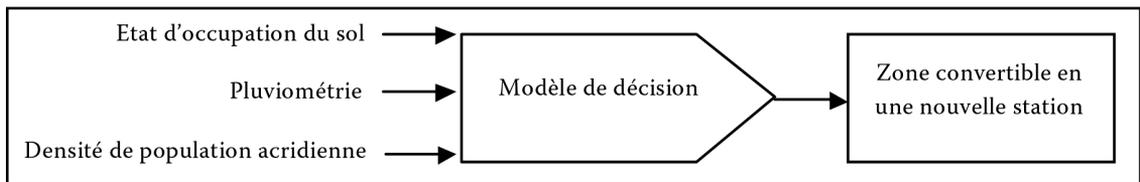


Figure 1 : Schéma simplifié du modèle de décision : choix de nouvelles stations acridiennes

L'état d'occupation d'une zone délimitée est calculé à chaque pas du temps annuel par un modèle de Markov.

La pluviométrie est recueillie mensuellement. Il faut définir une règle convertissant les données mensuelles en un indicateur annuel de satisfaction de ce critère climatique.

La densité acridienne se réfère à une mesure décadaire qui peut être agrégée sur l'année par une comparaison à un seuil de population suffisant pour justifier le maintien d'observations à cet endroit.

CHOIX DU MODÈLE MARKOVIEEN

En écologie du paysage, le modèle markovien est un outil pour simuler l'évolution temporelle de l'état d'un paysage et *prédire* les évolutions futures des occupations du sol. La dynamique d'occupation du sol pour une unité paysagère observée en forêt sèche peut être considérée comme une succession d'états dans laquelle l'état suivant dépend conditionnellement de l'état précédent. Nous nous intéressons à une chaîne de Markov d'ordre 1 à temps discret, fondée sur l'hypothèse que l'état futur du processus ne dépend que de son état présent qui résume tout son passé (Haggstrom, 2002).

Une chaîne de Markov est définie par 3 éléments : (1) un espace fini de n états, (2) une matrice des probabilités de transition entre les différents états et (3) une distribution initiale.

L'évolution des occupations du sol en forêt sèche peut être modélisée par un modèle de Markov caractérisé par une distribution initiale et une matrice de transition markovienne obtenue à partir des surfaces des états d'occupation du sol, après avoir normalisé la matrice des probabilités de changement d'utilisation des sols, de telle manière que la somme de chaque colonne soit égale à l'unité. Etant donné que les espaces d'états sont différents d'un site à l'autre : Bas fourré (BF), Bas fourré dégradé (BFD), Zone agricole (ZA) pour le modèle de Soalara ; Bas fourré, Bas fourré dégradé, Zone agricole, Savane (Sv) pour le modèle Betioky et Forêt dense sèche, Recru, Savane, Zone Agricole pour Mikea, les dynamiques d'usage du sol ne sont pas comparables entre les sites et l'on doit considérer que chaque site a sa propre dynamique.

Résultats

MATRICES DE TRANSITION

Tableau I : Distributions spatiales des états d'occupation du sol à Betioky en 1989, 2001, 2010

Etats	1989		2001		2010	
	Superficie (ha)	%	Superficie (ha)	%	Superficie (ha)	%
Haut Fourré	140 281,65	44,20	126 049,41	39,72	89 018,64	28,05
Savane	29 948,40	9,44	19 959,75	6,29	33 831,54	10,66
Zone Agricole	147 129,39	46,36	171 350,28	53,99	194 509,26	61,29
TOTAL	317 359,44	100,00	317 359,44	100,00	317 359,44	100,00

Tableau II : Matrices de changement d'utilisation des sols à Betioky aux périodes 1989-2001, 2001-2010

Matrice de transition (ha) 1989-2001				Matrice de transition (ha) 2001-2010			
Etat final	Etat initial			Etat final	Etat initial		
	Haut fourré	Savane	Zone Agricole		Haut fourré	Savane	Zone Agricole
Haut fourré	1 170 815	1 967	227 767	Haut fourré	785 239	232	203 625
Savane	131	185 673	35 971	Savane	6 253	203 880	165 773
Zone Agricole	387 739	145 120	1 371 033	Zone Agricole	609 057	17 663	1 534 494

Tableau III : Matrices de transition markovienne des occupations du sol observées à Betioky par télédétection pour 2 périodes

Matrice de transition 1989-2001				Matrice de transition 2001-2010			
Etat final	Etat initial			Etat final	Etat initial		
	Haut Fourré	Savane	Zone Agricole		Haut Fourré	Savane	Zone Agricole
Haut Fourré	0,75	0,006	0,14	Haut Fourré	0,561	0,001	0,107
Savane	0	0,558	0,02	Savane	0,004	0,919	0,087
Zone Agricole	0,25	0,4361	0,84	Zone Agricole	0,435	0,080	0,806

Les tableaux I, II, III présentent l'obtention des matrices de transition à Betioky.

VALIDATION DU MODÈLE DE TRANSITION

Pour décrire la dynamique d'occupation du sol, nous proposons 2 modèles markoviens :

- 1) un modèle de Markov homogène par période (Le Maire & Mauffrey, 1975 ; Chiquet, 2003) en supposant que la matrice de transition est constante dans chaque intervalle de temps, mais varie d'un intervalle à un autre ;
- 2) un modèle de Markov basé sur une seule matrice de transition moyenne supposée homogène durant la période de 20 ans considérée.

Dans un premier temps, pour chaque zone d'étude, nous validons le modèle de transition en le simulant par le modèle Markov par période depuis la date initiale (1989 pour Soalara et Betioky, 1990 pour Mikea) et en comparant les distributions observées et simulées (en 2001 et 2010 pour Soalara et Betioky, 1999 et 2010 pour Mikea), à l'aide du test statistique χ^2 (Yao *et al.*, 2010). Sous l'hypothèse nulle H_0 : « les proportions simulées sont identiques à celles observées », soit :

$$p_i^{sim} = p_i^{obs} \text{ pour } 1 \leq i \leq n, \text{ la statistique de test } St = \sum_{i=1}^n N \frac{(p_i^{sim} - p_i^{obs})^2}{p_i^{obs}}$$

suit une loi de χ^2 avec (n-1) degrés de liberté au seuil de signification α , où n désigne le nombre des états possibles, N la taille de l'échantillon, P_i la distribution de l'état i.

Tableau IV : Validation du modèle de transition markovien homogène par période pour le site de Betioky

Etats	%Observé en 1989	%Simulé en 2001	%Observé en 2001	%Simulé en 2010	%Observé en 2010
Haut Fourré	44,2028	10,329	39,7182	12,932	28,0498
Savane	9,4367	16,672	6,2893	37,618	10,6603
Zone Agricole	46,3605	72,999	53,9925	49,450	61,2899
Test de χ^2 à un risque de 5%		2 degrés de liberté ; St (20,91) < Sc (5,99), donc H_0 rejetée		2 degrés de liberté ; St (19,91) < Sc (5,99), donc H_0 rejetée	

Dans le tableau IV qui représente le cas de Betioky, le test de Khi2 prouve que ce premier modèle n'est pas validé car il existe des écarts significatifs entre les distributions observées et simulées en 2001 et 2010 (Tableau IV).

C'est ce qui nous amène à retenir le modèle de Markov basé sur une seule matrice de transition (Tableau V) dont la validité est confirmée par le test de Khi2 à un risque de 5% (Tableau VI). On peut donc conclure que la dynamique de l'occupation du sol pour une unité paysagère localisée dans la zone d'étude peut être décrite à l'aide d'une chaîne de Markov homogène basée sur une matrice d'ordre 1 à temps discret.

Tableau V : Matrice de transition unifiée observée à Betioky

Etat final	Etat initial		
	Haut Fourré	Savane	Zone Agricole
Haut Fourré	0,6559	0,0035	0,1231
Savane	0,0023	0,7386	0,0545
Zone Agricole	0,3418	0,2579	0,8223

Tableau VI : Validation du modèle de Markov basé sur la matrice de transition 1989-2010 pour le site de Betioky

Etats	%Observé en 1989	%Simulé en 2010	%Observé en 2010
Haut Fourré	44,2028	22,92	28,05
Savane	9,4367	13,46	10,66
Zone Agricole	46,3605	63,62	61,29
St (1,65) < Sc (5,99), donc H0 acceptée, alors modèle validé			

IMPLÉMENTATION ET VALIDATION DU MODÈLE DE DÉCISION

Dans un second temps, nous implémentons le modèle de décision en développant une application web avec PHP et Mapserver pour la visualisation dynamique des cartes d'occupation du sol qui recouvrent l'aire grégariène. Cette application permet de visualiser une succession de cartes simulées à partir des évolutions temporelles de l'état d'occupation du sol obtenues par chaînes de Markov pour les différentes zones délimitées dans le Sud de Madagascar. Nous utilisons ce simulateur pour prédire à une date donnée des zones susceptibles d'être converties en nouvelles stations d'observation si l'état d'occupation du sol est une savane et les conditions pluviométriques sont favorables, et la densité de la population acridienne est élevée. Le simulateur offre aussi la possibilité de déplacer, dans la carte, des zones hors savane vers un autre emplacement proche, en savane.

Conclusion

Ce travail répond à la demande du CNA d'un outil d'actualisation des stations d'observation acridienne. L'objectif est d'élaborer un modèle de décision couplé à un modèle de transition afin de prédire dans le temps l'état d'occupation du sol d'une zone.

De nouvelles configurations sont proposées pour les stations d'observation en fonction de leur état de couverture végétale, des conditions pluviométriques et de la densité de la population acridienne recueillie dans la zone sur chacun des 3 sites d'étude choisis. Pour chaque site, un modèle de transition a été proposé pour représenter la dynamique d'occupation du sol. Les modèles de transition sont simulés et validés par une chaîne de Markov basée sur une matrice construite à partir des distributions spatiales observées à 3 dates et des matrices de changement d'utilisation des sols dans les deux périodes ainsi délimitées. Le modèle de décision est basé sur des critères de choix d'une zone susceptible d'être convertie en une nouvelle station d'observation. Nous implémentons le modèle de décision en développant une application web pour visualiser à différentes dates les cartes de l'aire grégarigène du sud-ouest et simuler les évolutions temporelles de l'état d'occupation du sol dans différentes zones.

Références bibliographiques

- Andriamarohina T., 2005 : *Création d'un outil (SIG) pour le suivi et l'évaluation de la situation du criquet migrateur malgache, Locusta migratoria capito dans une région pilote, la zone d'Ejeda (Madagascar)*. Master SILAT, ENSA-M Montpellier, CIRAD-Amis-UPR-50, Acridologie (ex-Pritas), 39 p.
- Andrianasolo Ravoavy J., 1979 : *Relations entre la climatologie et les pullulations d'insectes phytophages dans le sud-ouest de Madagascar*. Thèse de doctorat d'Etat Paris VI, Sorbonne, 242 p.
- Chiquet J., 2003 : *Estimation des températures journalières à l'aide de techniques markoviennes*. DEATIS, Université de Technologie de Compiègne, Gaz de France, 56 p.
- Darnhofer T.O., Launois M., 1974 : *L'optimum pluviométrique du Criquet migrateur malgache, principe et application. Etude globale de l'influence de la répartition spatio-temporelle des pluies sur les populations du criquet migrateur à Madagascar*. Projet PNUD-FS /FAO 70/523 – Recherche sur le criquet migrateur malgache. Rome, FAO, 77 p.
- Dobson A.P., Bradshaw Ad, Bakar A.J.M., 1997 : « Hopes for future : restoration ecology and conservation biology ». *Science*, 277 : p. 515-22.
- Duranton J.F., Launois M., Launois-luong M.H., Locoq M., 1982 : *Manuel de prospection acridienne en zone tropicale sèche. I. De la théorie... II. ... à la pratique*. Paris : Ministère des Relations Extérieures – Coopération et Développement / GERDAT (collection Les Acridiens n°1s0), 1496 p.
- Haggstrom O., 2002 : *Finite Markov Chains and Algorithmic Applications*. Cambridge : Cambridge University Press, 114 p.
- Humbert, 1927 : *La destruction d'une flore insulaire par le feu. Principaux aspects de la végétation à Madagascar*. Mémoire de l'Académie Malgache, Fasc. IV, 47 p.
- Landzer A.T.S., Fillar V.D., 2002 : « Probabilistic cellular automata model and application to vegetation dynamics ». *Community Ecology*, 3(2) : p. 159-167.
- Launois M., 1974 : *Influence du facteur pluviométrique sur l'évolution saisonnière de Criquet migrateur malgache en phase solitaire : leur importance sur la dynamique des populations et la grégarisation*. Thèse de Doctorat d'Etat, Université de Paris, Faculté des sciences d'Orsay. Ministère de la Coopération, Paris V, 245 p.

Le Maire B., Mauffrey G., 1975 : « Chaînes de Markov non homogènes, à causalité constante : matrices d'écart de causalité ». *Revue Statistique Appliquée*, 23(4) : p. 41-76.

Lippe E., Desmidt J.T., Glens Lewin D.C., 1985 : « Markov models and succession: a test for heathland in the Netherlands ». *Journal of Ecology*, 73 : p. 775-791.

Rafamantanantsoa F., Ratiarson V., Hervé D., 2012 : *Modèles «Actualisation des stations acridiennes» et «Transitions post-forestières en forêt sèche»*. Rapport des missions de l'ENI auprès du CNA et des réunions entre modélisateurs et écologues, Toliara et Betioky, 10-20 avril, 27 juin – 7 juillet, 4-10 décembre 2012, Projet FSP/PARRUR « Forêts, Parcs, Pauvreté au Sud de Madagascar », Rapport FPPSM N° 10, 13 p.

Turner M.G., 1987 : « Spatial simulation of landscape changes in Georgia: a comparison of 3 transition models ». *Landscape ecology*, 1(1) : p. 29-36.

Yao S.S.B., Mathieu W.E., Claude T.A.N., François N.K., Jan B., 2010 : « Modélisation de la dynamique du paysage forestier dans la région de transition forêt-savane à l'Est de la Côte d'Ivoire ». *Revue Télédétection*, 9(2) : p. 129-138.

Zolotarevsky B.N., 1933 : *Contribution à l'étude biologique du Criquet migrateur (Locusta migratoria capito Sauss.) dans ses foyers permanents*. Thèse de doctorat Sciences naturelles, Université de Paris, Marcel Bry, 96 p.

Transitions post-forestières en forêt sèche caducifoliée et fourré xérophile (sud-ouest de Madagascar)

Transitions after slash and burn deciduous dry forest and xerophytic thicket (southwestern Madagascar)

D. HERVÉ¹

V. RATIARSON²

J. R. RANDRIAMALALA³

H.A. RANDRIAMBANONA⁴

S. RAZANAKA⁴

(1) Institut de Recherche pour le Développement (IRD UMR 220), BP 64501, 34394 Montpellier, France

(2) Ecole Nationale d'Informatique, Université de Fianarantsoa, BP 1487, Fianarantsoa 301, Madagascar

(3) Département des Eaux et Forêts, Ecole Supérieure des Sciences Agronomiques, BP 175, Antananarivo 101, Madagascar

(4) Centre National de Recherche sur l'Environnement (CNRE), BP 1739, Antananarivo 101, Madagascar

Résumé

Les formations de forêt sèche et fourré xérophile du sud-ouest de Madagascar sont plus menacées de déforestation que les forêts humides de l'Est mais les processus sont mal connus. Ces formations sont peu résilientes et leur mise en culture par abattis-brûlis conduit à une savanisation. Nous utilisons l'imagerie satellitaire Landsat 7 multi-dates pour suivre les transitions post-forestières sur 20 ans, de 1990 à 2000 et de 2000 à 2010 dans trois sites : au Nord de Toliara, la forêt de Mikea, et au Sud de Toliara, les communes de Betioky-Sud et de Soalara-Sud. Ces sites couvrent un gradient pluviométrique de 600 à 400 mm annuels et quatre types de sols : dalle calcaire, sable ferrugineux, sable roux et sable beige.

Les différences de végétations initiales, l'exploitation des formations sèches pour le charbon de bois et le pâturage caprin à proximité des villages, et la possibilité de culture annuelle, spécifient des états d'occupation du sol que l'on cherche à retrouver sur les images satellitaires après classification (matrices de confusion). Les transitions entre ces états sont formalisées par des schémas de transition et quantifiées entre deux dates, pour alimenter les matrices de transition d'un modèle markovien. Trois modèles sont retenus pour les formations sèches, dont les domaines de validité sont finalement discutés.

Mots-clés : forêt sèche, fourré xérophile, LANDSAT 7 TM, Markov, savane, abattis-brûlis

Abstract

Dry forest and xerophytic thickets of the southwestern Madagascar are most threatened by deforestation than the rain forest of the East but the processes are poorly understood. These dry forests are less resilient than rain forest and their shifting cultivation leads to a savannah. We use Landsat 7 imagery multi track dates for post-forest transitions over 20 years from 1990 to 2000 and from 2000 to 2010 at three sites: North of Toliara, the Mikea dry forest, and South of Toliara, the communes of Betsiky Sud and Soalara Sud with xerophytic thickets. These sites cover an annual precipitation gradient from 400 to 600 mm and four types of soil: limestone slab, ferruginous sand, red sand and beige sand.

Differences in initial vegetation, woody charcoal exploitation and goat grazing nearby villages, and the place of agriculture, specify land use states that are observed in classified satellite images (confusion matrices) and specific transitions that are formalized in a Markov chain (transition matrices built between two dates). Three models are selected for dry vegetation. The range of validity of each of the three selected models is finally discussed.

Keywords: dry forest, xerophytic thickets, savannah, LANDSAT 7 TM, Markov, slash and burn

Introduction

La déforestation est mieux mesurée sur les forêts humides de l'est malgache que sur les forêts sèches de l'ouest malgache. Pourtant, les évaluations de 1990 à 2005 à l'échelle de Madagascar montrent un recul de la forêt plus important, en particulier dans le sud-ouest de Madagascar (Steininger & Musinsky, 2007 ; Casse *et al.*, 2004).

Les forêts sèches sont globalement moins connues. Elles posent des problèmes d'interprétation par l'imagerie satellitaire car les feuilles en période de pluies laissent la place à des épines en saison sèche et une variété d'adaptations physiologiques réduisent la taille des feuilles (Le Floch & Aronson, 2013). Une autre caractéristique de ces forêts sèches est la prédominance d'espèces à tiges multiples partant de la base du tronc et la densité élevée de lianes (Raharimalala *et al.*, 2010).

Les forêts sèches caducifoliées sont réputées peu résilientes ou avec une régénération très lente après la mise en culture par abattis-brûlis (Leprun *et al.*, 2009 ; Grouzis *et al.*, 1999 ; Raharimalala *et al.*, 2010). Le climat semi-aride (Cornet & Guillaumet, 1976) explique en partie cette situation. Mais c'est surtout une moindre incidence du feu sur les savanes qui permettrait la régénération à partir de noyaux arbustifs ou forestiers.

Concernant les transitions post-forestières en forêt humide, un modèle markovien a été calibré sur une base de données d'historiques culturaux sur 50 ans d'une population de parcelles d'environ 0,1 ha (Ratiarson *et al.*, 2011 ; Hervé *et al.*, 2013 ; Hervé, dans cet ouvrage). La délimitation de ces parcelles a été facilitée par les infrastructures de correction du milieu : casiers rizicoles et terrasses en rideaux sur les pentes. Nous cherchons à construire, sur une base chronologique longue reconstituée avec des images satellitaires, un modèle équivalent pour les forêts sèches.

Dans le sud-ouest la taille des parcelles cultivées par le groupe familial peut dépasser les 10 ha. Un suivi historique de l'occupation du sol peut être réalisé sur des images LANDSAT 7 ETM+ (avec une

résolution de 30 m), leur gratuité permettant d'acquérir des scènes de plusieurs dates, ou des images SPOT (avec une résolution de 10 m ou moins), sur des zones ciblées. Dans ce contexte, le modèle markovien doit également s'adapter à une approche spatiale dans laquelle le nombre de pixels est élevé mais le nombre de dates comparables est réduit à 3 (délimitant deux périodes) ou guère plus. La présente étude couvre 20 ans, de 1990 à 2000 et de 2000 à 2010.

Dans le sud-ouest malgache qui nous intéresse (environs de Toliara), la végétation se répartit sur un gradient de température nord-sud et un gradient de pluviométrie ouest-est (du plus sec au plus humide) dans un climat local globalement sub-aride. On peut distinguer au nord de Toliara un gradient ouest-est allant de fourrés épineux xérophiles sur sables beiges littoraux à une forêt sèche caducifoliée, la forêt de Mikea, sur dalle calcaire et sables roux à l'est. Au sud de Toliara, un gradient fourrés bas sur sables beiges à l'ouest, au pied de la falaise Mahafaly (commune de Soalara, district Toliara II), et à l'est des fourrés hauts sur dalle calcaire ou sur sables ferrugineux (commune de Betioky sud, district de Betioky-sud). La végétation naturelle est formée de fourrés xérophiles à *Didiereaceae* et à *Euphorbiaceae* (Cornet & Guillaumet, 1976).

Nous nous demanderons si ces milieux contrastés dans leur combinaison sol-végétation sont soumis aux mêmes dynamiques sur une vingtaine d'années, en vérifiant si l'on retrouve les mêmes transitions et les mêmes états d'occupation du sol entre les trois sites sélectionnés. La construction de matrices markoviennes à partir des changements d'occupation du sol oblige à se poser des questions sur les transitions qui sont soumises aux écologues et aux agronomes qui effectuent les reconnaissances de terrain. Cette construction contribue de fait à la définition d'un programme de recherche.

Méthodologie

Le long des gradients pluviométrique (est - ouest) et de végétation (forêt sèche – fourré), trois sites ont été sélectionnés au nord et sud de Toliara car ils expriment les contrastes observés dans la région : Mikea (600-700 mm), Betioky-sud (696 mm ; 1972-2009) et Soalara (418 mm ; 1972-2002). A plus de 400 mm de pluviométrie annuelle, nous restons dans le domaine sub-aride (Le Floch & Aronson, 2013).

A la différence des forêts humides, pour les transitions post-forestières sous forêt sèche, on s'intéressera à l'effet possible du type de sol. La végétation des forêts sèches est clairsemée et laisse passer la lumière au sol, d'où l'importance du type de sol dans la réponse spectrale au rayonnement incident. Par ailleurs, l'eau dans le sol est en relation directe avec la biomasse produite. Une différence devrait se noter entre des sols superficiels sur dalle calcaire et des sols plus profonds sur sables dunaires. Le taux d'argile est un des indicateurs de cette disponibilité en eau dans le sol.

Leprun *et al.* (2009) caractérisent quatre types de sol au nord et au sud de Toliara: dalle calcaire, sable ferrugineux (roux sombre), sable roux (roux clair), sable beige sur la zone côtière. Les sables beiges ne sont observables qu'à Soalara, sur une bande côtière. Les sables ferrugineux se rencontrent à Betioky ; ils sont principalement couverts de haut fourré, puis en moindre importance, de savane. Les sables roux, plus étendus à Soalara, sont principalement couverts de bas fourré. Le pourcentage de sols de dalle calcaire est très faible à Mikea alors que ce sol calcaire caillouteux prédomine à Betioky, car il correspond au début du plateau Mahafaly. Pour discriminer les types de sols par télédétection, Rakotovao (2013) utilise deux indices dans sa classification, un indice de rougeur ou indice de fer ferrique et un indice de stress hydrique (NDVI).

Les images Landsat 7 se prêtent bien à un suivi multi-dates de la végétation. Le problème des images optiques, Landsat ou Spot, est qu'elles ne captent pas les différences de hauteur de végétation entre fourré et forêt sèche, ou entre fourré haut et fourré bas. Cette dénomination fait également référence à la densité de la végétation : le fourré haut est plus dense et le fourré bas plus clair. Le fourré bas est un bush fermé, le fourré bas dégradé est un bush ouvert (Franc *et al.*, 2004).

Les différences de végétation sont très importantes entre période des pluies et période sèche, du fait des multiples adaptations morphologiques (Le Floch & Aronson, 2013) des plantes à la sécheresse (caducité du feuillage, microphyllie, aphyllie, crassulescence, pachycaulie). Il y a donc intérêt à analyser des images de période humide, à la condition qu'elles ne présentent pas de nuages, ou de combiner pour une même année des images en période humide et en période sèche.

Nous avons fait le choix de ne comparer que des fins de périodes humides à trois dates avec Landsat 5 TM du 11/04/1989 et Landsat 7 ETM+ du 06/05/2001 et du 07/05/2010, soit des intervalles de 12 ans et 9 ans, sur un total de 20 ans. Les changements d'occupation du sol ont été étudiés sur ENVI 4.8.

Le but est d'appliquer une approche spatiale de Markov aux changements d'occupation du sol observés entre 3 dates, à l'aide de l'imagerie satellitaire, en suivant le cheminement suivant :

- (1) Les classes d'occupation du sol sont déterminées par l'observation de terrain et confirmées et triées par l'analyse des images satellitaires.
- (2) Le travail de terrain permet de classer les transitions entre celles observées, possibles et impossibles, conduisant à un schéma de transition par site.
- (3) Les matrices de confusion 2010 pour Mikea, Betioky et Soalara permettent d'argumenter quels états d'occupation du sol sont fusionnés et quels états sont conservés.
- (4) Les matrices de transition sont construites sur les changements d'occupation du sol entre 3 dates, soit deux matrices de transitions par site, une pour chaque période.
- (5) Le test d'homogénéité de chaque matrice Markov permet de conclure sur chacune des deux périodes ou de proposer la fusion de ces deux périodes.
- (6) La comparaison finale des matrices de transition dans les 3 sites conduit à une discussion sur le fait de garder un ou plusieurs modèles de Markov représentant au mieux les dynamiques observées.

Résultats

TYPLOGIE DES FORETS SECHES ET FOURRES XEROPHILES

Dans un contexte semi-aride, la diversité et la structure de la végétation ligneuse (composition botanique, taille et densité) sont affectées par les types de sols, le gradient de précipitation et dans une moindre mesure l'usage des terres.

Dans la zone de Toliara, au sud-ouest de Madagascar, coexistent des forêts sèches et des fourrés xérophiles. Cette distinction entre forêt sèche et fourré est validée par la biogéographie. Le fourré présente une végétation dense depuis la base dans laquelle la lumière pénètre jusqu'au sol, du fait du caractère microphyllie, ou même aphyllie de beaucoup d'espèces, qui restreint l'élagage naturel. Une strate arborée peut éventuellement dominer l'ensemble, mais elle sera toujours très discontinue.

Au-delà du plateau calcaire de Mahafaly, on n'est plus en forêt sèche mais on entre en fourré xérophile à *Didiereaceae* et à *Euphorbiaceae* (Razanaka, 1996). La différence de hauteur et de composition

botanique entre fourré haut et fourré bas suit le gradient pluviométrique et traduit les interactions sol-climat.

La Forêt dense sèche (FS) se caractérise par une hauteur de 10 m de haut, supérieure à 10 m sur sables roux, inférieure à 10 m sur dalle calcaire, et des espèces à multi-troncs ramifiés depuis la base, avec une grande quantité de lianes et au total, peu d'ombre. La végétation est clairsemée ; l'effet du sol est important et au total, elle fait peu d'ombre.

Les Fourré haut (HF) entre 5 et 8 m de haut et le Fourré bas (BF) entre 3 et 5 m se distinguent par la hauteur et par la densité, les fourrés hauts étant les plus denses et les fourrés bas les plus clairs. La différence entre fourré et fourré dégradé se note par une différence de densité qui traduit l'état des fourrés, intact – non exploité car très éloigné des villages - ou dégradé, du fait de deux modes d'exploitation principaux : la transformation en charbon de bois et le pâturage caprin. L'espèce privilégiée pour le charbon est le tamarinier (*Tamarindus indica*).

La Savane (SV) se caractérise par un tapis graminéen de moins de 80 cm de hauteur, et se différencie de la steppe par la continuité de la couverture du sol en saison de pluie. Des étapes de régénération sont détectables dans la savane arbustive et la savane arborée. Forêt et savane peuvent apparaître dans le paysage comme deux formations distinctes, clairement délimitées, et sans transition entre les deux.

Pour déterminer les transitions possibles ou non, des questions sont posées aux écologues et aux télédéTECTEURS:

- 1) Qu'est-ce qui empêche le fourré haut de devenir avec le temps une forêt sèche ?
- 2) Le fourré bas peut-il évoluer vers le fourré haut ?
- 3) L'état dégradé du fourré haut n'a-t-il pas la même physionomie que le fourré bas ?
- 4) Comment une savane préservée du feu peut devenir un fourré ?

A Soalara, comme à Betioky, le caractère dégradé des fourrés tient à l'exploitation du charbon de bois et au pâturage des ruminants. L'exploitation du charbon est différenciée puisque seuls les sables sont exploités et non les dalles calcaires (Radosy, 2013). Le pâturage est à dominante de caprins à Soalara et à dominante de bovins à Betioky. Les processus de recru arbustif puis arboré et de coupe sélective pour le charbon sont qualifiés de « dégradation » alors qu'ils sont de nature différente. Le recru ou jachère après mise en culture par abattis-brûlis implique une homogénéisation du milieu donnant lieu à un recru avec l'espèce herbacée et/ou arbustive colonisatrice, à tendance mono-spécifique ; la hauteur homogène de l'arbuste dominant indique l'âge de la jachère. La structure de la végétation est donc différente de celle d'un fourré dégradé dans lequel l'espèce exploitée pour le charbon a été écrêtée ou coupée à la base. Cette densité réduite le rapproche du recru arbustif, si bien que l'imagerie satellitaire ne parvient pas à les distinguer.

Les images satellitaires ne distinguent pas non plus des parcelles cultivées dans une mosaïque constituée de parcelles cultivées, parcelles en jachère récente (tapis herbacé discontinu), sols nus (parcelles labourées ou récoltées), d'où l'appellation « Zone agricole » (ZA) pour regrouper les trois. Les dalles calcaires ou affleurements rocheux observés à Mikea pourraient constituer une classe à part mais elle n'est pas assez représentée pour être distinguée sur les images. Les parcelles en jachère récente, avec un tapis herbacé ou une couverture discontinue d'une ou un petit nombre d'espèces dominantes, sont incluses actuellement dans la ZA, alors que les jachères plus vieilles (10 ans ou plus), avec des arbustes plus hauts et plus denses, sont regroupées dans la classe des recrûs âgés - fourrés dégradés.

Dans la zone côtière de Soalara prédomine un type particulier d'agriculture en enclos, le système de culture du Vala dans des enclos de branchage et épines qui isolent la ZA des troupeaux caprins et

ovins. Le système de clôture du Vala délimite un enclos appartenant à une famille élargie dans lequel des parcelles sont cultivées ou laissées en jachère et le recrû herbacé est alors pâturé par les animaux les plus fragiles du troupeau, animaux malades ou femelles gestantes. Un Vala abandonné est destiné à une régénération naturelle ; le terrain est remis dans les terres communes si la haie est détruite et n'est pas restaurée.

L'élaboration d'une clôture suit deux étapes : 1) branchages à épines ; 2) plantation d'agave (*Agave* sp.) et ou de raquette (*Opuntia stricta* Haw.) et dans une moindre mesure de *Jatropha* (*Jatropha mahafalensis* Jum. & H. Perrier) qui n'est pas consommé par les animaux et qui est difficile à utiliser comme combustible du fait de sa basse capacité calorifique. Les arbustes *Euphorbia laro* Drake et *Commiphora* spp. peuvent également être introduits dans la haie. Ces haies constituent avec le temps de véritables murs de végétation, en particulier autour des villages, mais leur extension spatiale reste insuffisante pour qu'elles apparaissent sur des images SPOT à 10 m. Ces murs de raquette ont également une fonction fourragère car certaines espèces sont consommées en priorité par les bovins, secondairement par les ovins, et plus rarement par les caprins⁷.

EVOLUTION DES SURFACES ENTRE LES DEUX PERIODES

Mikea

Lasry *et al.* (2004) ont traité la dynamique de la déforestation dans la forêt sèche des Mikea entre 1971 et 2001 en comparant des images SPOT de différentes dates. 55 % de la surface forestière a disparu en 30 ans avec un taux de 1,8 % par an. La « déforestation » aux dépend de la forêt dense sèche, qui était dans la période de 1990 à 1999 d'un tiers de la surface, s'est accélérée entre 1999 et 2010, avec la disparition en 10 ans de la moitié de la surface forestière (Tableau I). Pendant la même période, la surface en recrûs a triplé d'approximativement 5 500 à 16 000 ha. Par contre le processus de savanisation, notoire entre 1990 et 1999, s'est stabilisé ensuite. C'est la même tendance qui s'observe pour la zone agricole, qui a augmenté dans une proportion de 1 à 5 entre 1990 et 1999 et puis est restée stable entre 1999 et 2010. L'accélération de la déforestation dans la période 1999-2010 ne s'est donc pas traduite par une augmentation équivalente de la surface cultivée, mais par une augmentation de la surface en recrû (Tableau I).

Tableau I : Matrices de transition Mikea (1990-1999-2010)

Etat initial 1990 %	MIKEA		Etat final 1999	
	Forêt dense	Recrûs	Savane	Zone agricole
Forêt dense	63,72	29,65	5,16	1,46
Recrûs	8,2	68,71	10,50	12,59
Savane	0,50	18,07	78,18	3,25
Zone agricole	6,90	30,36	3,94	58,81
Etat initial 1999	MIKEA		Etat final 2010	
Forêt dense	46,28	49,62	2,18	1,92
Recrûs	1,64	85,56	8	4,8
Savane	0,17	48,62	48,56	2,65
Zone agricole	1,53	55,3	5,83	37,34

⁷ Vilo vilo = Vilovilo ; Nobe = Notsobe ; Maozolo = Mavozolobe (on brûle pour fourrage) ; raquette douce = Doso (Tsisy tsilo) ; Raketa mena : raquette à multiples épines jaunes ; raquette à grande épine grise.

Betioky

Les fourrés hauts sont dominés par *Didierea madagascariensis* Ballon (*Didieraceae*), de 4 à 8 m de haut, et ont une strate inférieure discontinue composée de *Commiphora humbertii* H. Perrier (*Burseraceae*), *Commiphora lamii* H. Perrier et *Croton* spp. (*Euphorbiaceae*).

Randriamalala *et al.* ont mesuré sur des images Landsat 7 une diminution régulière de la surface en fourrés hauts au cours des deux périodes 1989-2001 et 2001-2010 (Tableau II). Les recrûs herbacés sont inclus dans la zone agricole et les recrûs plus âgés sont assimilés aux fourrés hauts. Durant ces vingt ans, la ZA augmente régulièrement, alimentée par les catégories haut fourré et savane. La surface en savane, fluctuante entre 1989 et 2001, s'est stabilisée entre 2001 et 2010. Les surfaces en savane ne donnent pas lieu à une régénération en fourrés à la différence des surfaces agricoles.

Tableau II : Matrices de transition Betioky (1989-2001-2010)

Etat initial 1989	BETIOKY		Etat final 2001	
%	Haut fourré	Savane	Zone agricole	Total
Haut fourré	75,11	0,01	24,88	100
Savane	0,59	55,8	43,61	100
Zone agricole	13,93	2,2	83,87	100
Etat initial 2001	BETIOKY		Etat final 2010	
Haut fourré	56,07	0,44	43,49	100
Savane	0,11	91,93	7,96	100
Zone agricole	10,69	8,71	80,6	100

Rakotovoao (2013) a étudié avec une mosaïque de deux scènes Landsat 7 (453527 ha couverts par les scènes n°160/076 et 160/077) les deux sites de Betioky et Soalara, durant une période de 10 ans avec un pas de temps de 5 ans, en traitant cette mosaïque à trois dates à 5 ans d'intervalle, 06/05/2001, 17/03/2006, 07/05/2010, et en validant sur le terrain l'interprétation satellitaire en mars 2012. Les cartes P1a, P1b, P1c indiquent une déforestation plus marquée en 2001-2006 qu'en 2006-2010, les surfaces en fourrés (tous fourrés confondus) diminuent au profit des surfaces en savane.

Betioky suit donc globalement une évolution de la couverture de fourrés semblable à celle de Mikea pour la forêt sèche.

Soalara

Les fourrés bas (2 à 4 m de haut) sont composés de *Didiereaceae* et *Euphorbiaceae*. Ils sont dominés par *Euphorbia stenoclada* Baillon (*Euphorbiaceae*), *Euphorbia Laro* Drake, *Grewia grevei* Baillon (*Malvaceae*) et *Albizia* sp. (*Fabeaceae*), avec une strate inférieure fermée de *Fabaceae* caractérisée par *Cordyla* sp. (*Cordyla madagascariensis* R. Viguier, *Cordyla humbertii*, *Cordyla implicifolia*). Les fourrés bas occupent des zones très sèches sur sables beiges filtrants, en position littorale, et sur lithosols de dalle calcaire, à l'intérieur des terres.

La pression sur les fourrés bas, qui se traduit par une augmentation des surfaces du fourré bas dégradé et de la zone agricole, s'exprime surtout de 1989 à 2001, moins fortement entre 2001 et 2010 (Tableau III, Randriamalala *et al.*). Le caractère « dégradé » vient de l'exploitation du charbon de bois et du pâturage caprin ; l'exploitation du bois d'œuvre se fait dans des fourrés éloignés du village. Cette évolution se différencie donc de celle de Mikea et Betioky.

Tableau III: Matrices de transition Soalara (1989-2001-2010)

Etat initial 1989	SOALARA		Etat final 2001	
%	Bas fourré	Bas fourré dégradé	Zone agricole	Total
Bas fourré	81,64	8,71	9,66	100
Bas fourré dégradé	28,75	54,9	16,35	100
Zone agricole	9,42	8,58	82	100
Etat initial 2001	SOALARA		Etat final 2010	
Bas fourré	83,38	7,83	8,8	100
Bas fourré dégradé	31,38	50,23	18,39	100
Zone agricole	19,06	11,93	69,01	100

AJUSTEMENT DES ETATS D'OCCUPATION DU SOL EN FONCTION DES MATRICES DE CONFUSION

Mikea (Forêt sèche)

Le tableau IV présente la matrice de confusion établie en 2010 entre les 4 états d'occupation du sol : F (Forêt dense sèche), J (Recrû), ZA (Zone Agricole), S (Savane).

Dans la matrice de confusion établie sur la classification en 2010 entre les 4 états d'occupation du sol ; F (Foêt dense sèche), J (Recû), ZA (Zone agricole), S (Savane), nous nous intéressons à la case Recrû. La case croisant la classe Recrû en horizontal et la classe Recrû en vertical ne fait que 89,1% ; la jachère se confond avec la savane pour 4,9% des cas (Savane – Recrû) et avec la zone agricole pour 6% des cas (Zone Agricole – Recrû). Dans ces conditions, il est décidé de maintenir pour la classification l'état Jachère (Recrû).

Betioky et Soalara (Fourré xérophile)

Les catégories d'occupation du sol de Betioky (HF, HFD, ZA, S) et de Soalara (BF, BFD, ZA = Vala) sont traitées dans la même matrice de confusion en 2010, en obtenant un Kappa = 0,942 ; et une précision globale = 95,45 % (Tableau IV).

Tableau IV : Matrice de confusion de la classification en 2010 (Betioky Sud et Soalara Sud)

Classes	BF%	BFD%	HF%	HFD%	Savane%	ZA%	EO%	EC%	Total
BF%	96,3	0,1	6,91			0,93	3,7	6,27	17,93
BFD%	1,25	99,23				0,35	0,77	3,54	9,35
HF%			89,3	<i>19,12</i>			10,7	10,7	11,73
HFD%			1,86	79,02		0,21	20,98	5,25	5,48
SV%					98,83	1,38	1,17	2,01	22,5
ZA%	2,45	0,67	1,93	1,86	1,17	97,13	2,87	3,33	33,01
Total	100	100	100	100	100	100			100

BF=Bas fourré, BFD=Bas fourré dégradé, HF=Haut fourré, HFD=Haut fourré dégradé, ZA=Zone agricole, EO=erreur par omission, EC=erreur par commission.

Tableau V : Matrice de confusion de la classification en 2010 après fusion de HF et HFD

Classes	BF%	BFD%	HF%	SV%	ZA%	EO%	EC%
BF%	93,31	7,76	1,82	0	0,06	6,69	5.86
BFD%	3,72	91,74	0	0	0,5	8,26	8.71
HF%	0	0	93,01	0	0	6,99	0.00
SV%	0	0	0	100	1,09	0	1.76
ZA%	2,97	0,5	5,17	0	98,35	1,65	5.54
Total%	100	100	100	100	100		

Précision globale = $(10833/11307)=95.81\%$, Coefficient Kappa=0,9462, EO : Erreur d'omission, EC : Erreur de commission

BF : Bas fourré, BFD: Bas fourré dégradé, HF : Haut fourré, SV : Savane, ZA : Zone agricole

Dans la matrice de confusion du tableau IV, les catégories ZA et Savane présentent des confusions mais les pixels bien classés restent au dessus de 97 %. Par contre le haut fourré dégradé n'atteint que 79 %. Les hauts fourrés dégradés sont confondus avec les hauts fourrés dans 19,12 % des cas et avec la zone agricole dans 1,86 % des cas. La classe de haut fourré dégradé sera donc fusionnée avec celle de haut fourré, ce qui améliore notablement le pourcentage des pixels bien classés (Tableau V).

Des questions demeurent sur la similarité ou la différence entre les états observés. En quoi la jachère après culture, observée à Mikea, a-t-elle une physionomie proche de celle du haut fourré dégradé identifié à Betioky, le niveau de dégradation dépendant du pâturage et des prélèvements pour charbon de bois. A Betioky, après culture, l'alternative de recrû entre un fourré et une savane n'est pas documentée ; elle dépend en partie de la fréquence du feu.

Dans cette matrice de confusion, la classe « savane » apparaît bien classifiée (erreurs d'omission autour de 1 %), alors que les classes de fourrés sont relativement moins bien classifiées (erreurs d'omission supérieures à 6 %). Par ailleurs, des confusions demeurent entre les classes « Bas fourré dégradé » et « Bas fourré », d'une part, et entre les classes « Zone agricole » et « Haut fourré » d'autres part. Les réponses spectrales de ces classes sont en effet assez proches au moment de l'acquisition des images. On en conclut que la dégradation n'est pas discernée clairement sur les images avec des pixels de 30 m.

SCHEMAS ET MATRICES DE TRANSITION (1989-2001-2010)

La détection de changement conduit à deux matrices de transition dans chaque site: 1989-2001 et 2001-2010. On vérifiera l'homogénéité de ces matrices markoviennes.

Transitions Mikea

Quatre classes ont été sélectionnées dans la zone de Mikea : FS, ZA , SV, J (Figure O5). La Forêt sèche n'est pas exploitée pour le charbon de bois (trop éloignée pour les charrettes) ni par les bovins (pas de strate herbacée en forêt). A Mikea, la FS n'est pas exploitée pour le charbon de bois (trop éloigné pour les charrettes), ni par les bovins (pas de strate herbacée).

Transitions Betioky

La classe Savane existe bien à Betioky, maintenue par le feu et dédiée au pâturage des zébus (Figure 1). Par contre la fusion de HF et HFD conduit à 3 classes : HF, ZA et SV. La zone agricole est alimentée par la défriche de HF ou encore par le retournement de la savane.

Hypothèse : Savanisation de forêt peu résiliente ; de savane, on ne revient pas à forêt-fourré.

Forêt = fourrés / ZA / Savane. On cherche donc à estimer la transition Forêt-Savane. C'est cette transition qui nous intéresse également pour les stations acridiennes.

Quatre classes ont été identifiées dans la zone de Betioky : HF, HFD, ZA, SV, mais la fusion de UF et HFD validée par la matrice de confusion a conduit à ne garder que 3 classes : HF, ZA et SV.

ZA est alimentée par la défriche de HF, ou encore le retournement de la savane.

L'abandon de la ZA donne de la savane (c'est le cas des parcelles antérieurement en savane), mais peut aussi donner HFD, la jachère rejoignant l'état d'un fourré dégradé.

Transitions Soalara

L'infrastructure de clôture végétale en Vala délimite des espaces réduits affectés à l'agriculture, et au pâturage des animaux les plus fragiles. Il n'y a plus d'espaces de savane à proprement parler.

Seulement trois classes ont donc été sélectionnées dans la zone de Soalara : BF, BFD et ZA (Figure 1)

BF → BFD par charbon de bois

BFD → BF par mise en défens

BFD → ZA par défriche (dans des parcs)

BF → ZA par défriche (dans des parcs)

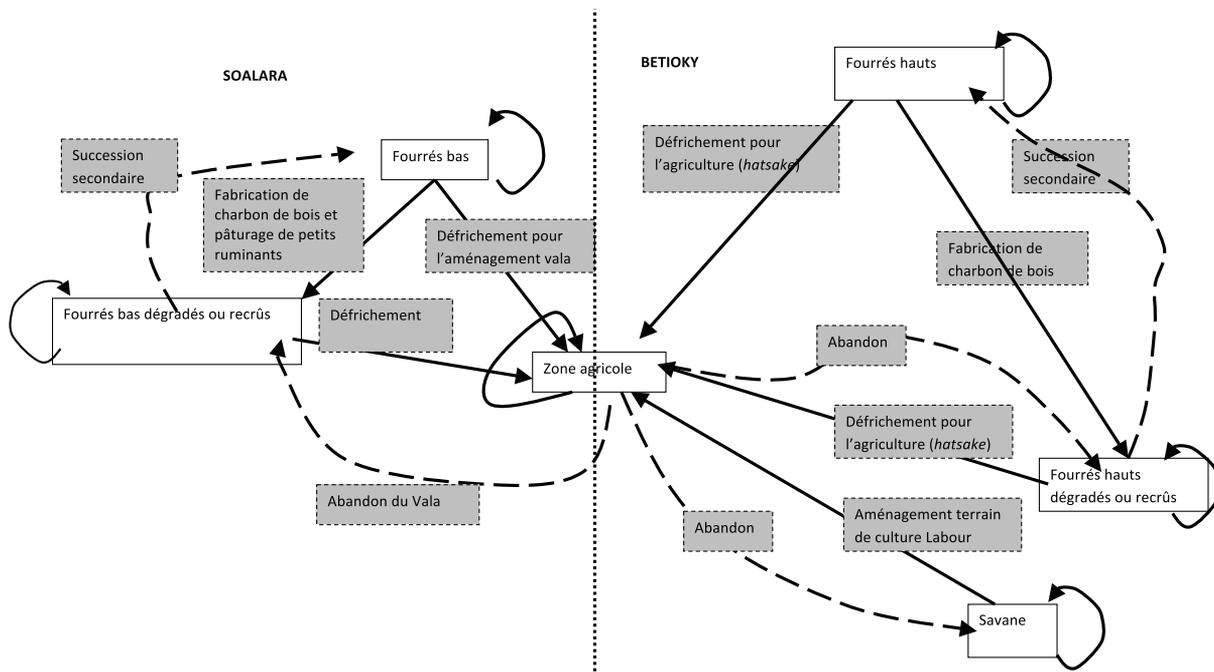


Figure 1. Schéma de transition en fourrés xérophiles (Soalara et Betioky)

Le fait que la zone agricole soit dans un parc enclos limite à cet enclos les surfaces en jachère assimilée à du bas fourré dégradé.

ZA → BFD (inférieur à 3 % des transitions). L'abandon d'une zone agricole pendant plus de 20 ans (abandonné de mémoire d'homme) conduit au même état que le FBD.

Il n'y a plus d'espaces de savane à proprement parler à Soalara. A moins de 400 mm de précipitation annuelle, la savane laisse la place à la steppe.

Discussion

COMPARAISON DES ETATS D'OCCUPATION DU SOL

On constate que les sites de Mikea et Betioky ont tous deux un état savane, et que la différence entre forêt sèche et fourré haut, qui tient à une zonification biogéographique, n'entraîne pas de différence de rôle dans les transitions. La proximité des végétations des jachères de Mikea avec celles des hauts fourrés dégradés à Betioky, reste à vérifier. La sécheresse plus marquée sur la zone côtière limite la végétation des fourrés à des bas fourrés à Soalara, qui sont soumis à des pressions d'exploitation à proximité des villages. On ne retrouve pas de savane à Soalara, car la couverture herbacée est incorporée dans le Vala. La différence entre fourré haut et fourré bas est basée sur la zonification biogéographique.

Soalara resterait de toute façon à part, sans savane, avec le système foncier du Vala, qui correspond à un bocage fermé (infrastructure de haies) et qui rassemble à l'intérieur des états allant du fourré dégradé à la jachère herbacée sur-pâturée proche du sol nu.

COMPARAISON DES SCHEMAS DE TRANSITION

Un schéma de transition global pour les forêts sèches a 6 classes en considérant la classe ZA comme classe commune. Mais le ZA de Soalara en parc n'est pas équivalente à la ZA de Betioky ; la principale différence serait le temps de séjour. Le temps de séjour en ZA Soalara est plus long et l'objectif est de constituer une réserve fourragère, alors que le temps de séjour en ZA à Betioky est plus court. Le premier est proche d'un état absorbant alors que le second est inclus dans une rotation. L'autre problème qui rend difficile la fusion des deux graphes de Soalara et Betioky est l'absence d'évolution observée entre bas fourré et haut fourré.

(1) Fourré - Forêt

Le temps de séjour ou le comportement est-il différent entre ces deux formations végétales ? Si aucune transition n'est repérée entre les deux, on s'interdit de fusionner les deux graphes de transition, d'où des modèles séparés si on valide la différence.

(2) L'état Recrû est-il semblable à l'état dégradé qui résulte de certains niveaux d'extraction ?

Les processus de recrû arbustif et de coupe sélective pour le charbon sont qualifiés de dégradation alors qu'ils sont de nature différente. La hauteur des arbustes dans la jachère, surtout l'espèce dominante, devrait marquer l'âge de la jachère. Comment se fait, après l'exploitation de charbon, la régénération à base d'arbustes entre les arbres restants ? On n'observe pas de processus de dégradation sur dalle calcaire ni à proximité des villages.

TYPES DE SOL

La contrainte édaphique apparaît sur le schéma de transition mais pas dans la matrice de transition ni dans la chaîne de Markov d'ordre 1. L'effet notoire du type de sol n'apparaît pas dans le modèle de transition simple markovien mais pourrait être introduit dans un Markov de second degré.

Sur dalle calcaire, le système actuel de foyer enterré ne permet pas la fabrication de charbon. Par contre, le pâturage est possible. Entre les dalles calcaires, la culture du maïs est la seule culture possible.

Les sables beige dans les situations côtières n'ont pas été étudiés par manque de temps.

VERS TROIS MODELES DE TRANSITION

Les résultats présentés nous font pencher vers la recherche des domaines de validité de trois modèles de transition distincts plutôt qu'un seul modèle générique qui couvrirait les forêts sèches et fourrés du sud-ouest.

Le modèle de Mikea a pour limite au nord une limite bio-géographique avec Morondave et la forêt de Kirindy (Raharimalala, 2010), si l'on démontre que ces formations végétales se distinguent.

Le modèle de Betioky est limité à l'est par les savanes, avec la disparition des zones cultivées.

Le domaine de validité du modèle Soalara s'étend jusqu'au parc national de Tsimanampetsotse, en bordure littorale Sud où dominent les sols salés, mais pas au-delà. Le modèle de Soalara s'étendrait donc sur la bande côtière, depuis Salary Bay jusqu'à Sud du plateau Mahafaly. Au-delà, plus au sud, on passe au modèle Androy qui a été décrit et documenté par Fanakoa (2010). Plus au Sud, la savane fait place à la steppe et l'alimentation des bovins repose sur des raquettes fourragères (Réau, 1996 ; Fanakoa, 2007). Les *raketa* (*Opuntia stricta*) constituent un complément alimentaire important aux zébus, la seule source de fourrage durant une partie de l'année. On peut considérer qu'il s'agit de plantations pérennes. Les *raketa* peuvent aussi être consommées par les humains.

Conclusion

L'application d'un modèle de chaînes de Markov aux données spatiales est contrainte par un nombre de dates restreint de l'ordre de 3 dates. Avec des images de Landsat 7 à 30m, la quantité de pixels reste limitée mais on peut espérer récupérer une dizaine de dates.

Pour des études plus détaillées, qui semblent nécessaires pour apprécier des stades de dégradation des formations végétales, on peut aussi traiter des images SPOT. Les images SPOT 5 en particulier, du fait de leur haute précision, fournissent un très grand nombre de pixels, mais sont disponibles pour un nombre de dates plus réduit (entre 3 et 10 dates selon les sites). Afin d'optimiser ces références de haute résolution, il est cependant nécessaire de poursuivre le dialogue inter-disciplinaire afin d'obtenir des données complémentaires permettant de formaliser les transitions et de finaliser l'analyse comparée des états de végétation et des phases d'extraction-dégradation.

Références bibliographiques

- Casse T., Milhøj A., Ranaivoson S., Randriamanarivo J.R., 2004: « Causes of deforestation in southwestern Madagascar: what do we know ? » *Forest Policy and Economics*, 6 : p. 33-48.
- Cornet A., Guillaumet J.L., 1976: « Divisions floristiques et étages de végétation à Madagascar ». *Cahier ORSTOM, Série Biologie*, 9 : p. 35-42.
- Fanakoa P.S., 2007 : Dynamique des pratiques paysannes face à la déforestation de l'extrême sud de Madagascar. Thèse en sciences économiques UVSQ Versailles Saint-Quentin en Yvelines, 711 p.
- Fanakoa P.S., 2010 : « Understanding environmental issues using system dynamics methods. Pressure on Natural resources in Southern Madagascar ». Les Cahiers du GERAD, G-2010-45, 08/2010, HEC Montréal – Canada, 21 p.
- Franc A., Andriamaroahina T.R., Duranton J.F., Lecoq M., Legros Y., Luong-Skovmand M.H., Rabesisoa L.F., Randriamifidimanana H., Solofonaina H., 2004 : La lutte préventive antiacridienne à Madagascar. Contribution du CIRAD 2001-2003. Rapport final. FSP France, convention 1998-017. PCLA-Prifas N°66. CNA, Tuléar, Madagascar/CIRAD, Montpellier, 140 p.
- Grouzis M., Razanaka S., Le Floc'h E., Leprun J.-C. 1999 : « Evolution de la végétation et de quelques paramètres édaphiques au cours de la phase post-culturelle dans la région d'Analabo », dans S. Razanaka, M. Grouzis, P. Milleville, B. Moizo, C. Aubry (eds.), Sociétés paysannes, transitions araires et dynamiques écologiques dans le sud-ouest de Madagascar, Actes de l'atelier CNRE-IRD, 8-10/11/1999, Antananarivo, IRD-CNRE-SCAC : p. 327-337.
- Hervé D., 2015: « 50 ans d'occupation du sol parcellaire après abattis-brûlis (forêt ombrophile de l'est malgache) », dans D. Hervé, S. Razanaka, S. Rakotondraompiana, F. Rafamantanantsoa, S. Carrière (eds.), Transitions agraires au sud de Madagascar, résilience et viabilité deux facettes de la conservation, Actes du séminaire de synthèse du projet FPPSM, 10-11/06/2013, Antananarivo, IRD-FSP/PARRUR : p. 45-70.
- Hervé D., Müller J.P., Ratiarson V., Ramamonjisoa B., 2013 : « Validation of agent-based land use model by Markovian model. Application to forest agriculture transitions in Madagascar ». *Studia Informatica Universalis, V2CS special issue*: p. 33-61.
- Hosnah H.B., 2013 : Dynamique du couvert forestier dans le sud-ouest de Madagascar. Cas du fourré xérophile de Betsioky-Sud et Soalara-Sud. DEA Foresterie-Développement-Environnement, ESSA-Eaux et Forêts, Université d'Antananarivo, IRD, CNRE, 51 p. + annexes.
- Lasry F., Grouzis M., Milleville P., Razanaka S., 2004 : « Dynamique de la déforestation et agriculture pionnière dans une région semi-aride du sud-ouest de Madagascar : exploitation diachronique de l'imagerie satellitale haute résolution ». *Photo-Interprétation*, 1 : p. 26-33.
- Le Floc'h E., Aronson J., 2013: Les arbres des déserts. Enjeux et promesses. Actes Sud, 364 p.
- Leprun J.C., Grouzis M., Randriambanona H., 2009 : « Post-cropping change and dynamics in soil and vegetation properties after forest clearing: exemple of the semi-arid Mikea Region (southwestern Madagascar) ». *Comptes-rendus Geoscience*, 341 : p. 526-537.
- Masezamana H.N., Andrianarisoa J.H., Raoliarivelo L.I.B., Randriamalala R.J., 2013 : Identification et analyse d'activités alternatives à la fabrication de charbon de bois dans le district de Toaliara II. Rapport DERAD, Q096, 67 p.

Radosy H.O., 2013 : Résilience des fourrés xérophiles face au pâturage des petits ruminants et à la fabrication de charbon de bois dans la commune rurale de Soalara-Sud (District de Toliara II, Région Atsimo-Andrefana). DEA Foresterie-Développement-Environnement, ESSA-Eaux et Forêts, Université d'Antananarivo, IRD, CNRE, 51 p.

Raharimalala O., Buttler A., Ramohavelo C.D., Razanaka S., Sorg J.P., Gobat J.M., 2010 : « Soil vegetation patterns in secondary slash and burn successions in Central Menabe, Madagascar ». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 139 : p. 150-158.

Raherison M., Grouzis M., 2005 : « Plant biomass, nutrient concentration and nutrient storage in a tropical dry forest in the South-West of Madagascar ». *Plant Ecology*, 180 : p. 33-45.

Rakotavao V., 2013 : Evolution du biotope du criquet migrateur dans les communes de Soalara et le district de Betioky, sud-ouest de Madagascar. Master International Géosciences TRN Télédétection et Risques Naturels, Univ La Réunion, IOGA-IRD-CNRE, 45 p.

Ratiarson V., Hervé D., Müller J.P., 2011 : Calibration et validation d'un modèle de dynamique d'occupation du sol postforestière à base d'automate temporel à l'aide d'un modèle markovien. Application à la transition forêt-agriculture à Madagascar. *Cahiers Agricultures*, 20 (4): p. 274-279.

Razanaka S., 1996 : « Répartition des espèces xérophiles dans le sud-ouest de Madagascar », dans W.R. Lourenço (éd.), *Biogéographie de Madagascar*. Paris, ORSTOM : p. 171-176.

Réau B., 1995: Dégénération de l'environnement forestier et réactions paysannes. Les migrants Tandroy de la côte ouest de Madagascar. Thèse doctorale en géographie, Univ. Bordeaux 3.

Steininger M., Musinsky J., 2007 : « Forest cover and change : Madagascar 1990-2000-2005 ». USAID. *Mad_defor_irg07_final.pdf* [en ligne] - Disponible sur internet : http://www.frameweb.org/ev.php?ID=70691_201&ID2=DO_TOPIC

Scénarios de diminution du couvert forestier selon la pression démographique et l'intensification agricole

Scenarios of deforestation varying demographic pressure and agricultural intensification

D. HERVÉ¹
V. RATIARSON²
B.O. RAMAMONJISOA²

(1) Institut de Recherche pour le Développement (IRD UMR 220), BP 64501, 34394 Montpellier, France

(2) Ecole Nationale d'Informatique, Université de Fianarantsoa, BP 1484, Fianarantsoa 301, Madagascar

Résumé

Pour modéliser la dynamique de l'occupation du sol, des modèles stochastiques permettent de se projeter dans le futur et des modèles déterministes d'envisager des simulations en faisant varier certains paramètres. Les études de l'évolution du couvert forestier à Madagascar, sur un pas de temps de 5 à 10 ans, tentent de tracer des courbes à partir des années d'évaluation de ce couvert forestier ; les modèles déterministes permettent de représenter les facteurs de déforestation, les modèles stochastiques autorisent l'étude prospective basée sur les séries d'évolution de l'occupation du sol.

Deux facteurs liés entre eux expliquent l'abattis-brûlis responsable de la majeure partie de la déforestation : la pression démographique (nombre d'habitant par km²) et l'intensification agricole (rapport du nombre d'années cultivées sur le nombre d'années total après l'abattis-brûlis, donc la somme des années de cultures sur la somme des années de cultures et jachères arbustives ou herbacées, durant cette période). Le premier est classiquement mis en regard du stock de ressources naturelles dont l'exploitation doit être garantie le plus longtemps possible. Conformément à Boserup, la réduction de ce stock conduit la population concernée à rechercher des alternatives dans l'intensification des surfaces défrichées pour l'agriculture, ce que l'on constate tant dans les rizières de bas-fonds que sur les pentes cultivées sous pluie.

Nous montrons par des simulations comment le rythme de déforestation dépend de ces deux facteurs. Pour infléchir ces tendances, les leviers d'action ne sont pas les mêmes. Plusieurs facteurs jouent sur la croissance démographique mais les mesures pour être efficaces doivent être acceptées par les populations

riveraines des massifs forestiers. La marge de manœuvre d'une intensification agricole s'évalue par rapport à la saturation de l'espace déjà défriché, l'augmentation des rendements espérés, la gestion de la fertilité du sol en fonction de certains seuils et la durée minimum de la jachère pour assurer la durabilité des systèmes de culture recommandés. La discussion de ces scénarios montre que des leviers d'action existent hors forêt pour ralentir la vitesse de déforestation.

Mots-clés : abattis-brûlis, forêt ombrophile, modèle de simulation, saturation de l'espace, Markov

Abstract

To model the land use dynamics, stochastic models are used to project the future, and deterministic models to consider simulations by varying some parameters. With studies of forest cover changes in Madagascar, at a time step of 5 to 10 years, we are trying to draw curves of forest cover assessment: deterministic models are used to represent the drivers of deforestation, stochastic models are based on a series of changes in land prospective study.

Two interrelated factors explain the shifting cultivations responsible for deforestation: population pressure (number of inhabitants per square kilometer) and agricultural intensification (ratio of the number of years of cultivation on the number total of years after the slash and burn, which sums crops and shrubby or herbaceous fallow periods). The first is typically placed next to the stock of natural resources whose exploitation must be guaranteed as long as possible. According to Boserup, the reduction of the natural resource stock led the people concerned to look for alternatives in enhancing surfaces cleared for agriculture, which is observed both in lowland paddy rice, and in the slopes grown under rain.

We show through simulations how the speed of deforestation depends on these two factors. To influence these trends, the levels are not the same. Several factors affect population growth but the measures to be effective must be accepted by the local population of the forests. The agricultural intensification is evaluated relative to the saturation of land already slashed and burnt on forest, the increase in expected returns, the management of soil fertility based on certain thresholds, and the minimum length of fallow to ensure the sustainability of the recommended cropping systems. These scenarios discussion shows that levels of action exist outside forests to slow the rate of deforestation.

Keywords: slash and burn, rainforest, simulation model, land use, saturation, Markov

Introduction

Pour modéliser la dynamique de l'occupation du sol, des modèles stochastiques permettent de se projeter dans le futur, des modèles déterministes d'envisager des simulations en faisant varier certains paramètres. Les études de l'évolution du couvert forestier à Madagascar, sur un pas de temps de 5 à 10 ans, tentent de tracer des courbes à partir des années d'évaluation de ce couvert forestier, depuis la carte de végétation de Faramalala (1995). Le développement récent de l'imagerie satellitaire ouvre des possibilités de détecter les changements d'occupation du sol entre deux dates, en combinant différents capteurs et différents satellites (Landsat, Spot) et différentes résolutions dans des chaînes de traitement

adaptées à chaque situation. Ces méthodes ont été appliquées à des situations caractéristiques, avant et après la création d'une aire protégée par exemple (Hervé *et al.*, 2009 ; Huynh *et al.*, 2009 ; Hervé *et al.*, 2010 ; Ravonjimalala *et al.*, dans cet ouvrage) ou à des échelles locales, pour mesurer le recul d'un front forestier (Lasry *et al.*, 2004 ; Ravonjimalala *et al.*, 2014), ou encore dans un dispositif multi-site à une échelle nationale (Grinand *et al.*, 2013).

L'objectif de cette modélisation est l'élaboration de scénarios, permettant de se projeter sur des dispositifs d'action faisant référence pour la définition des politiques environnementales. Afin de servir à des simulations, les modèles de dynamique de l'occupation du sol doivent être au préalable calibrés et validés, ce qui suppose de disposer de deux jeux de données chronologiques sur l'occupation du sol, l'un pour la calibration et l'autre pour la validation, sur la période la plus longue possible (Ratiarson, 2011). L'usage annuel d'un lot de 170 parcelles localisées sur la lisière forestière du COFAV, à l'est de Fianarantsoa, a été pour cela reconstitué sur une période de 33 ans (1973-2006).

Cet historique d'occupation du sol est résumé dans une chaîne de Markov afin de calibrer, puis valider deux modèles de dynamique de l'occupation du sol, un modèle à base de règles, un automate temporisé (Ratiarson *et al.*, 2011) et un modèle à base d'agents ou système multi-agents (Hervé *et al.*, 2013). Chaque modèle a ses propres contraintes quant aux données utilisées et son propre domaine de validité. Les modèles stochastiques autorisent l'étude prospective basée sur les séries connues d'évolution de l'occupation du sol. Les modèles déterministes permettent de représenter les facteurs de déforestation ; nous avons construit pour cela des modèles à base de règles. Les modèles les plus explicites sont les systèmes multi-agents. Des scénarios d'évolution du couvert forestier sont construits avec ces modèles multi-agents sur la base de simulations informatiques.

Les systèmes multi-agents sont utilisés classiquement pour explorer des scénarios. L'état initial étant fixé et les paramètres fixés, on lance la simulation. On peut aussi faire varier les paramètres autour de leur valeur calibrée. Nous construisons un protocole de scénarios répondant aux deux hypothèses suivantes :

Hypothèse 1 : Deux facteurs liés entre eux, la pression démographique et l'intensification agricole, ont des effets importants sur l'abattis-brûlis responsable de la majeure partie de la déforestation.

Hypothèse 2 : L'augmentation des besoins alimentaires des agriculteurs pour répondre à la croissance démographique peut être atteinte par une intensification agricole, sans mettre à contribution le couvert forestier.

Nous montrons par des simulations comment le rythme de déforestation dépend de ces deux facteurs, la pression démographique et l'intensification agricole.

Le choix des modèles est justifié et la modélisation conceptuelle est détaillée avant d'implémenter un système multi-agent, en rappelant brièvement comment il a été calibré puis validé. Une fois validé, ce modèle a été utilisé dans des simulations permettant de faire jouer dans certains intervalles de variation des facteurs explicatifs de la déforestation. Nous nous limiterons dans ce papier à explorer des scénarios à partir de deux facteurs, la croissance démographique et l'intensification agricole, en dégagant des interprétations et des enseignements.

Problématique conduisant au protocole de simulation

Nous nous proposons de travailler sur deux facteurs, liés entre eux, mais qui ont un effet inverse sur l'abattis-brûlis responsable de la majeure partie de la déforestation : la croissance démographique comme facteur aggravant et l'intensification agricole, comme facteur de réduction de la déforestation. Reprenons tout d'abord la définition de ces deux variables.

- La pression démographique, exprimée comme un taux de croissance démographique (%), aboutit localement à une densité de population (hab./km²). Mais il est difficile d'obtenir des densités de population localisée dans chacun des écosystèmes, et tout particulièrement dans le domaine forestier, car les limites administratives qui servent aux recensements ne recourent pas les unités de végétation.
- Dans un contexte de terres disponibles pour la mise en culture, l'intensification agricole est exprimée par la durée respective des phases de culture et de jachère après l'abattis-brûlis. On peut exprimer cette variable par le rapport : Nombre d'années de culture sur Nombre d'années de jachère, centré sur la valeur 1 ; ou par le rapport (exprimé en pourcentage) : Nombre d'années de culture/Nombre total d'années cultivées et en jachère depuis le premier abattis-brûlis sur la forêt, qui s'applique directement à notre cas de figure. La somme des années de culture et des années de jachère est l'âge de la parcelle depuis la première défriche.

Lorsque nous parlons d'intensification agricole, nous nous référons spécifiquement à cette période. Il s'agit de défricher toute nouvelle parcelle dans l'espace déjà défriché et non par un nouvel abattis-brûlis sur la forêt. Nous nous situons donc dans une première étape d'intensification agricole, qui consiste à trouver de nouvelles terres à cultiver.

Un cycle de culture est la succession d'une mise en culture par abattis-brûlis (précédent forêt) ou défriche-brûlis (précédent jachère), d'une succession de cultures, puis d'une période de jachère (abandon de culture). Il se caractérise par une durée en culture suivie par une durée en jachère. L'âge de la parcelle depuis la première défriche sur la forêt peut donc être décliné en un certain nombre de cycles de culture.

Depuis la première défriche conduisant à une mise en culture, jusqu'au dernier abandon de culture, se définit la période d'exploitation de la parcelle. L'âge de la jachère (jachère finale, pourrait-on préciser) se définit par la période depuis le dernier abandon de culture. L'âge de la parcelle est donc la somme de la période d'exploitation et de la durée de la dernière jachère. C'est en se référant à cette dernière jachère que l'on caractérisera la parcelle par son âge de jachère. On cherche ainsi à comparer des parcelles d'âges de jachère différents pour évaluer les dynamiques de la fertilité du sol ou de la régénération forestière.

La pression démographique est classiquement mise en regard du stock de ressources naturelles dont l'exploitation doit être garantie le plus longtemps possible. Conformément à Boserup, la réduction de ce stock conduit la population concernée à rechercher des alternatives dans l'intensification des surfaces défrichées pour l'agriculture. Concrètement, il est très difficile d'obtenir des données de démographie locale, à l'échelle fine de la gestion villageoise des ressources naturelles, et d'établir des correspondances entre des unités de recensement des populations et des unités spatiales de gestion des ressources.

On constate que cette théorie de Boserup s'applique aux hauts plateaux malgaches (Locatelli, 2000), tant dans les rizières de bas-fonds que dans les pentes cultivées sous pluie. Le premier niveau d'intensification

est la saturation de l'espace foncier disponible : front de défrichement avec avancée de la défriche et recul de la forêt (Lasry *et al.*, 2005); aménagement des bas-fonds en rizières jusqu'à la saturation des bas-fonds disponibles (Rakotoasimbahoaka *et al.*, 2010 ; Rakotoasimbahoaka, 2011) et, dans le cas des forêts humides, l'articulation entre les deux, aménagement des bas-fonds et défriche des versants.

Le second niveau d'intensification est une intensification à surface constante, qui correspond à l'augmentation sur la surface cultivable des années de culture par rapport aux années de jachère. Peut-on augmenter le nombre d'années de culture successives ? Peut-on réduire d'autant la durée des jachères intercalaires ? Faut-il attendre des jachères de 20 ans pour garantir un niveau suffisant de régénération ou peut-on se satisfaire de jachères de 10 ans ? Cette seconde intensification, qui se réalise aux dépens de la durée de la jachère, a pour principale limite le niveau de fertilité du sol.

Un troisième niveau d'intensification agricole correspond à l'augmentation des rendements à surface constante et durée de jachère réduite, soit par l'utilisation d'intrants, soit par des pratiques agricoles qui stimulent les processus naturels de la fertilité, mais qui peuvent exiger plus de travail.

Afin de limiter l'extension des surfaces agricoles aux dépens des surfaces forestières, nous évaluerons les marges de manœuvre des niveaux d'intensification agricole 1 et 2, en simulant leurs impacts sur le rythme de la déforestation, mais sans traiter ici du troisième niveau d'intensification agricole.

Méthodes

Le site choisi est le corridor forestier de Fianarantsoa (COFAV), dans une lisière forestière située à l'est du village d'Ambendrana (commune d'Androy).

Trois modèles de transition ont été appliqués :

- Le premier modèle est un modèle markovien de transition sur des parcelles non spatialisées ;
- Le second modèle est un modèle à base de règles, sur des parcelles non spatialisées, qui est un automate temporisé ;
- Le troisième modèle est un modèle à base d'agents agriculteurs sur des parcelles spatialisées ; c'est un système multi-agent (SMA).

Des étapes de formalisation sur des modèles simplifiés, de nature stochastique puis déterministe, ont été nécessaires avant de construire des modèles plus complexes dans lesquels les agents agriculteurs étaient représentés explicitement avec leurs décisions. Le cahier des charges du modèle multi-agent est d'étudier par simulation l'effet des décisions des agriculteurs sur la dynamique des occupations du sol post-forestières.

MODELE CONCEPTUEL DU SYSTEME MULTI-AGENT

Espace environnemental : un territoire villageois constitué d'un nombre fixe de parcelles indépendantes.

Spatialisation : l'espace est découpé en 3 bandes (zones) parallèles d'est en ouest-, selon leur distance à la forêt, Forêt (F), Lisière (L), Savane (S), dans lesquelles sont localisées les parcelles.

Agents : les agriculteurs répartis entre 3 types sont formalisés comme des agents prenant deux types de décisions : mise en culture et abandon de culture.

Objets : parcelles de bas-fonds et de pente.

Moteur de changement d'état : une parcelle abandonnée doit être remplacée par au moins une nouvelle parcelle cultivée pour satisfaire les besoins alimentaires de la famille, considérés comme constants d'une année à l'autre.

Cette construction du modèle conceptuel assume donc un certain nombre de simplifications.

La stratégie foncière qui consiste pour un agriculteur à défricher une parcelle sans la cultiver ou seulement pour un à deux ans, afin de rappeler son droit foncier sur cette parcelle, cette stratégie foncière n'est pas prise en compte dans un premier temps dans le modèle.

Les nouvelles parcelles cultivables sont choisies sans conflit d'accès aux parcelles, parmi les surfaces cultivables les plus âgées possibles, c'est-à-dire en priorité sur des jachères les plus anciennes. Nous n'intégrons pas dans le modèle des interactions ou des compétitions entre agents ni les voisinages entre parcelles. Nous formalisons ces choix de parcelles en classant les remises en culture suivant le précédent, dans un ordre décroissant de fertilité potentielle, tout en intégrant l'interdiction de défricher de nouvelles parcelles en forêt; ce qui classe le précédent forêt après les précédents jachère et herbe :

- 1) Jachère → Culture (remise en culture)
- 2) Herbe → Culture (labour)
- 3) Forêt → Culture (défriche de forêt)
- 4) Au cas où la forêt n'est plus disponible, reprendre une parcelle abandonnée Culture → Culture, avec le risque d'aboutir assez vite à une fertilité du sol très réduite.

Données : Nombre de parcelles par type d'agriculteur (taille de l'exploitation) et par zone (3 bandes pertinentes par rapport à la forêt : savane, lisière et forêt). Les parcelles sont considérées localisées et non jointives, indépendantes les unes des autres, donc sans voisinage.

Variables :

τ_c, τ_j, τ_h : les variables de durée pour désigner les durées de séjour ou les âges respectifs dans les états de Culture, Jachère, Herbe sont des variables compteur qui sont initialisées à zéro au démarrage et qui s'incrémentent à chaque pas de temps.

CPT_NC : compteur du nombre de cycles agricoles

NbAgent : nombre d'agents

NbParcelles : nombre de parcelles par agent.

Paramètres dont on va chercher à fixer la valeur par le processus de calibration :

DUREE_C, DUREE_J, DUREE_H : durées de séjour en Culture, Jachère et Herbe, maximum avant une transition (valeurs seuils).

NB_CYCLES : le nombre de cycles culturels (NC)

La calibration du modèle consiste à trouver les paramètres optimaux, par un automate temporisé. Les valeurs ainsi ajustées sont ensuite utilisées dans le SMA.

Ces paramètres sont des seuils de changements d'état : si $\tau_c > DUREE_C$ fixée, alors la transition peut avoir lieu : soit abandon en jachère, soit abandon en herbe.

Si Nb cycles < seuil, alors jachère ; sinon herbe.

Ces paramètres sont fixés suivant les experts du domaine.

Initialisation :

L'état initial consiste à construire une grille de N parcelles homogènes réparties dans les 3 bandes, appartenant à M agents. N parcelles réparties dans trois bandes (Na, Nb, Nc) et M agents sont répartis dans 3 types : M1, M2, M3.

Les durées de séjour τ_c , τ_j , τ_h sont initialisées aléatoirement pour chaque parcelle. Chaque agent a ses propres parcelles réparties dans une ou trois bandes et les décisions sont décentralisées au niveau de chaque agent. Les agents sont réactifs, c'est-à-dire que chaque agent agit sur ses propres parcelles, qui sont donc identifiées par une fonction d'appartenance.

Les agents agissent sur l'environnement en parallèle, pour satisfaire leurs propres besoins familiaux. La règle du premier défricheur se traduit par le fait qu'une parcelle prise par un agent est interdite d'accès à tout autre agent.

Pour gérer la couverture des besoins alimentaires de la famille, chaque agent prend deux types de décisions, la décision de culture (mise en culture puis culture successive) et la décision d'abandon de culture (arrêt de culture après un certain nombre de cycles culture-jachère). Nous détaillons ci-dessous les algorithmes de chacune de ces décisions. En effet, dans le SMA, chaque agent a sa propre stratégie.

DECISION DE CULTURE

Pour chaque pas de temps t et pour chaque agent i , l'algorithme va construire la liste des parcelles cultivables par l'agent i lorsqu'une parcelle est abandonnée.

Etape1 : choix d'une mise en culture par l'agent i au temps t

Tant que $NbParcelleNécessaires(i,t) > NbParcelleCultivées(i,t)$

Choisir une parcelle cultivable la plus âgée et la plus proche des bas-fonds dans l'ordre suivant (ordre commun à tous, agissant comme une règle villageoise) :

- 1) s'il existe une parcelle dans l'état Jachère telle que $\tau_j > DUREE_J$, alors remise en culture par défriche;
- 2) s'il existe une parcelle dans l'état Herbe telle que $\tau_h > DUREE_H$, alors remise en culture par labour;
- 3) s'il existe une parcelle en pente dans l'état Forêt, alors défriche de forêt ;
- 4) si l'agent ne trouve rien de toute cela, alors reprendre la parcelle abandonnée soit

$NbParcelleAbandonnées(i,t) = -1$;

Etat_parcelle = Culture et $\tau_c = 0$;

$NbParcelleCultivées(i,t) = +1$;

FinTant que

DECISION D'ABANDON

Etape2 : choix d'abandon par l'agent i , pour chaque parcelle cultivable, au temps t

$CPT_NC = +1$

SI $CPT_NC > NB_CYCLES$, ALORS

SI non Déjà_Abandonnée_en_herbe ou $\tau_c > DUREE_C$ ALORS

abandon en Herbe :

- $\tau_h = 0$;

- NbParcelleCultivées(i,t) = -1 et NbParcelleAbandonnées (i,t)= +1 ;
- Déjà_Abandonnée_en_herbe \neg true ;

FINSI

SINON

SI $\tau_c > DUREE_C$ ALORS abandon en Jachère :

- $\tau_j=0$

- NbParcelleCultivées(i,t)=-1 et NbParcelleAbandonnées (i,t)= +1 ;

FINSI

Fin Parcelle

FIN AGENT

Etape 3 : évolution des parcelles

Pour chaque parcelle non choisie

- Selon l'état de l'occupation du sol

Culture : τ_c ++ ;

Jachère : τ_j ++ ;

Herbe : τ_h ++ ;

Fin Parcelle

- Mémoriser la trajectoire de chaque parcelle

- Détermination des besoins supplémentaires en parcelles dus à la croissance démographique au taux α :

a) $\Delta N(t) = N(t+1)-N(t) = \alpha N(t)$ =nombre d'agents supplémentaires

b) attribuer NbParcelleNécessaires(t) pour chaque agent supplémentaire

c) NbAgent += $\Delta N(t)$

FIN SUR PAS DU TEMPS

Résultats

MODELE SMA IMPLEMENTÉ

La figure S1 montre la plate forme d'interface pour l'utilisation du modèle SMA de simulation multi-agent de la dynamique de l'occupation du sol.

CALIBRATION ET VALIDATION DU SMA

Calibration du modèle

Pour caractériser un agriculteur, on a besoin de 12 variables :

- type d'agriculteur (3 types : 1, 2, 3),
- zone du corridor (3 zones : savane, lisière, forêt),
- état des parcelles (4 états : rizière, culture, jachère, herbe),
- le nombre de parcelles par type d'agriculteur et par zone (3 types d'agriculteur par 3 zones soit 9 variables).

Ces variables complémentaires serviront pour définir l'état initial du modèle, ce qui complexifie par conséquent la calibration du modèle. Le modèle ne peut plus être calibré au niveau de l'exploitation agricole.

Validation du modèle

Nous décidons de simuler une situation proche de la réalité en fixant la même règle pour tous les agriculteurs c'est à dire en fixant les 4 paramètres à leurs valeurs ajustées et jugées acceptables (3 ans de culture, 2 ans de jachère, 4 ans d'herbe, et 4 cycles culturaux) et en partant d'un état initial qui correspond à 10 exploitations et un espace bien délimité de 900 parcelles. Ces 10 agriculteurs sont répartis proportionnellement dans les 3 types (12% pour le type 1 soit 1 exploitation localisée dans la savane, 58% pour le type 2 soit 6 exploitations en lisière et 30% pour le type 3 soit 3 exploitations en forêt). Chaque agriculteur agit sur ses propres parcelles, réparties dans les 3 zones selon son type d'appartenance, à raison d'une parcelle par an.

La comparaison de la matrice observée résumant les histoires culturelles à 4 états d'occupation du sol de 170 parcelles, depuis le premier défrichement de parcelles de lisière, avec la matrice simulée construite à partir des données historiques générées par la simulation selon χ^2 conduit à valider le modèle (Tableau I).

Tableau I : Matrice de Markov observée et simulée pour valider le modèle SMA

Etats	Matrice observée				Matrice simulée			
	Forêt	Jachère	Culture	Herbe	Forêt	Jachère	Culture	Herbe
Forêt	0	0	1	0	0	0	1	
Jachère	0	0,65	0,35	0	0	0,69	0,31	
Culture	0	0,32	0,65	0,03	0	0,29	0,69	0,02
Herbe	0	0	0,17	0,83	0	0	0,17	0,83

Hypothèse nulle H_0 : la matrice observée est égale à la matrice simulée

Statistique du test : 04,99 ; seuil critique : 21,03

Conclusion : H_0 acceptée, alors le modèle est validé

SCENARII DANS UN CONTEXTE DE CONSERVATION DE LA FORÊT

Etat initial du système

- Un nombre donné d'exploitations.
- Un espace bien délimité de 900 parcelles initialement en forêt avec un nombre des parcelles cultivées implicitement égal au nombre des agents sur la base d'une parcelle nécessaire par agent.
- Ces agriculteurs et ces parcelles sont localisés spatialement dans les 3 zones distinctes (forêt, lisière et savane).
- Les agriculteurs sont répartis dans les 3 types, proportionnellement à l'importance de chaque type déterminée par la typologie. Chaque agriculteur agit sur ses propres parcelles à raison d'une parcelle par an. On fixe une même règle de durées de séjour (3 ans de culture, 2 ans de jachère, 4 ans d'herbe, et 4 cycles culturaux) pour tous les agriculteurs.

Scenarii de diminution de la forêt

Les scénarios sont conduits avec un système multi-agent dont les paramètres ont été fixés par l'automate temporisé.

SCENARIO 1 : Déterminer au bout de combien d'années (a) la forêt ne diminue pas de surface en deçà d'un seuil de préservation, (b) la forêt va disparaître, selon le taux de croissance démographique (Tableau II).

Tableau II : Scénario de disparition de la forêt en fonction du taux de croissance démographique, à population initiale fixée

Taille de population initiale N_0	Taux de croissance démographique α	(a) Seuil de préservation 5 % et 95 % disparu	(b) Disparition totale de la forêt (100 %)
200	1 %	58 ans	63 ans
200	2 %	34 ans	39 ans
200	3 %	27 ans	30 ans

La différence entre un seuil de préservation de 5 % et la disparition totale de la forêt se réduit au fur et à mesure que s'accroît le taux de croissance démographique (Tableau II). En diminuant le taux de croissance démographique de 3 % à 1 %, on multiplie par deux la durée d'atteinte du seuil de préservation de la forêt. Entre 30 et 60 ans, ce délai est celui d'une génération.

SCENARIO 2 : Déterminer le nombre d'années au bout duquel (a) la forêt ne dépasse pas un seuil de préservation de 5 %, (b) la forêt disparaît, selon la taille initiale de la population, avec un taux de croissance démographique fixé à la valeur moyenne de 2 % (Figure 1).

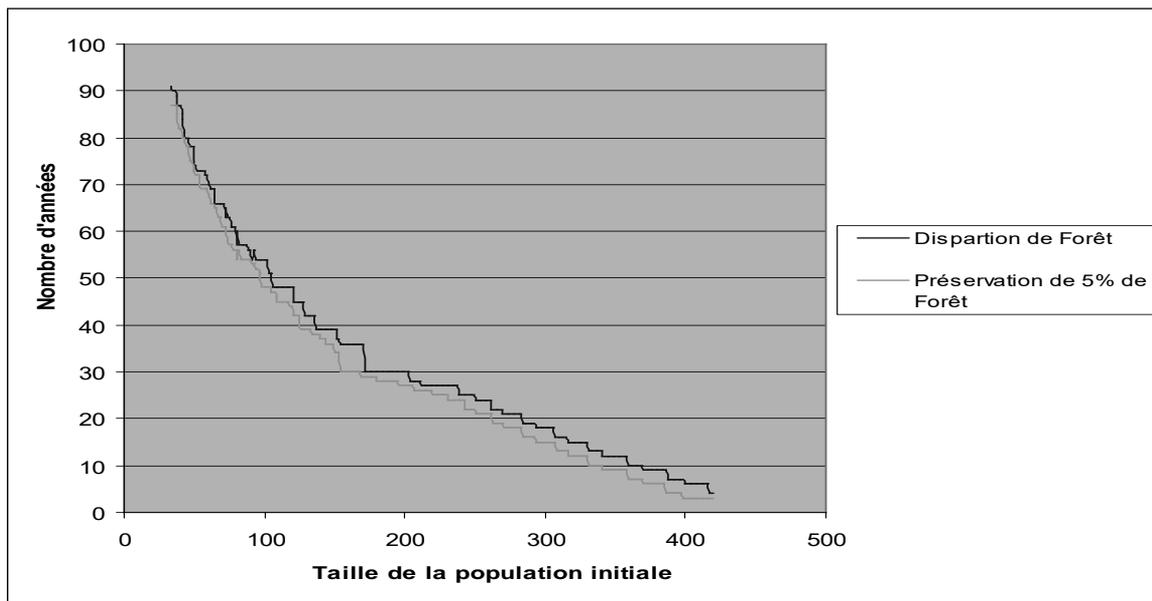


Figure 1 : Vitesse de disparition de la forêt selon la taille de la population initiale

L'interprétation de la figure 1 montre que l'objectif de préservation de 5 % de la forêt ne différencie pas la forme de la courbe exponentielle négative de la disparition de la forêt. Au-delà d'une population initiale de 200 individus, le nombre d'années de disparition de la forêt peut descendre en deçà de 30 ans, la durée qui résulte dans la simulation précédente d'une croissance démographique élevée.

Scénarii d'interdiction de défriche et d'intensification du système de culture

L'évolution annuelle de la forêt est simulée, suivant qu'on autorise la défriche de la forêt avant la culture de 3 ans, ou la succession de cultures avant de défricher la forêt pour une durée de 4 et 5 ans.

Les précédents cultureux sont d'abord ordonnés suivant la liste n°1, qui conserve la forêt mais sans trop risquer sur l'agriculture. L'ordre de défriche fixé sur tous les scénarios antérieurs considère que le retour sur la même parcelle que l'agriculteur avait décidé d'abandonner n'est qu'un ultime recours, temporaire, après la défriche de la forêt, elle-même préservée par les défriches préalables de jachère et d'herbe :

- 1-Jachère
- 2-Herbe
- 3-Forêt
- 4-Culture [3 ans, alors que la durée de séjour normale est de 2 ans]

Cette option revient sur la décision d'abandon au prix d'un rendement marginal considéré initialement comme trop faible. Cette solution n'est donc pas durable sans une gestion de la fertilité qui permettrait l'augmentation du rendement par unité de surface.

Les précédents cultureux sont ensuite ordonnés suivant la liste n°2, qui conserve la forêt à tout prix, au risque d'une crise agricole. Le nouvel ordre testé considère que la forêt doit être préservée à tout prix, même en acceptant une limitation de la production en culture, et place donc avant la défriche de la forêt plusieurs options de culture répétée sur la même parcelle :

- 1-Jachère
- 2-Herbe

3-Culture [4 ans alors que durée normale est de 2 ans]

4-Forêt

Dans cette seconde option, le scénario pour le précédent Culture consiste à faire varier la durée de culture successive, de 3 ans à 4 ans et à 5 ans. On fait tourner le modèle en adoptant ce nouvel ordre de défriche et on regarde en sortie le % de forêt restant (Figure 2).

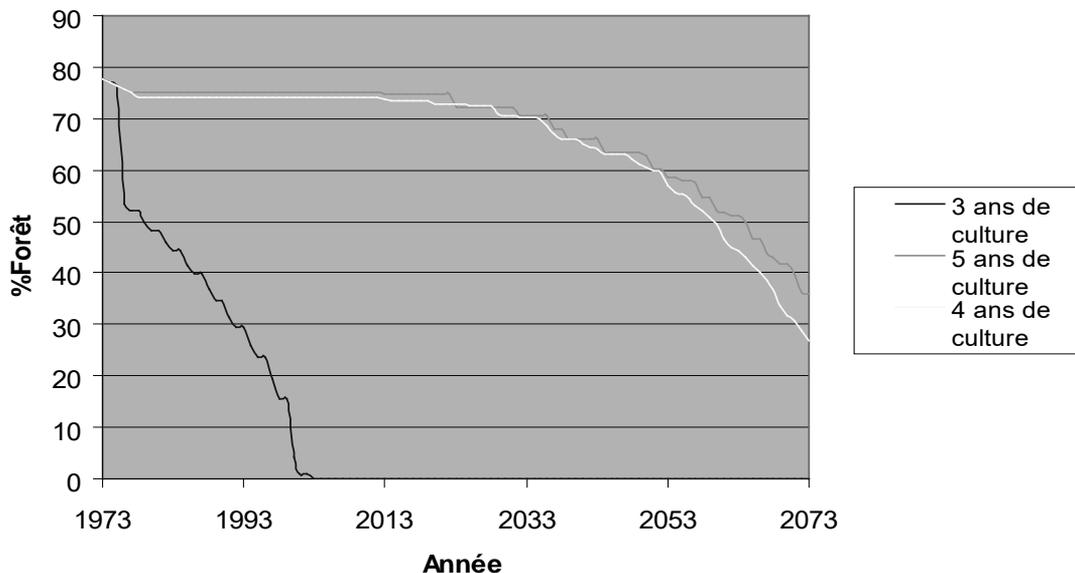


Figure 2 : Durée au bout de laquelle la forêt disparaît selon le nombre d'années de culture successive avant d'avoir à défricher de la forêt

On observe une forte différence entre une succession de culture de 3 ans qui aboutirait à une disparition de la forêt en 25 ans et une durée de culture supérieure (4 ou 5 ans) qui repousserait la disparition de la forêt à plus de 60 ans. Cette courbe interpelle sur les possibilités de repousser la déforestation en trouvant les moyens d'intensifier le système de culture avec des années successives de culture sans réduire drastiquement la fertilité du sol.

La dernière option revient sur la décision d'abandon au prix d'un rendement marginal considéré initialement comme trop faible (liste ordonnée n°2). Cette solution n'est donc pas durable ; elle permettrait tout juste d'attendre l'opportunité d'une nouvelle parcelle à défricher. L'augmentation du rendement par unité de surface s'impose alors, pour la survie de la famille.

Scenarii d'évolution de la forêt suivant l'intensité d'utilisation du sol depuis la première défriche

Les états non cultivés après la mise en culture (C) peuvent être Jachère (J) ou Herbe (H). La durée totale d'exploitation est donc la durée de culture plus la durée en jachère ou en herbe. L'intensité d'usage du sol se mesure par le rapport entre le nombre d'années cultivées et le nombre d'années d'exploitation (Figure 3).

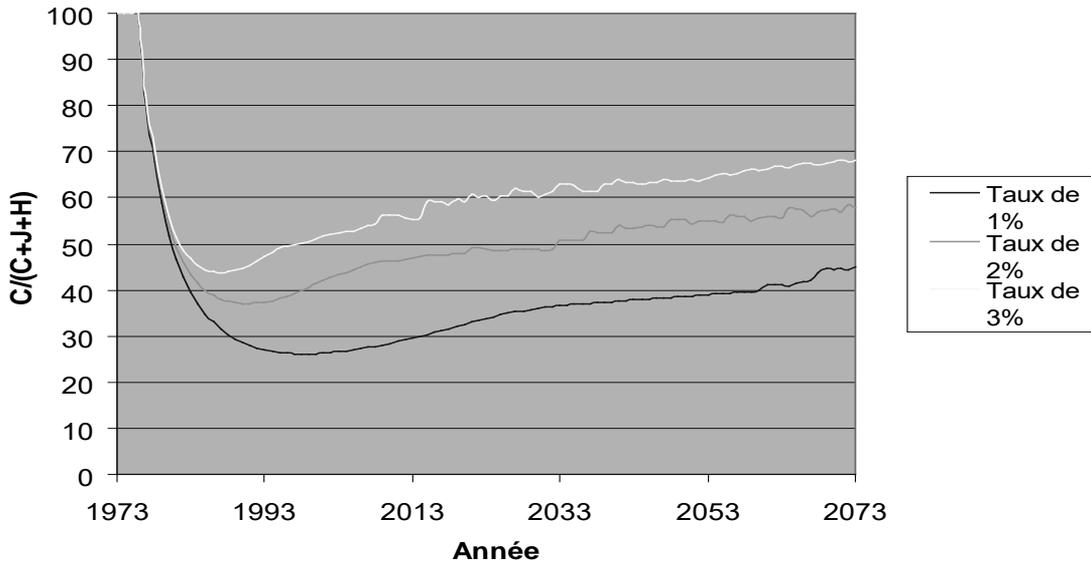


Figure 3 : Evolution annuelle de l'intensité de l'usage du sol ($C/(C+J+H)$) suivant le taux de croissance démographique

Au bout des 20 premières années après la première défriche, l'intensité d'usage du sol chute à sa valeur minimum qui s'échelonne suivant le taux de croissance démographique de 25 % pour un taux de croissance de 1 % à 35 % pour un taux de croissance de 2 % et à 45 % pour un taux de croissance de 3 % (Figure 3). Puis très progressivement, les courbes indiquent des lentes augmentations de l'intensité d'usage du sol jusqu'à respectivement 40 %, 55 % et 70 %. C'est donc en prévision d'un rapport de 60 à 70 % entre l'état Culture et le total des Jachères (non cultivé) : $C/\text{total } J$, que les agronomes doivent travailler pour des recommandations de successions de culture qui n'épuisent pas le sol.

Discussion et conclusion : des enseignements pour l'action publique

La discussion de ces scénarios montre que des leviers d'action existent hors forêt pour ralentir la vitesse de déforestation. La dynamique de la forêt n'est pas indépendante de l'intensification agricole des surfaces défrichées. Les marges restantes d'intensification agricole ne sont pas indépendantes des surfaces potentiellement disponibles par abattis-brûlis.

Pour infléchir ces tendances, les leviers d'action ne sont pas les mêmes. Plusieurs facteurs jouent sur la croissance démographique mais les mesures pour être efficaces doivent être acceptées par les populations riveraines des massifs forestiers.

L'effet des intensifications agricoles est notoire sur le rythme de recul de la forêt. La marge de manœuvre d'une intensification agricole s'évalue par rapport à l'augmentation des rendements espérés, la gestion de la fertilité du sol en fonction de certains seuils et la durée minimum de la jachère pour assurer la durabilité des systèmes de culture recommandés.

Quels enseignements en tirer pour mener de front des politiques environnementales et des politiques agricoles qui garantissent le maintien d'une certaine surface en forêt ?

Références bibliographiques

Faramalala M.H., 1995 : *Formations végétales et domaine forestier national de Madagascar*. Antananarivo, Madagascar : Conservation International, 1 carte.

Grinand C., Rakotomalala F., Grond V., Vaudry R., Bernoux M., Vieilledent G., 2013 : « Estimating deforestation in tropical humid and dry forests in Madagascar from 2000 to 2010 using multirate landsat satellite images and the random forests classifier ». *Remote Sensing of Environment*, 139 : p. 68-80.

Hervé D., Andrianarivo A., Razanaka S., Batti A., Dadu L., Delaître E., Huynh F., 2010 : « Evolution Estimated by Remote Sensing of Forest Boundaries in Two Parks in the Rainforest of Madagascar Labeled UNESCO », dans 30th EARSeL Symposium : *Remote Sensing for Science, Education and Natural and Cultural Heritage*. 31 May – 3 June 2010, Paris : UNESCO, Abstract Book, p. 47-48.

Hervé D., Batti A., Andrianarivo A., Razanaka S., Delaître E., 2009 : *Suivi des sites patrimoniaux UNESCO par télédétection spatiale. Rapport d'étude. Etude de cas – Site de Madagascar*. Convention IRD-CNES / UNESCO (IRD n° 3787 A1-ISI40-ASMS).

Hervé D., Müller J.P., Ratiarson V., Ramamonjisoa B., 2013 : « Validation of agent-based land use model by Markovian model. Application to forest agriculture transitions in Madagascar ». *Studia Informatica Universalis*, V2CS special issue : p. 33-61.

Huynh F., Petit M., Fotsing J.M., Wafo Tabopda G., Hervé D., Laque A.E., 2009 : *Suivi des sites patrimoniaux UNESCO par télédétection spatiale*. Rapport final, IRD-CNES, 30/03/09 (Convention CNES N°82325-ZCTI 6000013245, IRD N° 3787A1-ISI40-ASMS), 160 p.

Lasry F., Grouzis M., Milleville P., Razanaka S., 2004 : « Dynamique de la déforestation et agriculture pionnière dans une région semi-aride du sud-ouest de Madagascar : exploitation diachronique de l'imagerie satellitale haute résolution ». *Photo-Interprétation*, 1 : p. 26-33.

Lasry F., Milleville P., Razanaka S., Grouzis M. (eds.), 2005 : *Pratiques paysannes et environnement dans le sud-ouest de Madagascar*. Cédérom. Marseille : IRD Editions.

Locatelli B., 2000 : *Pression démographique et construction du paysage rural des tropiques humides. L'exemple de Mananara (Madagascar)*. Thèse de doctorat de l'Engref spécialité Science de l'Environnement, Ecole de Génie Rural des eaux et forêts. Montpellier (France), 441 p.

Rakotoasimbahoaka C., 2011 : *Modélisation de la dynamique d'aménagement des bas-fonds rizicoles dans les communes du corridor forestier de Fianarantsoa*. Thèse doctorale en informatique, Ecole Nationale d'Informatique, Université de Fianarantsoa (Madagascar), 206 p.

Rakotoasimbahoaka C., Ratiarson V., Ramamonjisoa B., Hervé D., 2010 : « Modélisation de la dynamique d'aménagement des bas-fonds rizicoles en forêt », dans A. Shibi, E. Badouel, I. Lokpo (eds.), *Actes du 10^{ème} Colloque Africain sur la Recherche en Informatique et Mathématiques Appliquées*, 18-21/10/10, INRIA-Hope Connexion, CARI 2010, Yamoussoukro, Côte d'Ivoire, Rubrique Modélisation des systèmes complexes, p. 293-300.

Ratiarson V., 2011: *Complexification, calibration et validation de modèles informatiques : Applications à la modélisation de la dynamique de l'occupation du sol post-forestière en lisière ouest du corridor forestier de Fianarantsoa, Madagascar*. Thèse doctorale en informatique, Ecole Nationale d'Informatique, Université de Fianarantsoa (Madagascar), 160 p.

Ratiarson V., Hervé D., Müller J.P., 2011: « Calibration et validation d'un modèle de dynamique d'occupation du sol post-forestière à base d'automate temporisé à l'aide d'un modèle markovien. Application à la transition forêt-agriculture à Madagascar ». *Cahiers Agricultures*, 20 (4): 274-279.

Ravonjimalala H.R., Razanaka S., Hervé D., Bogaert J., Randriambanona H., Paegelow M., Rakotondraompiana S., 2014: « Multitemporal spatial analysis of the Mikea dry forest landscape (Southern Madagascar) », dans Proceedings of 10th International Conference of the African Association of Remote Sensing of the Environment, *Space technology for societal benefits in Africa*, 27-31/10/2014, University of Johannesburg, South Africa, Plenary Session Abstracts, Peer-Reviewed Paper, p. 88.

Ravonjimalala R., Razanaka S., Randriambanona H.A., Hervé D., Rakotondraompiana S., 2015 : « Evolution de la déforestation pour la culture de maïs sur défriche-brulis de la forêt de Mikea, avant et après sa mise sous statut d'aire protégée », dans D. Hervé, S. Razanaka, S. Rakotondraompiana, F. Rafamantanantsoa, S. Carrière (eds.), *Transitions agraires au sud de Madagascar, résilience et viabilité deux facettes de la conservation*, Actes du séminaire de synthèse du projet FPPSM, 10-11/06/2013, Antananarivo, IRD-FSP/PARRUR : p. 85-94.

Formalisation des chaînes de traitements de données spatiales satellitaires sur la forêt à Madagascar

Formalizing processing chains of satellite spatial data on Malagasy forest

A.R. HAJALALAINA¹

D. HERVÉ²

J.P. RAZAFIMANDIMBY³

E. DELAÎTRE⁴

J.C. DESCONNETS⁴

T. LIBOUREL^{4,5}

(1) Centre Universitaire de Formation Professionnalisante, BP 1135, Université de Fianarantsoa 301, Madagascar

(2) Institut de Recherche pour le Développement (IRD, UMR 220 GRED), BP 64501, 34394 Montpellier, France

(3) Ecole Nationale d'Informatique, Université de Fianarantsoa, BP 1484, Fianarantsoa 301, Madagascar

(4) Institut de Recherche pour le Développement (IRD, UMR 228 Espace Dev), 500 rue JF Breton 34093 Montpellier, France

(5) LIRMM, 161 rue Ada Université de Montpellier II, Montpellier, France

Résumé

A Madagascar, la déforestation mobilise toutes les recherches, mais il manque encore une base de données complète, référencée et réactualisable sur les dynamiques forestières. Une solution est la valorisation d'images satellitaires multidates qui, de ce fait, sont issues de capteurs différents en termes de résolution spatiale, radiométrique et temporelle (Spot, Landsat, Modis). Ces données géolocalisées sont volumineuses, elles doivent être normalisées puis stockées et finalement traitées. Face à l'hétérogénéité des données et traitements, l'interopérabilité des ressources est assurée par le standard ISO (International Standard Organisation) et la spécification OGC (Open Geospatial Consortium). Le traitement de séries chronologiques de la couverture forestière exige un outil réutilisable qui s'adapte à de nouvelles données satellitaires : des chaînes de traitement pour les données simples, des workflows pour les gros volumes de données. La modélisation du workflow est illustrée par la construction de sa base de connaissance en utilisant un contexte de travail.

Mots-clés : contexte de travail, forêt, imagerie satellitaire, Madagascar, modélisation, workflow

Abstract

In Madagascar, deforestation mobilizes all the research, but it still lacks a comprehensive database, referenced and updateable on forest dynamics. One solution is the analysis of multi-temporal satellite images, which come from different sensors in terms of spatial resolution, radiometric and temporal (Spot, Landsat, Modis). These data are geolocalised and voluminous, they should be standardized, stored and finally processed. Facing the heterogeneity of data and processing, interoperability of resources is ensured by the standard ISO (International Standard Organization) and the OGC specification (Open Geospatial Consortium). Processing time series of forest cover requires a reusable tool that adapts to new satellite data: processing chains for simple data, workflows for large volume of data. Modeling workflow is illustrated by the construction of its knowledge base using a work context.

Key words: work context, forest, satellite image, Madagascar, modeling, workflow

Introduction

Nos préoccupations s'inscrivent dans l'application de l'informatique dans différents domaines des sciences expérimentales liées à l'environnement. Les scientifiques dans ces domaines émettent des hypothèses qu'ils valident à partir de protocoles expérimentaux. Actuellement, les informaticiens et les scientifiques travaillent ensemble pour automatiser ces protocoles. Cette automatisation soulève de nombreux problèmes dus d'une part aux volumes des données provenant de différentes sources d'observation telles que les satellites, les capteurs, et d'autre part à la prolifération des traitements plus ou moins complexes exigés par les sciences de l'environnement.

Une antenne de réception de satellites dédiés à l'observation de la terre et de l'environnement couvre depuis La Réunion l'ensemble de l'océan indien (SEAS-OI), c'est-à-dire toutes les îles de l'Océan Indien et une partie Est de la côte Est africaine. Il est attendu de cette antenne un nombre considérable d'images de télédétection, hétérogènes du fait de différents capteurs. Dans ce contexte, il est indispensable de mettre en place des systèmes permettant de stocker et de gérer des flux importants de données, en tenant compte de l'origine diverse des données spatio-temporelles et de l'organisation, la restitution, et l'échange de ces informations qui posent un vrai défi en terme d'interopérabilité.

De nombreux travaux de recherche ont été publiés sur la thématique forestière à Madagascar, qui ont contribué à améliorer les connaissances sur la dynamique des forêts, mais une formalisation des données et des traitements est nécessaire pour assurer une plus large diffusion des résultats de ces travaux dans la communauté scientifique malgache.

La formalisation des données et des traitements se fait dans un « contexte de travail » acquis par la plateforme MDWeb (Desconnets *et al.*, 2007). Cette plateforme propose une vision de l'organisation des ressources humaines ; elle permet à l'administrateur de la plateforme de référencer les futurs utilisateurs à partir des rôles et des droits prédéfinis, et de référencer les ressources (données / traitements) au sein d'une base de métadonnées.

Nous proposons d'utiliser cette formalisation pour coordonner le recueil de données spatio-temporelles, existantes auprès de différentes institutions, nécessaires à l'analyse des processus permettant le suivi des forêts. L'objectif est de capitaliser, harmoniser et diffuser les ressources permettant une meilleure compréhension de la dynamique des forêts à différentes échelles (locale, nationale et régionale). Il s'inscrit dans plusieurs actions réalisables à différentes échéances :

- à court terme, la formalisation des ressources pour assurer leur partage, leur réutilisation et leur interopérabilité ;
- à moyen terme, la mise en place d'une plateforme de partage et mutualisation des données spatiales ;
- à plus long terme, la mise en place d'un observatoire des données spatiales pour Madagascar.

Nous avons d'abord collecté les normes et formalisations en vigueur des données et traitements spatiaux, puis proposé des modèles de contexte de travail pour la formalisation des ressources sur la thématique forêt.

Formalisation des ressources

Afin que les ressources (données/traitements) puissent être publiées et échangées dans des conditions permettant leur consultation et leur utilisation, il est nécessaire d'assurer l'interopérabilité de ces ressources en respectant les standards et normes en vigueur.

La formalisation correspond à la description des ressources (Données/Traitements) utilisées par une chaîne de traitement. Elle est de l'ordre de la métadonnée. Divers formalismes respectant les normes en vigueur traitent d'aspects syntaxique et sémantique pour les métadonnées. La définition et la mise en œuvre de ces normes permet de résoudre l'hétérogénéité des ressources utilisées. Comme les données que nous traitons sont géoréférencées, nous nous limitons aux normes concernant les informations géographiques.

NORMES EN VIGUEUR CONCERNANT LA DESCRIPTION DES RESSOURCES

Métadonnées

Les métadonnées sont l'ensemble des informations décrivant une donnée, une série de données (lot de données), un traitement, une chaîne de traitement ou plus globalement une ressource. Elles se composent d'éléments relatifs à l'identification, la représentation spatiale, la qualité, le contenu, les modalités d'accès et de diffusion. En fonction de l'exigence attendue, différents niveaux de précision sont distingués (Fraisse & Pornon, 2008) :

- les métadonnées de découverte qui permettent d'identifier les données ;
- les métadonnées d'exploration qui caractérisent avec plus de détails les données disponibles et permettent d'estimer leur utilité dans le cadre d'un projet ;
- les métadonnées d'exploitation qui apportent l'ensemble des informations nécessaires pour intégrer les données et les utiliser, par exemple, dans un Système d'Information Géographique (SIG).

Le stockage des métadonnées concernant l'information géographique respectera la norme ISO19115 qui est complexe, mais par ailleurs extensible et modulaire. Pour l'échange des métadonnées, c'est la norme ISO19139 qui fait référence. Elle traduit la norme ISO19115 au format XML (eXtended Markup Language) pour permettre une standardisation et l'interopérabilité des systèmes en vue d'échanger et mutualiser les métadonnées.

Formalismes des descriptions de données

Pour la formalisation des données, Dublin Core et ISO19115 sont les deux normes en vigueur les plus utilisées. D'une manière générale, la structuration des métadonnées et des normes obéit à des schémas

hiérarchisés plus ou moins complexes (Barde *et al.*, 2005). Dublin Core (BnF, 2008 ; Vercoustre, 2002) et fait partie des standards de bases pour créer les métadonnées de ressources, particulièrement numériques et physiques. La description des ressources est structurée en trois grandes catégories : contenu, propriété intellectuelle, instanciation. Pour décrire des ressources relevant de domaines plus spécifiques, on enrichit et on affine le noyau de Dublin Core. C'est notamment le cas de divers standards ISO dont celui dédié aux données géoréférencées ISO19115 (ISO19115, 2003), qui stratifie les éléments de métadonnées en 12 rubriques principales. Une rubrique spécifique est dédiée à la qualité, et elle rend compte du contexte dans lequel la ressource a été produite, en offrant l'opportunité de décrire sa généalogie. Cet élément généalogie réalise ainsi un pont avec la description des traitements (ISO19119). Trois rubriques servent uniquement à la description des ressources de type information géographique (Barde *et al.*, 2005).

Formalismes de descriptions des traitements

En ce qui concerne la description des traitements, la difficulté majeure réside dans le fait que les descriptions des traitements peuvent avoir de nombreux usagers liés à la variété des publics concernés (concepteurs, développeurs, utilisateurs finaux). En ce qui nous concerne, les descriptions des traitements sont destinées à un utilisateur scientifique (environnementaliste, forestier) qui n'est a priori ni concepteur, ni développeur. Pour établir les protocoles expérimentaux, l'utilisateur scientifique doit juste trouver le traitement le plus en adéquation avec son expertise et l'objectif qu'il s'est fixé.

Plusieurs normes sont liées aux composants décrivant les traitements comme des composants avec leurs paramètres d'entrée et sortie, et détaillent leur composition lorsqu'ils sont complexes. Mais nous déclinons notre proposition vers la norme ISO 19119 (ISO19119, 2005) qui tient compte des informations géographiques pour décrire les traitements. En plus les deux normes ISO 19115 et ISO 19119 sont corrélées via la notion de *lineage* ou *généalogie* qui doit détailler pour les données transformées la chaîne de traitements qui leur a donné naissance.

WORKFLOW SCIENTIFIQUE

Dans le cas de gros volumes de données à traiter, nous abordons la chaîne de traitement avec un workflow. Le workflow scientifique est une variante de workflow qui est dédiée aux domaines de la science expérimentale comme dans notre cas.

Selon la définition terminologique de l'organisation WfMC (Workflow Management Coalition), *un environnement workflow est un système, qui définit, crée et gère l'exécution des workflows sur un ou plusieurs moteurs de workflow, à travers l'utilisation d'applications. Ces moteurs de workflow sont capables d'interpréter la définition du processus workflow, d'interagir entre les participants de workflow, de demander et d'invoquer l'usage des outils et applications informatiques* (Wfmc, 2008). Cette définition est très générale, mais selon Lin (2011), les trois fonctionnalités principales d'un système de workflow correspondent à la définition, à la création et à l'exécution de chaînes de traitements. Spécifiquement, le workflow scientifique est un système dédié à la représentation et à la réalisation de chaînes de traitements scientifiques.

Les communautés scientifiques travaillant dans le domaine des forêts et de l'environnement pourront utiliser le système de workflow pour formuler, capitaliser et réutiliser des chaînes de traitements qui correspondent à leurs besoins, en valorisant les représentations sémantiques issues de la connaissance des scientifiques sur la dynamique des forêts. Libourel *et al.* (2010) décrivent les trois étapes du processus (Figure 1) :

- La **planification** est fortement liée aux données sources, aux résultats visés et à l'expertise du scientifique. On formule l'hypothèse que le scientifique peut, lors de cette étape, définir de manière abstraite la chaîne de traitements envisagée. La vision abstraite est d'autant plus pertinente qu'elle peut être mémorisée à des fins de partage avec les communautés concernées ou de réutilisation dans

des chaînes de traitements plus complexes. L'expertise propre à chaque communauté va jouer un rôle important.

- **L'instanciation** : cette étape consiste à identifier et sélectionner les divers éléments nécessaires à la réalisation de la chaîne de traitements. Ces éléments seront accédés par localisation et via leur représentation sémantique. Ici aussi, l'expertise des communautés concernées sera directement exploitée.
- **L'exécution** dépendra des types de ressources réelles disponibles (moteur de workflow, machine isolée ou cluster de machines, grille de calcul, etc.).

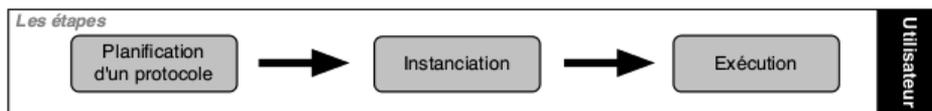


Figure 1 : Point de vue métier (Libourel *et al.*, 2010)

Contexte de travail

L'OMG (Object management Group) propose divers standards de réalisation de workflow, tels que UML (Unified Modeling Language), SPEM (Software & Systems Process Engineering Metamodel), BPMN (Business Process Model Notation). D'autres standards sont plus spécifiques d'un workflow scientifique, comme KEPLER, CIMFlow, mais ils restent trop généralistes et se présentent soit sous forme de métamodèles, soit sous forme de standards de notation relatifs aux éléments constitutifs, nécessaires à la définition du workflow (Lin *et al.*, 2008).

Le contexte de travail est étroitement lié à un domaine d'expertise. On peut donc envisager que celui-ci est construit, par consensus, par les experts du domaine. Chaque scientifique (utilisateur final) aura à sa disposition ce contexte qu'il pourra enrichir à son tour. La construction de tout contexte de travail correspond à l'organisation progressive des références des données et traitements utiles, selon trois étapes : organisation des ressources humaines, organisation des données et organisation des traitements.

Le contexte de travail est inspiré de la plateforme MDWeb : proposer une vision organisation des ressources humaines, qui permet à l'administrateur de la plateforme de référencer les futurs utilisateurs à partir des rôles et des droits prédéfinis, et une vision de référencement des ressources (données / traitements) au sein d'une base de métadonnées (Figure 2).

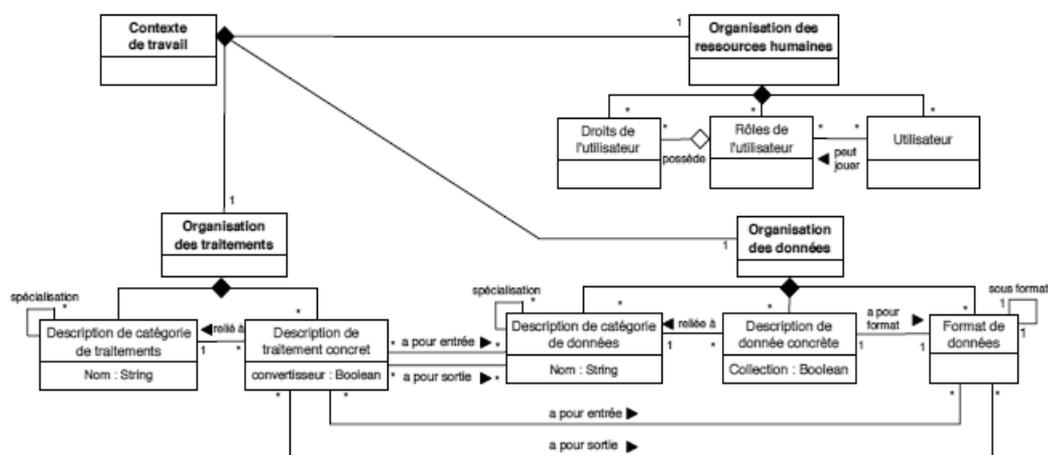


Figure 2 : Méta modèle de contexte de travail (Lin, 2011)

Le contexte de travail est étroitement lié à un domaine d’expertise, construit, par consensus, par les experts du domaine. Chaque scientifique aura, comme utilisateur final, ce contexte à sa disposition, et qu’il pourra enrichir à son tour. La construction de tout contexte de travail correspond à l’organisation progressive des références des données et traitements utiles.

Il s’agit de construire un environnement dans lequel les chaînes de traitements peuvent invoquer des services web comme WPS (Web Processing Service), ou des bibliothèques comme OTB (Orfeo ToolBox). La valorisation de l’expertise des scientifiques passe par une description complète des ressources intégrant les aspects syntaxique et sémantique et la possibilité de pré-contrôle avant exécution permettant au scientifique de vérifier la validité de son protocole concret, tout en lui donnant une latitude de choix (Lin, 2011). En plus, même si cette approche n’est pas encore standardisée, elle utilise un langage symbolique graphique relativement simple, nommé *SWM* (Simple Workflow Model), qui permet aux scientifiques utilisateurs de manipuler dans un langage simple des concepts d’appropriation facile (Lin *et al.*, 2008). Les formalismes de SWM sont montrés dans la figure 3.

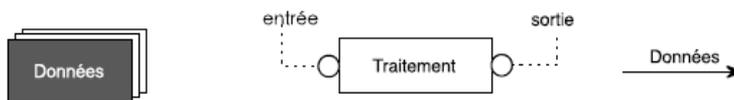


Figure 3 : Formalismes graphiques de SWM (Lin *et al.*, 2008)

Ce contexte de travail est composé de trois grandes organisations de description de ressources (Libourel *et al.*, 2010) :

- organisation des ressources humaines, qui gère la description des utilisateurs de la plateforme ainsi que celles de leurs différents rôles et droits d’accès associés ;
- organisation des données, qui gère la description des catégories de données, des données concrètes et des divers formats de données associés ;
- organisation des traitements, qui gère la description des catégories de traitements et des traitements concrets.

PROPOSITION DE MODELES

Proposition d'organisation des ressources humaines

Nous proposons une organisation des ressources humaines en identifiant les différents acteurs qui interagissent directement avec les ressources, qu'elles soient des données ou des traitements (Figure 4) :

- ◆ *Les administrateurs* gèrent l'accès, la mise à la disposition des utilisateurs finaux des ressources d'observation des forêts. Ce pourrait être le rôle du Comité National de Télédétection (CNT) à Madagascar.
- ◆ *Les experts du domaine* proposent les protocoles pour la mise en œuvre des traitements expérimentaux et construisent le contexte de travail pour l'observation des forêts. Ce sont des télédéTECTEURS et des environnementalistes malgaches.
- ◆ *Les producteurs de ressources* fournissent les données et ceux qui mettent en œuvre les traitements d'observation des forêts. Ils enrichissent ainsi le contexte de travail pour l'observation des forêts. Les fournisseurs d'image satellitaire sont identifiés pour Madagascar : le CNES (Centre National d'Etudes Spatiales) qui est l'agence spatiale française, la station de réception SEAS-OI de la Réunion, le FTM (Foibe Taotsaritanin'i Madagasikara) qui est l'institut géographique national malgache, l'agence spatiale européenne, etc.
- ◆ *Les développeurs* mettent en œuvre les traitements d'images satellitaires d'observation des forêts. ils doivent enrichir le contexte de travail pour l'observation des forêts suite à leurs développements. Ils sont identifiés par les chercheurs malgache et/ou étranger œuvrant dans ce domaine.
- ◆ *Les utilisateurs* peuvent construire les modèles abstraits de workflow pour l'observation des forêts, puis les instancier en cherchant et localisant des descriptions de ressources réelles. Cela est réalisé par le moteur de recherche intégré dans la plateforme qui s'appuie sur les bases de connaissance du contexte de travail ainsi construit. Ces utilisateurs sont identifiés généralement, à Madagascar, par les décideurs et les chercheurs œuvrant dans différents secteurs.

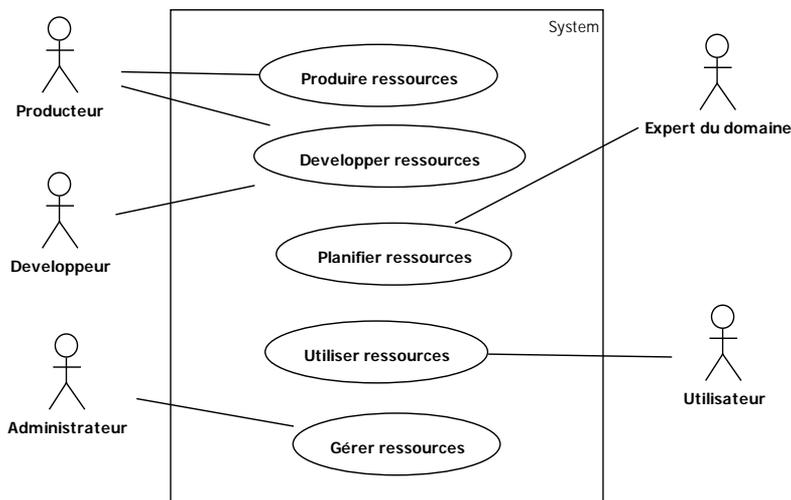


Figure 4 : Proposition d'organisation des ressources humaines

Proposition d'organisation des données

L'observation des forêts à partir des images satellites utilise des données d'observation, des données brutes issues des capteurs embarqués à bord des satellites, des données intermédiaires issues des prétraitements et des données finales accessibles par les utilisateurs (Figure 5). Si ces catégories de données sont hiérarchisées, l'observation des forêts pourrait se décomposer en trois grandes catégories :

- Les données brutes d'observation des forêts, représentées par *DonneesBrutesObservationForets* dans la figure 5, regroupent les données livrées par les producteurs, généralement des images satellitaires brutes, qui n'ont subi aucun traitement préalable. Parmi ces données sont celles qui viennent des capteurs des satellites d'observation de la terre.
- Les données intermédiaires d'observation des forêts, représentées par *DonneesIntermediairesObservationForets* dans la figure 5, regroupent les données et les images satellitaires qui ont subi des traitements mais non encore exploités. Ces données et images nécessitent des post-traitements avant qu'ils soient exploitables par les utilisateurs finaux pour observer les phénomènes concernant les forêts.
- Les données finales, représentées par *DonneesFinalesObservationForets* dans la figure 5, regroupent les données et images satellites traitées utilisables et exploitables par les utilisateurs finaux pour l'analyse et l'interprétation des dynamiques forestières.

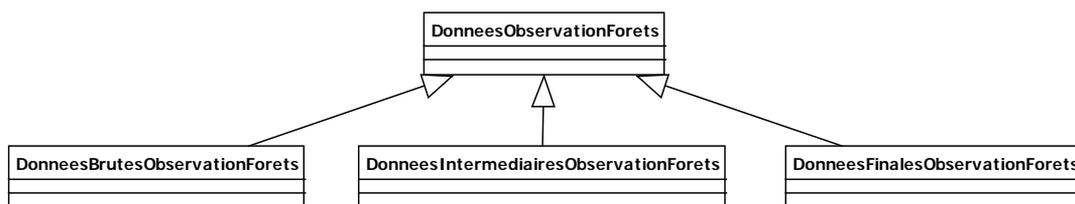


Figure 5 : Proposition d'organisation des données d'observation des forêts

Proposition d'organisation des traitements

Notre expérience des chaînes de traitements d'images satellitaires (Hajalalaina *et al.*, 2013), sur la forêt humide malgache, nous conduit à établir une hiérarchisation des traitements, similaire à celle des données, selon trois grandes catégories de traitements :

- ◆ Les prétraitements des données d'observation des forêts regroupent les traitements des données et images satellites d'observation brutes livrées par les producteurs (Figure T1);
- ◆ Les traitements intermédiaires des données d'observation des forêts regroupent les traitements dont les données et images en sorties ne sont pas encore exploitables ou analysables par les utilisateurs finaux (Figure U1);
- ◆ Les traitements finaux des données d'observation des forêts regroupent les traitements dont les données et images en sorties sont directement utilisables par les utilisateurs finaux pour l'interprétation des dynamiques forestières (Figure V1).

Les figures T1, U1 et V1 du Carnet central présentent les graphes de ressources issues du contexte de travail c'est-à-dire les relations entre données et traitements du domaine d'étude, l'observation des forêts.

MODELES ABSTRAITS D'OBSERVATION DES FORETS

Tout modèle abstrait d'observation de forêt peut alors être instancié en s'appuyant sur le contexte de travail construit ci-dessus. Le modèle abstrait représente la planification des suites de tâches proposées par les scientifiques télédéTECTEURS dans l'objectif d'observer les changements au niveau des objets d'une image représentant des forêts.

Modèle abstrait de prétraitement

Le modèle abstrait (Figure 6) représente la planification d'une chaîne de prétraitement de deux images satellitaires brutes multispectrale et panchromatique. Cette chaîne commence par la correction radiométrique de l'image multispectrale et les corrections géométriques des deux images. Ces deux images sont superposées pour pouvoir ensuite les fusionner, afin d'exploiter les avantages offerts par chacune d'entre elles. L'image multispectrale offre une meilleure résolution radiométrique très utile à la classification radiométrique des forêts tandis que l'image panchromatique offre une meilleure résolution spatiale pour discriminer la nature et la forme des objets de la surface étudiée.

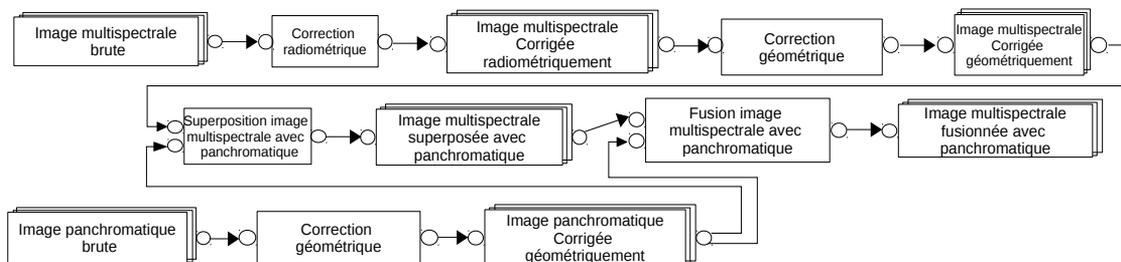


Figure 6 : Chaîne abstraite de prétraitement d'image satellitaire

Modèle abstrait de classification par pixel ou orienté objet

A partir de l'image fusionnée, nous proposons un modèle abstrait de classification par pixel (Figure 7a). Ce modèle est planifié pour les images à haute résolution issues des capteurs HRVIR du satellite Spot, des capteurs à très haute résolution comme le HRG du satellite Spot5 et/ou de ETM+ du satellite Landsat 7.

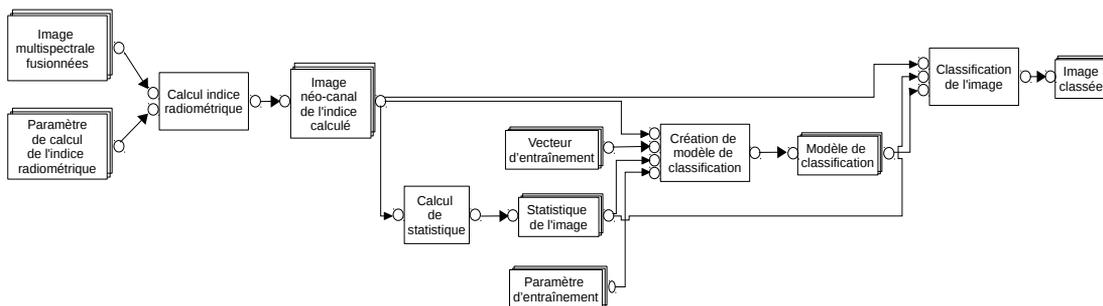


Figure 7a : Chaîne abstraite de classification par pixel d'image satellitaire

Ces capteurs, qui ont une très haute résolution temporelle, donnent des images sur la dynamique de changement des objets. En plus, nous utilisons l'indice radiométrique NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) pour discriminer les zones forestières. En s'appuyant sur l'indice de végétation, la classification orientée objet segmente les pixels de l'image sous forme d'objets selon la valeur des pixels dans le néocanal NDVI, leur forme et leur texture (Figure 7b).

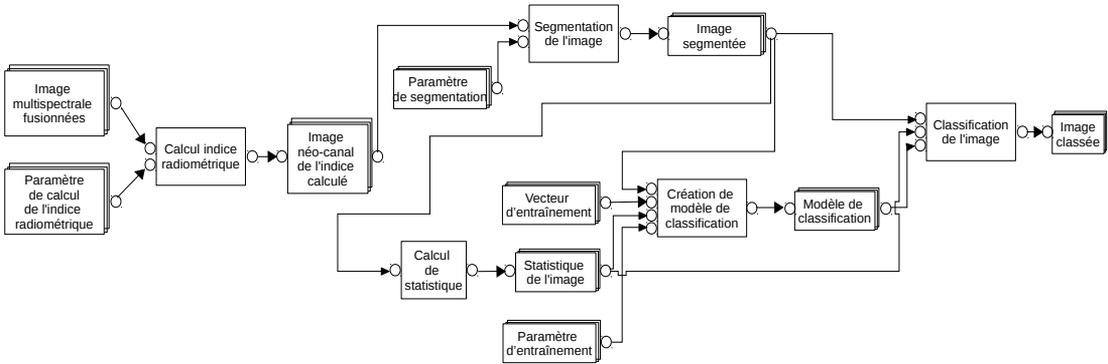


Figure 7b : Chaîne abstraite de classification orientée objet d'image satellitaire

Modèle abstrait de détection de changement

La détection de changement s'effectue en analysant le changement entre deux dates des pixels issus des deux images satellitaires. Ce modèle utilise une image classée d'une image à haute résolution et une image classée d'une image à très haute résolution. Les images anciennes sont souvent à haute résolution tandis que les images récentes sont souvent à très haute résolution. Pour les rendre comparables, on recherche le modèle abstrait de classification le mieux adapté est appliqué. Une fois que les images sont classées, c'est-à-dire de même caractéristique, elles sont comparables en utilisant le modèle de détection de changement (Figure 8).

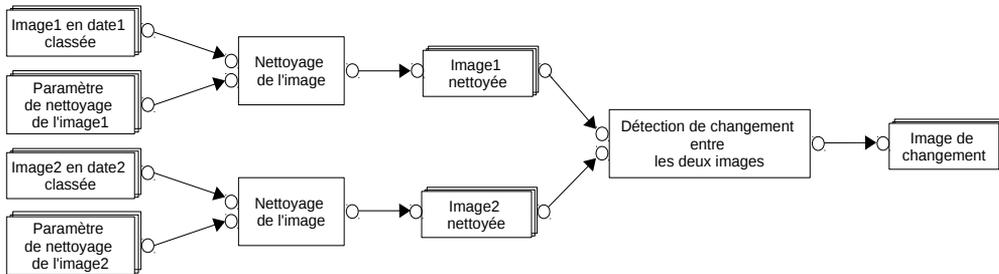


Figure 8 : Chaîne abstraite de détection de changement entre deux images satellitaires

MODELES CONCRETS D'OBSERVATION DES FORETS

Pour mettre en œuvre les modèles abstraits ainsi définis précédemment, nous avons besoin d'établir les modèles concrets correspondant en décrivant les vraies données et les vrais traitements à utiliser. Nous rappelons que nous utilisons les ressources décrites dans le contexte de travail pour établir ce modèle. En plus, nous utilisons les modules de traitement d'image de OTB (OTB, 2014) pour la description des traitements.

Modèle concret de prétraitement d'image satellite

Le modèle concret de prétraitement d'image satellite (Figure 9) commence par la correction radiométrique en utilisant le module *OpticalCalibration*. Ensuite pour corriger géométriquement les images multispectrale et panchromatique, nous faisons appel au module *Orthorectification*. La superposition se fait avec *Superimpose* avant de faire appel à *Pansharpening* pour la fusion. Dans notre modèle, nous prenons un exemple deux images multispectrale et panchromatique du capteur HRVIR du satellite Spot 4.

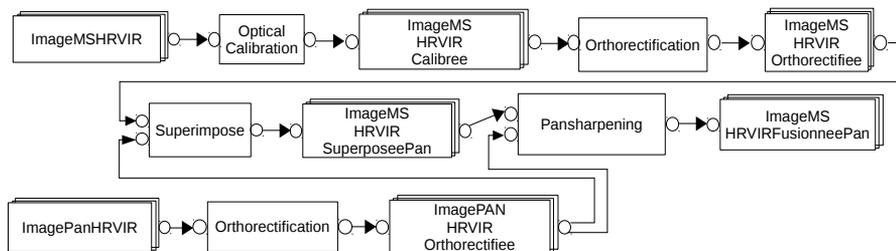


Figure 9 : Chaîne concrète de prétraitement d'image satellite

Modèle concret de classification par pixel

Le modèle concret de classification par pixel met en évidence le calcul de l'indice radiométrique NDVI pour la discrimination des forêts (Figure 10). La zone forestière est caractérisée par une plage de valeur de cet indice. Pour cela le module *RadiometricIndices* est utilisé. Ensuite, la chaîne de classification se fait à partir de l'image néocanal NDVI ainsi calculée. La classification débute par le calcul de statistique de l'image NDVI par le module *ComputeImageStatistics* suivi de la création du modèle de classification par *TrainImageClassifier*. La classification proprement dite est réalisée avec *ImageClassifier*. Dans notre modèle, nous prenons une image fusionnée du capteur HRVIR à haute résolution du satellite Spot4.

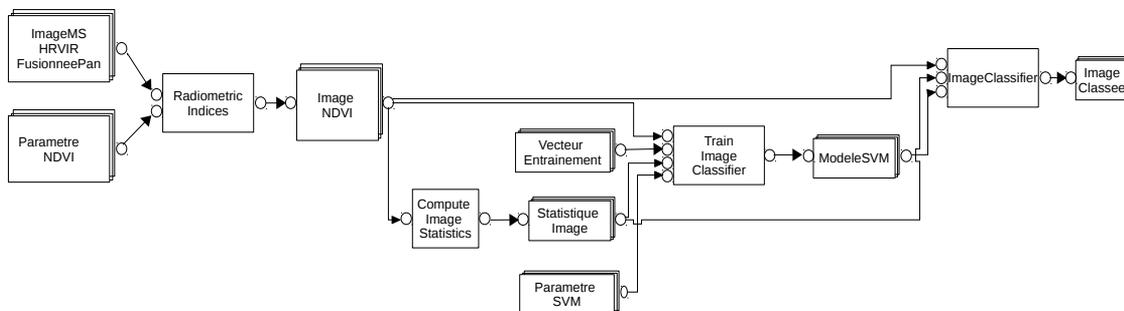


Figure 10 : Chaîne concrète de classification par pixel d'image satellite

Modèle concret de classification orientée objet

Pour établir le modèle de classification orientée objet, nous procédons de la même façon que le modèle de classification pixel. Mais la seule différence réside dans la segmentation de l'image NDVI du fait que nous utilisons une image à très haute résolution. Nous prenons un exemple d'une image du capteur HRG à très haute résolution du satellite Spot 5 (Figure 11).

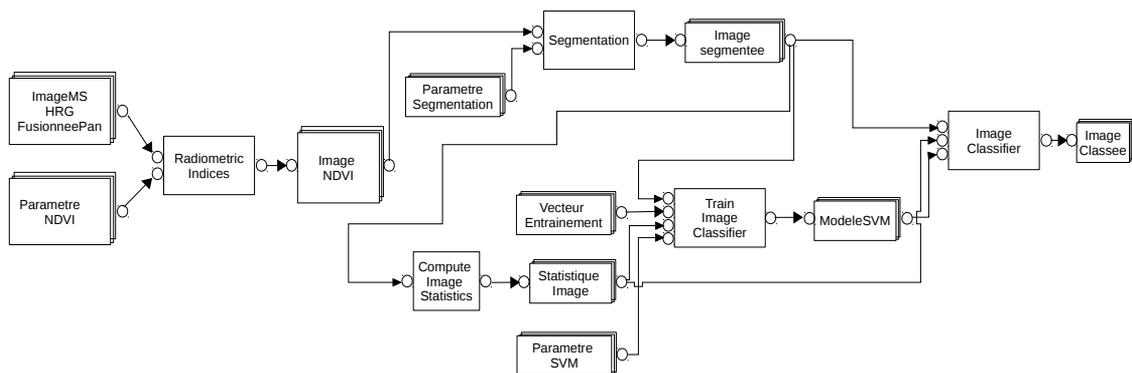


Figure 11 : Chaîne concrète de classification orientée objet d'image satellitaire

Modèle concret de détection de changement

Le modèle de détection de changement (Figure 12) est le plus important parmi les modèles concrets que nous avons établis. Le suivi de la déforestation est assuré par le module de détection de changement *MultivariateAnternationDetection* en comparant deux images classées réalisées par les deux classifications présentées précédemment. Mais avant la réalisation de la détection de changement, il faut procéder au nettoyage de l'image classée par le module *ClassificationMapRegularization*.

En utilisant l'éditeur workflow mis en œuvre par Lin en 2011, les modèles concrets (figures 9, 10, 11, 12) sont générés au format XML. Ces fichiers sont utilisables avec les outils de partage et d'exécution des chaînes de traitements respectant les normes ISO sur la formalisation des ressources.

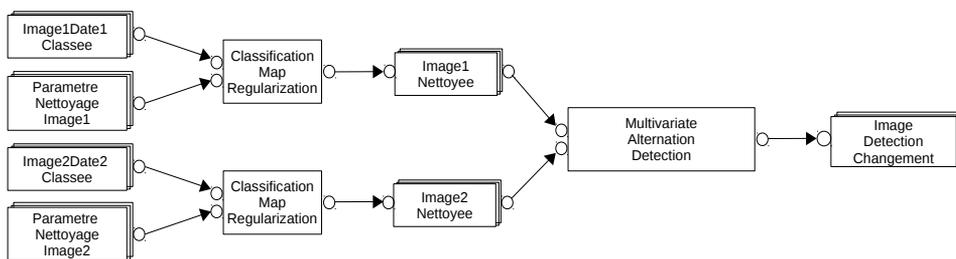


Figure 12 : Chaîne concrète de détection de changement entre deux images satellitaires

Conclusion et perspectives

Les ressources existantes pour faire face à la dégradation des forêts à Madagascar peuvent être partagées et mutualisées. La proposition de formalisation des ressources pour leur partage est l'une des techniques efficaces pour mener à bien des analyses et localisation de zones dans lesquelles le phénomène de la déforestation s'aggrave.

L'analyse se focalise sur l'utilisation de l'indice de végétation NDVI sur les images satellitaires multispectrales issues des capteurs des satellites Spot et Landsat pour discriminer les zones forestières. Ce traitement est assuré par les modèles concrets de classification des images satellitaires. La fonctionnalité la plus importante pour le suivi de la dynamique forestière est la détection de changement

entre les images de deux dates.

Notre travail se limite à la formalisation et à la construction d'une base de connaissance des ressources basée sur le contexte de travail. Ce dernier présente l'avantage de pouvoir être enrichi par des nouvelles ressources récemment produites. Cela permet d'intégrer de nouvelles images satellitaires et des méthodes récentes de traitement à des fins d'analyse de la dynamique des forêts à Madagascar.

L'intégration des ressources ainsi formalisées rend les ressources interopérables, ce qui donne la possibilité d'intégrer facilement ces ressources dans les outils MDWeb pour le partage et mutualisation et WPS pour l'exécution. Le MDWeb est une solution simple et prête à l'emploi pour déployer une infrastructure de données spatiales, interopérable, qui est basée sur les standards ISO/OGC (OGC, 2012) et qui répond à la directive de l'union européenne INSPIRE (Infrastructure for Spatial Information in the European Community). MDweb est un outil de catalogage et de localisation de ressources (données, documents), générique et open source, accessible sur le web (Desconnets *et al.*, 2007).

D'un point de vue fonctionnel, MDweb a pour objectif de coupler le point de vue du producteur des ressources et d'y associer la capacité de leur description, avec celui de l'utilisateur final (consommateur) qui souhaite localiser et accéder aux ressources. Pour cela, MDweb propose deux grandes fonctionnalités : le catalogage liée à la gestion des métadonnées et la localisation dédiée à de la recherche des ressources. Le moteur de recherche MDWeb offre aux utilisateurs des possibilités de requêtes basées sur divers critères : Quoi, Quand, Où, Qui et Quelle catégorie de ressources ?

Pour l'exécution des chaînes de traitements via le web, nous proposons le serveur de service web WPS (Web Processing Services), standard de l'OGC depuis 2005 (OGC, 2012). La spécification du WPS se présente sous la forme d'une interface générique permettant de décrire et d'exécuter des chaînes de traitements des données spatiales, notamment des images satellitaires (Machet *et al.*, 2008 ; Eberle & Strobl, 2012) que nous avons produites dans ce travail. Le WPS est basé sur le protocole HTTP et le langage XML. Les chaînes de traitements présentées dans les figures 9, 10, 11, 12 sont converties en fichier XML puis intégrées dans WPS pour exécution.

Références bibliographiques

Barde J., Libourel T., Maurel P., 2005 : « A Metadata Service for Integrated Management of Knowledges Related to Coastal Areas ». *Multimedia Tools Appl.*, vol.25(3) : p. 419-429.

BnF, 2008 : *Guide d'utilisation du Dublin Core (DC) à la BnF : Dublin Core simple et Dublin Core qualifié, avec indications pour utiliser le profil d'application de TEL, Version 2.0*. Bibliothèque nationale de France / Direction des Services et des Réseaux / Département de l'Information bibliographique et numérique [En ligne], http://www.bnf.fr/documents/guide_dublin_core_bnf_2008.pdf.

Desconnets J.-C., Libourel T., Clerc S., Granouillac B., 2007 : *Cataloguing for distribution of environmental resources*. 10th AGILE, International Conference on Geographic Information Science, Aalborg University, Danemark, 12 p.

Eberle J., Strobl C., 2012 : « WEB-Based Geoprocessing and Workflow Creation for Generating and Providing Remote Sensing Products ». *Geomatica*, 66(1) : p. 13-26.

Fraisse S., Pornon H., 2008 : « Les métadonnées : corvée ou nécessité ? ». *Géomatique Expert*, 63 : p. 29-35.

Hajalalaina A.R., Grizonnet M., Delaître E., Rakotondraompiana S., Hervé D., 2013 : « Discrimination des zones humides en forêt malgache, proposition d'une méthodologie multirésolution et multisource utilisant ORFEO toolbox ». *Revue Française de Photogrammétrie et de Télédétection*, 201 : p. 37-48.

ISO19115, 2003 : *Geographic Information Metadata, ISO 19115*. International Organization for Standardization (ISO), Genève, Suisse.

ISO19119, 2005. *Geographic Information Service, ISO 19119*. International Organization for Standardization (ISO), Genève, Suisse.

Libourel T., Lin Y., Mougenot I., Pierkot C., 2010 : « A platform dedicated to share and mutualize environmental applications », dans J. Filipe, J. Cordeiro J. (eds.), *Proceedings of the 12th international conference on enterprise systems*. ICEIS, International Conference on Enterprise Systems, 12, Madere Funchal, 8-12 juin 2010. Setubal : SciTePress : p. 50-57.

Lin Y., 2011 : *Méthodologie et composants pour la mise en œuvre de workflows scientifiques*. Thèse de doctorat Structure et Système, Ecole doctorale Information, Université de Montpellier 2 (France), 192 p.

Lin Y., Mougenot I., Libourel T., 2008 : *Un nouveau langage de workflow pour les sciences expérimentales*. INFORSID'08 : Atelier ERTSI Evolution, Réutilisation et Traçabilité des Systèmes d'Information. Fontainebleau, France, p. 1-15.

Machet E., Kamhi M., Jacquin M., Le Page M., Dejoux J.-F., Dedieu G., 2008 : « Web Processing Service pour le traitement des images satellite », dans S. Randriamanga, S. Rakotoniaina, Y. Auda, S. Rakotondraompiana, J.-P. Gastellu-Etchegorry (eds.), *Téledétection et Gestion de l'Environnement*. Les XI^{èmes} Journées Scientifiques du Réseau Téledétection de l'AUF, 03 au 07 novembre 2008 Antananarivo (Madagascar) : p. 51-52.

OGC, 2012 : *Web Processing Service 2.0 Standard Working Group* [En ligne], <http://www.opengeospatial.org/projects/groups/wps2.Oswg>.

OTB, 2014 : *The ORFEO Tool Box Software Guide Updated for OTB-4.3*. [En ligne], <http://www.orfeo-toolbox.org>.

Vercoustre A.-M., 2002 : *Éléments de métadonnées du Dublin Core. Version 1.1 : Description de référence* [En ligne], <https://who.rocq.inria.fr/Anne-Marie.Vercoustre/METADATA/DC-fr.1.1.html>. INRIA.

Wfmc, 2008 : *tc-1011 ver 3 terminology and glossary french*. *Workflow Management Coalition* [En ligne], <http://www.aiai.ed.ac.uk/project/wfmc/ARCHIVE/DOCS/glossary/glossary.html>.

Modélisation de la régulation institutionnelle de la gestion forestière communautaire au Sud de Madagascar

Modeling the institutional regulation of villageous forest management in South Madagascar

T. GANOMANANA¹

D. HERVÉ²

M. RASOZANANERA³

S. RANDRIAMAHALEO¹

(1) Ecole doctorale « Modélisation – Informatique », Université de Fianarantsoa, Madagascar

(2) Institut de Recherche pour le Développement (IRD UMR 220), BP 64501, 34394 Montpellier, France

(3) Ecole doctorale « Gouvernance et Société en Mutation », Université de Fianarantsoa, Madagascar

Résumé

La gestion communautaire des ressources renouvelables dénommée transfert de gestion a été initiée à Madagascar dans les années 90. Sa mise en œuvre dans un site, pour signer et faire respecter un contrat de gestion, mobilise quatre acteurs institutionnels, hiérarchisés, la communauté de base à qui la gestion a été transférée, les Eaux et Forêts représentés par le cantonnement, la commune de rattachement, et éventuellement une ONG appuyant le processus. La dynamique de ces institutions, en agissant sur la structure et le fonctionnement du système, a un impact sur sa durabilité. Les interactions entre les acteurs et leur environnement sont régulées par des normes. Certains des contrôles réalisés dans la forêt sous contrat de gestion réussissent à détecter les activités illicites individuelles provoquant une dégradation et aboutissent à des interventions de régulation institutionnelle, qui sont des applications de normes, puis de sanctions. La gestion communautaire des forêts, bornée dans un temps fixé par un contrat (3 ans ou 10 ans), combine des interventions « discrètes » sur un écosystème forestier dont la dynamique écologique est « continue » mais qui se trouve constamment menacé de dégradations. Cette gestion peut être assimilée à un système hybride dont chaque étape de régulation est étudiée sous la théorie des ensembles flous, qui permet de graduer les ensembles constitués des violations, soit dans l'espace gradué des sanctions, soit dans celui des dégradations.

Les traces de la régulation institutionnelle sont mises en relation avec l'impact spatial des dégradations constatées sur les ressources forestières. En prenant un site d'étude, le nombre de violations et la mesure de l'écart entre la régulation institutionnelle et la dégradation des ressources peuvent servir d'indicateurs de l'efficacité institutionnelle.

Mots-clés : forêt, dégradation, ressource, sanction, transfert de gestion, violation

Abstract

The Community management of renewable resources called management transfer was initiated in Madagascar in the 90s. Its implementation in a site to sign and enforce a management contract involves four institutions in a hierarchical scheme, the community the forest management has been transferred to, the Water and Forest service represented by the cantonment, the municipality of attachment, and possibly an NGO supporting the process. The dynamics of these institutions, by acting on the structure and operating system, have an impact on its durability. Interactions between actors and their environment are regulated by standards. Some of the controls in the forest under management contract successfully detect individual unlawful acts causing degradation and lead to interventions of institutional regulation, which are applications of standards and sanctions. The community management of the forests, bounded in a fixed time by a contract (3 years or 10 years), combines « discrete » intervention on a forest ecosystem where « continuous » growth is going on but is constantly threatened by degradation. This operation can be linked to that of a hybrid system in which each control step is studied in the Fuzzy set theory, which is used to graduate the set of violations, either in the graduated sanctions or in the graduated degradations. Traces of institutional regulation are related with the spatial impact of the damage noted on forest resources. Taking a study site, the violation number and the extent of the gap between the institutional regulation and resources degradation can serve as indicators of institutional effectiveness.

Keywords: Forest, Degradation, Resource, Sanction, Management, Violation.

Introduction

A Madagascar, la gestion des ressources renouvelables a été transférée à des communautés locales dénommées COBA, depuis les années 90. L'idée de base de l'instauration de ce dispositif de gestion est, selon la loi GELOSE, de permettre la participation effective de la population rurale à la conservation durable des ressources comprises dans leur terroir (République de Madagascar, 1996). La gestion de la forêt dans chaque site de transfert de gestion est communautaire et repose sur un zonage conjointement délimité par l'administration forestière et la communauté de base (COBA) en question.

Nous nous intéressons au rôle des institutions et de leurs normes dans le processus de gestion de la forêt, une fois qu'elle a été transférée aux communautés locales. L'hypothèse est que la durabilité du dispositif de transfert de gestion dépend non seulement des pratiques des agriculteurs mais également de l'efficacité institutionnelle.

L'objectif de cette étude est de produire une représentation des institutions et des règles qui permette de mesurer l'efficacité de l'intervention institutionnelle. Nous nous intéressons au rôle des institutions et à leurs normes dans le processus de gestion communautaire des forêts, notamment l'impact de la pluralité des institutions et des règles sur la capacité à gérer des ressources. La durabilité socio-écologique d'une COBA est en discussion à l'intérieur du corridor forestier. La régulation institutionnelle est étudiée en détail puisque de cette régulation dépendent à la fois l'efficacité institutionnelle et la durabilité du système de gestion. L'hypothèse est que la durabilité du dispositif de gestion dépend non seulement des pratiques des paysans défricheurs mais également de l'efficacité institutionnelle.

Nous présentons dans une première section le contexte général de la gestion forestière à Madagascar et les conditions nécessaires pour mettre en place un dispositif de transfert de gestion. La seconde

section est consacrée à l'étude de ce dispositif de gestion pris comme un système, en analysant le réseau des relations et les liens fonctionnels entre les composants et les environnements. La troisième section formalise en dégradations-violations-sanctions les étapes de la régulation par des normes institutionnelles, depuis le constat d'une activité paysanne illicite paysanne jusqu'à l'application d'une sanction. Des enseignements en sont tirés pour évaluer l'efficacité institutionnelle.

De la politique environnementale à la gestion de la forêt à Madagascar

LES TRANSFERTS DE GESTION

Une réforme de la politique environnementale a été adoptée après l'impasse de la politique d'exclusion et de répression entreprise pendant la période coloniale. C'est ainsi qu'est née la charte de l'environnement de Madagascar en 1991, qui fixe le cadre général de l'exécution de la politique nationale environnementale (Art. 1) par un plan national d'action environnementale (PNAE), en trois phases de cinq ans. La deuxième phase a mis en relief et rendu opérationnelle la décentralisation de la gestion qui vise à appliquer une approche participative (Andriamahefazafy & Méral, 2004). Des lois, notamment la loi GELOSE, gestion locale sécurisée, et son décret d'application GCF, gestion contractualisée des forêts, stipulent l'implication effective des populations locales dans la gestion de la forêt et la naissance d'un dispositif de gestion appelé transfert de gestion. Le transfert de gestion est un processus dans lequel la gestion (conservation, exploitation et régulation) des ressources naturelles d'une propriété domaniale est transférée de l'Administration des Eaux et Forêts à une communauté locale de base dénommée Communauté de Base (COBA) ou Vondron'Olona Ifotony (VOI) regroupant les agriculteurs locaux vivant de la forêt. A la suite de la conférence de Durban en 2004, l'objectif fixé à la politique environnementale était de tripler la surface des aires protégées, tant terrestres que marines, sur le territoire national (Borrini-Feyrabend & Dudley, 2005). Le développement des transferts de gestion se poursuit jusqu'à présent (Bertrand *et al.*, 2009).

La création d'un site de transfert de gestion est une procédure qui peut être longue. Elle aboutit officiellement à la signature de documents contractuels¹ entre les parties prenantes. Selon la législation adoptée, le contrat peut être bipartite (GCF), entre la communauté de base et le cantonnement des Eaux et Forêts, ou tripartite (Gelose) lorsque signé en plus la commune de rattachement. Au moment de cette signature officielle, la COBA est définie par des identifiants administratifs, son nom, la liste de ses membres, son représentant qui est le président de la COBA et son territoire.

Un territoire de COBA est délimité par des zonages dans la limite d'un Fokontany². Présents dans tout Madagascar, les contrats de gestion étaient au nombre d'environ 800 en 2011³. Notre étude se réfère à trois zones forestières (Carte W1) réparties en forêt humide, Corridor Fandriana-Vondrozo ou COFAV Fianarantsoa (sud-est) et Didy (Nord-Est), et en forêt sèche, Plateau Mahafaly (sud-ouest). Le corridor COFAV, qui couvre 499598 ha et réunit 66 communes, a été identifié lors de l'atelier scientifique sur la définition des priorités de conservation de la diversité biologique à Madagascar en avril 1995 comme présentant un intérêt biologique exceptionnel (Blanc- Pamard & Rakoto Ramiarantsoa, 2008).

¹ Plan d'aménagement et de gestion simplifié, Cahier de charge, Règlement intérieur, Dina.

² La plus petite entité administrative à Madagascar.

³ Statistique du ministère des Eaux et Forêts.

Dans ce corridor forestier COFAV, les COBA prônent soit le développement de l'écotourisme, soit la conservation pure, selon la position adoptée par l'ONG qui appuie la COBA (Ganomanana *et al.*, 2011).

Les acteurs locaux sont responsabilisés dès qu'un site de gestion est instauré par transfert de gestion. Le processus des transferts de gestion a été conçu comme une alternative à la déforestation et la défriche. Nous cherchons à comprendre comment ces dispositifs fonctionnent concrètement afin d'en améliorer la pérennité.

LIMITATIONS ET HIERARCHIE DES INSTITUTIONS

Une institution est définie comme une action collective en contrôle de l'action individuelle (Commons, 1934 ; Chavance, 2001), ou comme les règles du jeu dans la société, les « contraintes établies par l'homme et qui structurent les relations humaines » (North, 1991). Selon Sallantin *et al.* (2010), les normes sont un moyen efficace de réguler des systèmes complexes, en utilisant la pression sociale (Carr *et al.*, 2009) ou en définissant des institutions explicitant les normes du système (Esteva *et al.*, 2000). Aubert & Müller (2013) formalisent les institutions par leurs normes. Pour Ostrom (2005), une institution est caractérisée par les règles qu'elle adopte, les normes qu'elle met en œuvre et sa stratégie. Les parties prenantes de la gestion forestière après transfert de gestion, l'administration forestière, la COBA et la commune sont toutes des institutions (Tableau I). Une institution peut être de nature administrative si elle ne traite que des procédures de l'administration ou de régulation si elle est apte à faire appliquer ses normes dans la gestion. Les ONG qui sont des organisations sont aussi assimilées, dans le cadre de la gestion forestière, à des institutions d'appui (Tableau I). Elles appuient en effet la gestion de la COBA, notamment sur les aspects technique et financier (Ganomanana *et al.*, 2011).

Tableau I : Institutions d'appui au transfert de gestion

		Rôles et attributions	Limitations
Institutions pérennes	Service des Eaux et Forêts	<ul style="list-style-type: none"> - Garant de la gestion forestière - Habilité à sanctionner selon le règlement 	<ul style="list-style-type: none"> - Financement insuffisant pour le contrôle - Manque de personnel de contrôle
	Commune	<ul style="list-style-type: none"> - Niveau administratif intermédiaire entre la région et le Fokontany - Dirigée par un maire 	<ul style="list-style-type: none"> - Associée ou non à la signature du contrat de transfert de gestion
Institutions à pérennité relative	COBA	<ul style="list-style-type: none"> - Gestion des ressources - Habilitée à sanctionner selon le règlement 	<ul style="list-style-type: none"> - Illettrisme fonctionnel - Coût de la détection des infractions - Difficulté d'appliquer une sanction du fait de l'appartenance sociale
	ONG	<ul style="list-style-type: none"> - Sensibilisation et formation - Financement de projet alternatif à la déforestation 	<ul style="list-style-type: none"> - Non signataire du contrat de Transfert de gestion - Durée de vie limitée

Quel est l'impact sur la conservation de l'augmentation du nombre d'acteurs concernés par la gestion de la forêt? Ce nombre était initialement égal à deux, d'un côté les paysans qui vivent de la forêt, de l'autre l'Etat qui administre et gère le domaine forestier à travers le Ministère de tutelle responsable des Eaux et Forêts. Ce nombre d'acteurs passe, depuis l'application de la loi Gelose et selon le dispositif, à trois ou quatre parties prenantes. Les paysans sont représentés par la communauté de base (COBA), le service des Eaux et Forêt représente l'Etat et d'autres acteurs sont apparus à l'interface, à savoir la commune de rattachement à laquelle appartient le territoire à transférer et de nombreux organismes non gouvernementaux qui travaillent sur la conservation des forêts. Après la signature du contrat, c'est la COBA constituée pour l'occasion qui assure la gestion avec la commune, les Eaux et Forêts bien-entendu, et éventuellement une ONG de développement. Avec une durée de vie de 3 ans, la gestion peut être prolongée de 10 ans après une évaluation positive. Les ONG ont un rôle prépondérant mais leur temps d'existence est totalement dépendant de leur financement. C'est ainsi que la durabilité de la gestion peut différer d'un site à un autre.

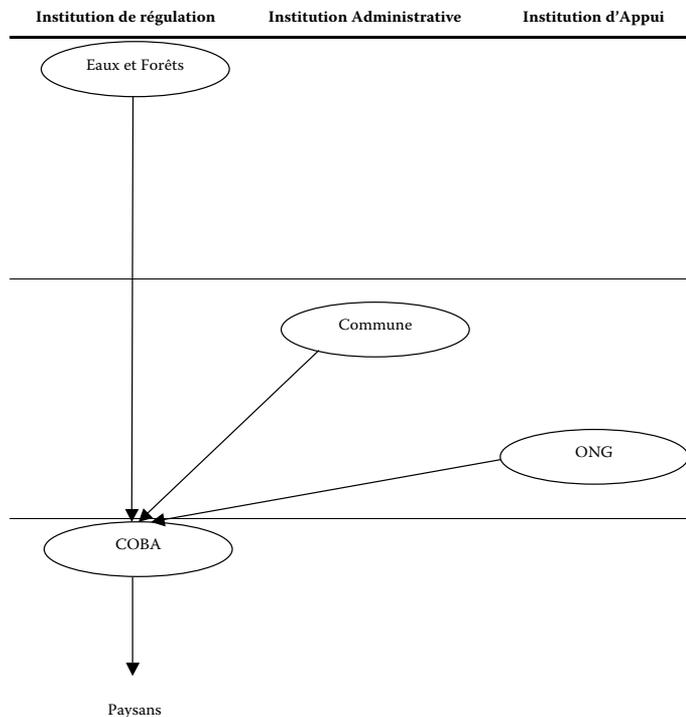


Figure 1 : Chaîne et nature des institutions intervenant dans la gestion

L'étendue d'une zone gérée est par nature emboîtée ; le terroir d'une COBA est inscrit dans la commune de rattachement qui est elle-même incluse dans le territoire géré par l'administration forestière. Ainsi, au niveau de l'application d'une sanction qui relève d'une institution de régulation, la COBA est la première instance qui juge l'affaire ; si elle se considère incompétente par rapport à la gravité du délit, un appui administratif de la commune et éventuellement un appui financier de l'ONG est nécessaire pour conduire l'affaire à l'instance supérieure d'administration forestière (Figure 1).

Les institutions subissent également des contraintes, sur l'effectivité du jugement par la COBA en tant que juge et partie, et sur l'allocation d'un financement destiné à la gestion des ressources, qui peuvent se répercuter sur la durabilité de la gestion.

Processus de modélisation

GESTION FORESTIERE ANALYSEE COMME SYSTEME

Un système sert à l'élaboration d'un modèle conceptuel et d'un schéma représentatif pour pouvoir donner une explication et une détermination de ce qu'on veut expliquer (Ray, 2003). Un système, en tant qu'outil conceptuel, est un ensemble d'objets (ou éléments réels) organisés (muni d'une relation d'interaction qui définit sa structure) en fonction d'un but (ou ensemble de buts) et immergés dans un environnement (Le Gallou, 1992). Sa délimitation est relative à une question qu'on se pose.

Ferber *et al.* (2009) proposent une grille d'analyse des systèmes sociaux complexes en fondant le méta-modèle Multi-Agent System based on Quadrant (MASQ) sur les quatre quadrants issus initialement des travaux de Wilber (2001). Le méta-modèle MASQ (Figure W2) a montré son intérêt pour analyser des systèmes sociaux complexes (Ferber *et al.*, 2014), il indique comment sont articulés les concepts de niveau individuel et collectif, et distingue ce qui relève de l'interne et de l'externe (Chapron, 2012). La partie Collectif-Intérieur permet d'analyser notamment la nature des normes (Ferber *et al.*, 2014) qui sont des moyens efficaces pour réguler des systèmes complexes dans les domaines sociaux (Sallantin *et al.*, 2010).

Nous localisons et articulons les composants de chaque quadrant dans un contexte de transfert de gestion (Figure W3). Les quatre institutions de gestion et les paysans vivants de la forêt dans la zone de COBA sont pris comme les composants du système de gestion. Les composants se divisent en deux blocs distincts : Institutions (collectif) et Paysans (individuel). Il en est de même pour les environnements du système qui se divisent en deux parties distinctes : Physique et Social.

Chaque individu Paysan est susceptible de mener des activités sur les environnements physique ou social, concrètement, des prélèvements de ressources qui concernent l'environnement physique, la création d'une COBA ou la construction de normes qui concernent l'environnement social. Les enchevêtrements et/ou la multitude de liens entre le(s) composant(s) de chaque quadrant génèrent des interactions dans la gestion. Ces interactions ont un caractère non linéaire du fait que les composants de chaque quadrant sont dynamiques et ont leurs propres limitations (Tableau I)

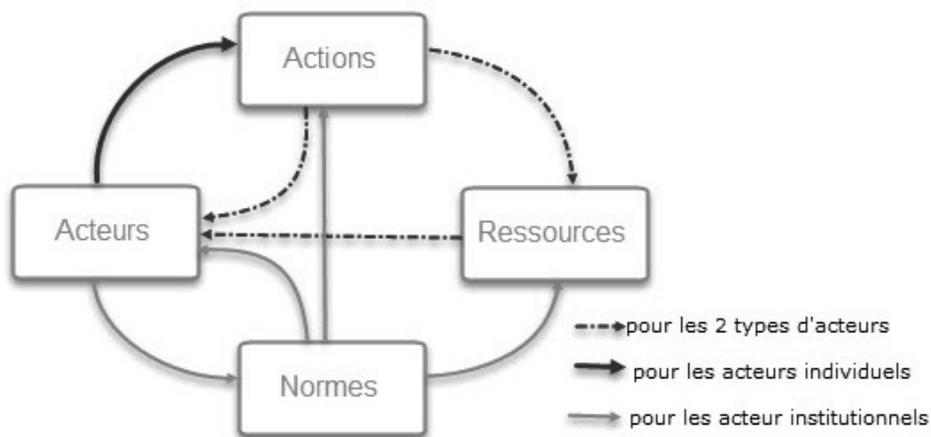


Figure 2 : Réseau des interactions de la gestion forestière

REPRESENTATION DES RELATIONS FONCTIONNELLES

Le réseau de relations dans la gestion forestière est mis en évidence en décomposant progressivement les composants et les environnements du système (Figure W2), et en mettant en relief leurs interactions (Figure 2). La catégorie de composants est vue comme un ensemble Acteurs qui contient les acteurs collectifs (institutions) et des acteurs individuels (paysans). La partie physique de l'environnement est l'ensemble Ressources, qui représente des stocks des ressources présentes sur le terroir de la COBA. La partie sociale de l'environnement est l'ensemble Normes, qu'elles soient formelles ou non. L'ensemble Actions regroupe les activités susceptibles de se produire dans le cas de la gestion forestière et fait le pont entre les trois ensembles Acteurs, Ressources, Normes. Les quatre parties sont associées à une représentation en tant qu'ensemble d'entités reliées par différents liens fonctionnels (Boulet *et al.*, 2009).

Un graphe G est défini comme un couple (U, W) où U est un ensemble de sommets et W une relation binaire sur U ou ensemble d'arcs. Une méthodologie réticulaire, par la théorie des graphes, a été appliquée dans le cas de la gestion de l'eau (Boulet *et al.*, 2009). L'application d'une méthodologie similaire a montré son efficacité dans l'étude de la politique publique environnementale qui s'insère dans un réseau de normes, institutions, réglementations et qui compte avec une multitude d'acteurs (Mazzega *et al.*, 2012). Dans le cas de la gestion forestière, une représentation d'un lien ou une classe de liens par la théorie des graphes permet de construire un graphe orienté (Figure 2).

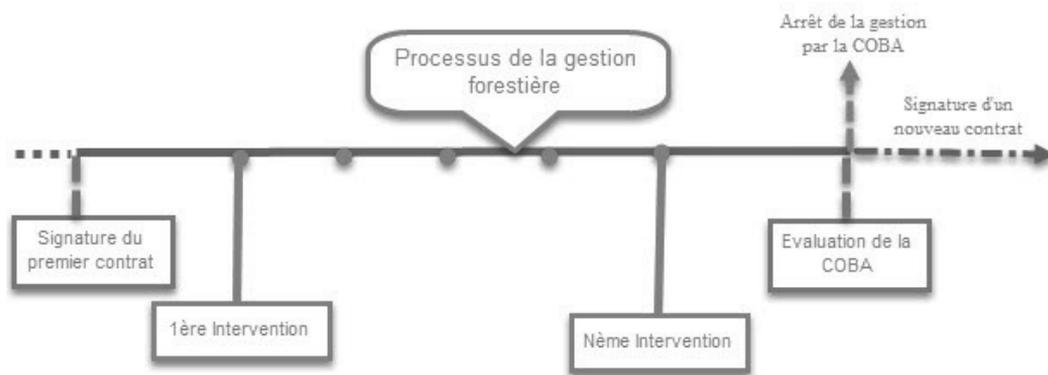


Figure 3: Aspect discret de la régulation institutionnelle dans le processus de gestion

Dans le cas étudié, l'ensemble des sommets U a quatre éléments, $U = \{\text{Acteurs, Actions, Normes, Ressources}\}$ et constitue un graphe orienté du fait que la relation binaire n'est pas symétrique. En plus de la différence significative entre ce que peuvent faire les acteurs, suivant qu'ils sont des institutions ou des individus, la nature et l'orientation des liens sont aussi différentes. Une liaison entre deux sommets est soit un lien direct, soit un passage élémentaire logique pour réaliser un circuit ou effectuer une boucle. Dans la Figure 2, nous cherchons à interpréter les circuits.

Les liens Acteurs vers Ressources passent par des liens intermédiaires via Actions ou Normes (par exemple : Les acteurs institutions instaurent de nouvelles normes pour mieux protéger les ressources ; Les acteurs individuels peuvent faire un prélèvement dans les ressources). Le lien inverse est direct (Ressources vers Acteurs) et interprété comme l'influence de l'état des ressources sur le comportement des acteurs. Ces derniers peuvent agir directement ou instaurer une nouvelle norme, donc c'est un nouveau point de départ pour réaliser le circuit précédent (par exemple : après un défrichage avec brûlis, les acteurs institutionnels doivent se mobiliser pour accentuer le contrôle).

Quatre circuits, qui paraissent similaires deux à deux, sont à expliciter :

- ◆ <Acteurs-Normes-Acteur> et <Acteurs-Normes-Actions-Acteur>. Le premier circuit touche la partie purement théorique (globale) au niveau de l'institution (par exemple la COBA a le devoir d'informer les paysans de l'existence de la réglementation), le second circuit, qui est la partie pragmatique (instanciation), consiste, via des acteurs compétents, à mettre en œuvre une réalisation concrète (par exemple les membres de la COBA organisent une réunion d'information sur la réglementation en vigueur) ;
- ◆ <Acteurs-Normes-Ressources> et <Acteurs-Normes-Action-Ressources>. D'une manière similaire, les normes institutionnelles s'appliquent aux ressources (théorique) (par exemple : la COBA décrète qu'il est interdit de pénétrer dans une zone protégée) mais l'exécution de ces normes passe par des acteurs compétents qui peuvent le faire (les membres de la COBA font des patrouilles pour vérifier si cette norme est respectée ou non).

REGULATION INSTITUTIONNELLE

Intervention institutionnelle discrète

Comme le système hybride permet de modéliser les systèmes discrets qui évoluent dans un environnement continu (Volken, 2009), nous utilisons un système hybride pour représenter la régulation institutionnelle dans la gestion forestière. Cette dernière se caractérise par des interventions « discrètes » alors que la dynamique écologique est « continue » (croissance végétale, régénération) et qu'elle est soumise en permanence à des pressions anthropiques (dégradation).

Le temps de signature du contrat officialise toutes les tâches relatives à la gestion. Dans la Figure 4, l'intervention I_i est une chaîne qui va du constat d'une activité illicite jusqu'à l'application d'une sanction. A la suite d'une action d'un acteur individuel sur la ressource <Acteurs-Actions-Ressources>, un acteur institutionnel réalise une intervention sur l'acteur individuel concerné <Acteurs-Normes-Actions-Actions> (Figure 3). Le nombre d'interventions institutionnelles n'est pas limité mais s'inscrit dans un délai d'exécution de 3 ans après la première signature du contrat ou éventuellement de 10 ans après son évaluation. Une suite d'interventions d'une institution, par exemple la COBA, *via* ses normes, se déroule dans le temps, à partir d'un point de départ qui est le premier constat d'une activité illicite.

Représentation sous forme de couples

Le modèle (V, S) : Violation, Sanction

Selon la logique déontique, Interdiction, Permission et Obligation (Boella & van der Torre, 2006), certains actes sont considérés comme illicites dans le contexte d'une institution donnée. La qualification d'une action d'un acteur individuel comme violation obéit à une norme définie au niveau de l'institution. Elle ne s'impose pas, comme dans le cas d'une valeur collective, mais elle doit être établie par un tiers, ce qui engendre un coût, celui du constat. Par ailleurs des institutions différentes peuvent avoir défini des normes différentes. Une action d'un acteur paysan est donc considérée comme illicite si, par l'intermédiaire d'une constatation, elle est qualifiée de violation d'une norme établie par une institution. On peut donc assimiler les violations à un ensemble, noté V.

Un ensemble B-flou est la donnée d'un couple (A, α) où A est un ensemble appelé support contenu dans un ensemble référentiel X fixé et α est une application, appelée fonction d'appartenance, de X soit dans un treillis B (Birkhoff, 1967 ; Moghari & Zahadi, 2014) soit dans un ensemble ordonné B (Ponasse, 1984), où l'intervalle $[0,1]$ est un cas particulier. Dans ce cas, $\alpha(x)$, x élément de X, est interprété comme

le degré d'appartenance d'un élément x dans (A, α) et l'ensemble flou est caractérisé par l'application α . Dans notre cas B est un ensemble ordonné, l'ensemble B -flou est noté (A, B) .

L'ensemble des sanctions constitue un espace, au sens mathématique du terme⁴, noté S dont tous les éléments sont ordonnés. Dans l'espace des sanctions, c'est la gravité d'une violation (action illicite constatée) commise par un paysan qui détermine l'ordre de la sanction appliquée. L'ordre est décrit selon la gravité des violations par une institution de régulation. La mise en correspondance des violations avec l'ensemble gradué des sanctions se formalise par la théorie des ensembles flous (Randriamahaleo, 2009).

Soit (V, S) la liste des couples violations et sanctions correspondantes, qui sont classées par ordre de sévérité. Les sanctions sont graduelles, la borne inférieure est fixée à zéro (pas de sanction), la borne supérieure à la sanction maximum possible, pour une institution donnée. Dans le cas d'une sanction financière par exemple, elle peut varier entre zéro et l'amende maximum infligée. C'est la sanction qui caractérise le couple (V, S) , ainsi le couple (V, S) est un ensemble S -flou.

Toute intervention est située dans le temps (Figure 3). Le point de départ est la signature du premier contrat. Le point final est déclenché si la période consacrée à la gestion dictée par le contrat est achevée (3 ans ou 10 ans) ou si la COBA n'arrive plus à assumer ses responsabilités. Par hypothèse on considère qu'il n'est pas possible que deux interventions se produisent en même temps. En effet, il n'y a pas deux interventions simultanées des institutions de régulation sur un même site de COBA. Donc on a affaire, dans chaque site, à une seule institution. La seconde hypothèse est qu'à une même date, une institution ne peut procéder qu'à une seule intervention. Sous ces hypothèses, on a la relation d'ordre suivante :

$(V_i, S_i) \leq (V_j, S_j) \leftrightarrow i \leq j$; où i, j marquent respectivement le temps d'occurrence d'une violation et le temps d'application de la sanction.

Deux éléments du couple sont en relation si et seulement si leur sanctions sont comparables, ce qui est toujours le cas car S est un ensemble muni de la relation d'ordre (espace).

$(V_i, S_i) \leq (V_j, S_j) \leftrightarrow S_i \leq S_j$ selon l'ordre de gravité décrit par l'institution.

Plusieurs violations élémentaires différentes peuvent être sanctionnées par une même sanction (Randriamahaleo, 2009). Donc, pour deux ou plusieurs violations dont la sanction est la même, au lieu d'avoir une seule violation on aura une classe de violations, reliée par une relation d'équivalence à la même sanction.

$(V_i, S_i) = (V_j, S_j) \leftrightarrow S_i = S_j$

Donc $\overline{V}_i = \overline{V}_j$

Cette classe de violations est un sous-ensemble de Violation composé de plusieurs violations élémentaires conduisant à la même sanction. Ainsi, le nombre de sanctions au niveau d'une institution de régulation, notamment la COBA, tend vers le nombre de classes de violations, tout en lui restant inférieur. La solution réside donc dans une diversification des sanctions. La COBA a justement la possibilité de faire appel à une autre instance, au cas où elle se sentirait incompétente pour juger une infraction ; elle peut faire appel à l'instance supérieure qui est l'administration forestière (Eaux et Forêts).

Ashby (1956) avait énoncé sa célèbre «loi des variétés requises». Celle-ci indique que si l'on veut prendre le contrôle d'un système (naturel ou artificiel), il faut que le système contrôleur ait une variété de règles de contrôle supérieure aux variétés de comportement du système contrôlé (Ashby, 1956).

⁴ Un espace est un ensemble muni de structures supplémentaires.

Dans notre cas, une chaîne d'institutions est sollicitée pour faire appliquer la sanction au fur et à mesure de l'ampleur de la violation. Soit la COBA résout toute seule soit, à travers l'appui administratif de la commune et l'éventuel appui financier d'une ONG, en ayant recours aux Eaux et Forêts qui peut transmettre ensuite au système judiciaire. Jusqu'à un certain seuil, la COBA est sollicitée pour résoudre toute seule l'application d'une sanction en conformité avec la Dina. Au-delà de ce seuil, elle va remonter jusqu'aux Eaux et Forêts qui peuvent instruire une procédure judiciaire sur la base d'un constat de gendarmerie. Si le cas s'avère encore plus grave, on peut parvenir à une procédure pénale.

La multi-régulation entre COBA et l'administration forestière facilite la gestion car elle ouvre les options de régulation. Elle permet de garantir un nombre de sanctions identique au nombre des classes de violations.

Entre violation, sanction et dégradation, une correspondance s'établit : à une violation correspond une seule sanction ; à un niveau de gravité d'une violation correspond un degré de sévérité de la sanction et un niveau d'ampleur de la dégradation.

Le modèle (V, D) : Violation, Dégradation

Dans l'espace des dégradations, toute action modifie l'état des ressources. On ne considère tout d'abord que les dégradations anthropiques et non les dégradations naturelles (par exemple les cyclones ou des feux spontanés). On considère ici les activités illicites, notées A (Figure 4), qui ne sont pas forcément répertoriées comme des violations des normes établies par une institution. Ces activités provoquent, d'une manière ou d'une autre, une dégradation noté D1 (Figure 4). Toutes les activités illicites ne sont pas qualifiées de violations car un certain nombre d'activités illicites ne sont pas détectables alors que toute activité illicite provoque une dégradation. Donc les dégradations provoquées par les violations sont un ensemble de dégradations qui est moins étendu (ou inclus dans) que l'ensemble D1 ; nous le noterons D2 (Figure 4). Les activités illicites provoquant D₁ ne peuvent pas être reliées à une sanction, alors que les violations provoquant D2 sont reliées à des sanctions.

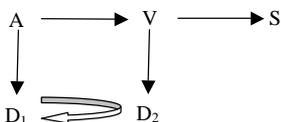


Figure 4 : Relations entre Activité illicite, Dégradation, Violation, Sanction

Soit (V, D), la liste des couples violations et dégradations classées par ordre de gravité. La gravité de la dégradation s'apprécie d'un point de vue écologique par : (1) la possibilité ou non d'une régénération, (2) la durée de cette régénération, (3) la surface et la population concernées. Si l'on se limite à la taille des dégâts, la gravité d'une dégradation dans une gestion forestière peut être mesurée par la surface en forêt disparue dans une période donnée, la borne inférieure étant définie par le maintien de l'écosystème après une dégradation et la borne supérieure « par un sol nu dont la régénération est impossible ». Ainsi les dégradations sont de qualités très variées : prélèvements d'une plante entière, d'une partie de plante ou d'une population animale (exprimées en nombre) ; surfaces concernées par le feu ou surfaces défrichées (exprimés en ha). Les deux premières dégradations causent moins de dégât écologique que les dernières. Comme le défrichement (avec brûlis ou non) d'une surface inclut naturellement une partie de faune et de flore de la surface en question, on considère qu'une dégradation est mesurée à partir d'une surface défrichée. On suppose qu'on est capable de ramener tous ces types de dégradations à une même échelle de classement, malgré leur diversité. Les dégradations définissent aussi un espace dans lequel les

éléments sont gradués par ordre de gravité et caractérisent l'ampleur d'une violation. Elles sont reliées à des violations par un système de norme. Ainsi, le couple (V, D) est un ensemble D -flou.

Comment s'articulent les deux modèles : (V, S) et (V, D) ? Une question délicate est d'abord de savoir si la sévérité des sanctions correspond parfaitement à la gravité des violations ? Une autre question est celle de savoir si la sanction peut restaurer l'écosystème dégradé ?

Les deux modèles sont reliés par la Violation ; l'activité débouche sur une violation (constat). La violation est passible d'une sanction (jugement). Une étape nécessaire est l'intermédiation, qui caractérise la violation. L'espace commun aux deux modèles est l'ensemble des violations.

Comme les deux modèles constituent deux ensembles flous, alors on peut avoir une application f : $f: (V, S) \rightarrow (V, D)$ telle que $\alpha(v_i) \leq \delta(f(v_i))$ avec δ : la fonction d'appartenance de (V, D) , qui s'appelle morphisme d'ensemble flou. Le sens de ce morphisme indique que l'ensemble flou d'arrivée en l'occurrence (V, D) apporte une information supplémentaire concernant la notion de violation par rapport à l'ensemble flou de départ (V, S) . Le modèle (V, D) constitue une référence pour évaluer l'écart entre le fait social généré par une violation et le fait physique constaté sur les ressources.

Une institution définit des normes et donc des violations selon son propre point de vue et sa propre métrique. L'acteur individuel peut-il jouer d'une multi-appartenance pour choisir l'institution qui sanctionne le moins ou pas du tout ? L'institution est localement fixée sur un territoire. Il n'y a pas plusieurs institutions de régulation par site de COBA. De la même façon les ONG se répartissent sur le territoire sans aucune superposition possible, conformément à une géopolitique locale de la conservation.

Discussion

CONFRONTATION A DES DONNEES

Nous étudions deux COBA dans la commune rurale d'Androy (Fianarantsoa II) et qui sont localisées dans le corridor forestier Fandriana-Vondrozo ou COFAV de Fianarantsoa (Carte W1). La COBA d'Amindrabe a la particularité de couvrir l'ensemble des forêts du fokontany d'Amindrabe de 5 212 ha, à la différence de la COBA voisine d'Ambendrana qui ne couvre que 1494 ha, soit une partie de la lisière forestière du village d'Ambendrana (Blanc-Pamard & Rakoto Ramiarantsoa, 2008). Elles ont signé en 2003 un contrat Gestion Contractualisée des Forêts (GCF) qui était mis en place dès 2001 (Toillier, 2009).

Depuis 2006, 4 délits ont été recensés dans les registres des Eaux et Forêts de Fianarantsoa qui sont passés de la COBA d'Amindrabe au service des Eaux et Forêts de Fianarantsoa parce qu'ils n'ont pas pu être résolus au niveau de la COBA. Parmi ces délits, qui sont connus sous le nom de violations dans le modèle, on décompte trois « défriches avec incinération » respectivement 20 ares, 30 ares et 40 ares pour l'année 2006 et une « défriche sans incinération » de 60 ares avant novembre 2008, qui est la seule indiquée en 2008.

Ce qui est nommé dans les registres « défriche avec incinération » est un abattis-brûlis achevé.

Ce qui est nommé dans les registres « défriche sans incinération » est un abattis avant brûlis.

Lorsque les violations sont trop importantes, la COBA d'Amindrabe ne sait plus les traiter, elle est donc obligée de passer à l'instance supérieure qui est celle du service des Eaux et Forêts de Fianarantsoa.

On a donc l'ensemble suivant des violations $V = \{v_{1i}, v_{2i}, v_{3i}, v_{4j}\}$

où i désigne la « défriche avec incinération » et j la « défriche sans incinération ».

Notre étude se limite au nombre d'interventions dont on a une trace, dans notre cas, quatre défriches détectées par la COBA, qui ont été remises pour sanction au service des Eaux et Forêts. Au niveau de la sanction, c'est la sanction des Eaux et Forêts qui sera appliquée car celle de la COBA n'est plus adaptée. Le nombre de violations, durant la période de gestion forestière transmise à la communauté de base, est un des indicateurs qui marque la mobilisation d'une COBA ou non, car elle traduit son activité de repérage et de constat, sachant que les dégradations sont supposées permanentes.

A une autre échelle, dans le village d'Ambendrana, une analyse statistique des histoires culturelles de parcelles situées dans des bassins versants en limite de COBA aboutit aux constatations que le dernier défrichement important de la forêt est daté de l'année 2000 (Ratiarson *et al.*, 2011), juste avant la mise en place de la COBA et qu'une reprise du défrichement est constatée après 2006 (Hervé, 2015). La dynamique de la couverture forestière est un des indicateurs qui peut marquer la mobilisation d'une COBA, mais elle est aussi souvent reliée au contexte socio-politique malgache.

Le modèle est utilisé pour aider à décrire la réalité. Qu'en fait-on ensuite et pour apporter quelle solution ?

INDICATEUR D'EFFICACITE INSTITUTIONNELLE

Comme le soulignait Weber (2006) « *il n'y a pas de gestion sans contrôle et que tout contrôle a un coût. Et qu'il n'y a pas non plus de gestion sans sanction, et sans application de ces sanctions* ». Les objectifs principaux de gestion poursuivis sur le site du corridor sont la conservation de la biodiversité, le maintien des services écologiques ainsi que l'utilisation durable des ressources naturelles (Arrêté interministériel, 2006).

Un indicateur est considéré comme un outil d'évaluation et d'aide à la décision grâce auquel on va pouvoir mesurer une situation ou une tendance, de façon relativement objective, à un instant donné, ou dans le temps et/ou l'espace (Conseil de l'Europe, 2005). D'après Randrianarison *et al.* (2010), dans le cadre de l'évaluation d'une gestion forestière après transfert de gestion, il faudrait disposer à la fois d'indicateurs de dégradation du couvert forestier et d'indicateurs de fonctionnement des institutions de régulation. Concernant la durabilité d'une gestion forestière communautaire, Aubert *et al.* (2010) considèrent que trois groupes d'indicateurs devraient être visualisés, des indicateurs de conservation, des indicateurs de gestion qui incluent la régulation des violations et des indicateurs de production. Pour un suivi d'impact et une évaluation de la gestion par la COBA, Aubert *et al.* (2012) ont suggéré de suivre trois volets : un volet écologique, un volet socio-économique et un volet juridico-institutionnel.

Dans le cas de la forêt tropicale humide, la régénération forestière, après abattis-brûlis, peut prendre un temps long d'au moins 10 ans pour reconstituer une forêt secondaire (Bahuchet & Betsch, 2012). Dans la base de données constituée à Ambendrana sur 50 ans, une régénération de plus de 30 ans a été observée sur quelques parcelles (Hervé, 2015). La pérennité du système de gestion s'impose donc au delà des 10 ans d'une évaluation annoncée. Par ailleurs, la télédétection est un outil performant pour mesurer, entre deux dates, la dynamique du couvert forestier (dégradation ou régénération). Mais ces techniques ont leurs propres limites : perturbation nuageuse, déformation due à la topographie, résolution spatiale. Par exemple, c'est seulement à partir d'une surface de 900 m² qu'on peut détecter l'existence ou non de forêts si on utilise le satellite Landsat 7 dont la résolution est de 30 m au sol. Chaque événement de violation de règles sera donc difficilement détectable par télédétection, et c'est plutôt leur effet cumulé qui sera observé à une date donnée.

La construction d'un indicateur pertinent pour analyser l'efficacité institutionnelle dans la gestion forestière n'est peut être pas facile mais s'avère nécessaire et faisable. Il faut pour cela trouver un espace

commun à la sphère écologique de mesure de la dégradation et à la sphère juridique du jugement et de l'établissement d'une sanction. Le nombre de violations est un indicateur d'efficacité institutionnelle, la dynamique de la couverture forestière en est un autre. Pour aller plus loin, Aubert & Müller (2013) ont élaboré un modèle multi-agent générique pour simuler la gestion de ressources renouvelables, en incorporant les institutions, les normes et les territoires. Il est alors possible de comparer des indicateurs issus de la simulation de ce modèle avec des données de terrain, comme le nombre de violations des règles, ou l'évolution de la surface du couvert forestier.

Conclusion

La complexité inhérente au système de gestion après transfert nécessite une nouvelle approche. La multiplicité des acteurs dans ce mode de gestion allant des autorités étatiques comme les Eaux et Forêts jusqu'à la commune de rattachement, la communauté de base et éventuellement une ONG, et la fixation d'objectifs lors de l'instauration du contrat de gestion nécessitent une étude pluridisciplinaire. N'est abordée dans cet article qu'une partie de l'étude qualitative. Une étape essentielle est la délimitation du système de gestion : les composants sont les paysans et les quatre institutions, et les environnements se divisent en deux, l'environnement social, les normes, et l'environnement physique, les ressources. Ces composants sont replacés dans le méta-modèle MASQ et leurs interactions sont représentées dans un graphe orienté.

La gestion communautaire des forêts, bornée dans le temps et fixée par un contrat, 3 ans pour la première période prolongeable 10 ans après évaluation positive, combine des interventions institutionnelles discrètes sur un écosystème dont la dynamique écologique est continue et qui est soumis en permanence à une pression de dégradation anthropique. La chaîne de régulation met en action une série d'interventions qui va de la détection de l'activité illicite paysanne jusqu'à l'application de la sanction correspondante en passant par une évaluation de la dégradation générée. La théorie des ensembles flous est appliquée pour formaliser ce système de régulation. L'ensemble des violations V est donc caractérisé soit dans l'espace de sanctions S , gradué par ordre de sévérité, soit dans l'espace de dégradations D , gradué par ordre de gravité. Les deux ensembles flous (V, S) et (V, D) obtenus par ces caractérisations sont liés par un morphisme d'ensemble flou. Le sens du morphisme qui est de (V, S) vers (V, D) indique qu'une violation est mieux représentée au niveau de l'espace des dégradations qu'au niveau de l'espace des sanctions. Cette clarification est en partie vérifiée dans le cas du site de COBA étudié à l'intérieur du corridor de Fianarantsoa.

L'évaluation de l'efficacité institutionnelle débouche sur quelques résultats préliminaires sous forme de recommandations. Le nombre et la qualité des interventions font partie des indicateurs de l'efficacité d'une institution. Une variété de sanctions plus large que le nombre de violations paysannes est une garantie de contrôle du système, d'où l'intérêt de renforcer le rôle régulateur de la commune, en particulier si l'appui apporté par les ONG peut disparaître d'un moment à l'autre. Des améliorations sont attendues dans la détection et la caractérisation des dégradations, dans l'application effective des sanctions, mais surtout comme nous l'avons mis en évidence, dans le constat des violations. On se rend bien compte de l'intérêt d'outils de simulation pour pouvoir réfléchir sur l'efficacité institutionnelle dans la gestion locale des forêts. Une simulation multi-agent dans le cadre de la gestion forestière, incorporant les agents, les institutions, les normes et les territoires, peut représenter la complexité du système de gestion et permettre de simuler différents scénarios mettant en scène les acteurs de la régulation.

Références bibliographiques

- Andriamahefazafy F., Meral P., 2004 : « La mise en œuvre des plans nationaux d'action environnementale : un renouveau des pratiques des bailleurs de fonds? ». *Mondes en Développement*, 127 : p. 29-44.
- Arrêté interministériel, 2006 : n°16 071-2006/minenvef/mem portant protection temporaire de l'aire protégée en création dénommée « corridor forestier Fandriana-Vondrozo. Journal Officiel de la République de Madagascar.
- Ashby R., 1956 : *An Introduction to Cybernetics*. London, Chapman and Hall [En ligne], <http://www.pcp.vub.ac.be/books/IntroCyb.pdf>.
- Aubert S., Müller J.P., 2013 : « Incorporating institutions, norms and territories in a generic model to simulate the management of renewable resources ». *Artificial Intelligence and Law*, 21(1) : p. 47-78.
- Aubert S., Müller J.P., Ralihalazara J., 2010 : *MIRANA, a socio-ecological model for assessing sustainability of community-based regulations*. International Environmental Modelling and Software Society (IEMSS), Canada, 8 p.
- Aubert S., Rahajason F., Ganomanana T., 2012 : « La modélisation d'accompagnement pour le Suivi de l'Impact des Transferts de Gestion à Madagascar ». *Vertigo – La revue en sciences de l'environnement*, 11(3) [En ligne], <http://vertigo.revues.org/11888>.
- Bahuchet S., Betsch J.-M., 2012 : « L'agriculture itinérante sur brûlis, une menace sur la forêt tropicale humide ? ». *Revue d'ethnoécologie* [En ligne], <http://ethnoecologie.revues.org/768>.
- Bertrand A., Horning N., Montagne P., 2009 : « Gestion communautaire ou préservation des ressources renouvelables : histoire inachevée d'une évolution majeure de la politique environnementale à Madagascar ». *Vertigo – La revue en sciences de l'environnement*, 9(3) [En ligne], <http://vertigo.revues.org/9231>.
- Birkhoff G., 1967 : *Lattice theory*. Rhode Island : American Mathematical Soc., 283 p.
- Blanc-Pamard C., Rakoto Ramiarantsoa H., 2008 : « La gestion contractualisée des forêts en pays betsileo et tanala (Madagascar) ». *Cybergeo : European Journal of Geography* [En ligne], <http://cybergeo.revues.org/19323>.
- Boella G., van der Torre L., 2006 : « Constitutive Norms in the Design of Normative Multiagent Systems », dans F. Toni, P. Torroni (eds.), *CLIMA IV Computational logic in Multi-Agent Systems*, Lecture Notes in Computer Science vol. 3900, Springer Berlin Heidelberg : p.303-319.
- Boulet R., Mazzega P., Jouve B., 2009 : « Environmental, social and normative networks in the MAELIA Platform », dans M. Poblet, U. Schild, J. Zeleznikow (eds), *CEUR Workshop Proc. Legal & Decision Support Systems'09*, Barcelona – Spain : p. 83-93.
- Borrini-Feyerabend G., Dudley N., 2005 : *Elan Durban, nouvelles perspectives pour les Aires Protégées à Madagascar*. Commission mondiale des aires protégées (WCPA), UICN, 44 p.
- Carr H., Pitt J., Artikis A., 2009 : « Peer Pressure as a Driver of Adaptation in Agent Societies », dans A. Artikis, G. Picard, L. Vercouter (eds.), *Engineering Societies in the Agents World IX*, Lecture Notes in Computer Science, Vol. 5485 : p. 191-207.
- Chapron P., 2012 : *Modélisation et analyse des organisations sociales : propriétés structurelles, régulation des comportements et évolutions*. Thèse de doctorat, ED MITT : Domaine STIC : Intelligence Artificielle, Université Toulouse 1 Capitole (UT1 Capitole), 217 p.

- Chavance B., 2001 : « Organisations, institutions, système : types et niveaux de règles ». *Revue d'économie industrielle*, 97 : p. 85-102.
- Commons J., 1934 : *Institutional Economics. Vol. II: Its Place in Political Economy*. New Brunswick and London : Transactions Publishers, 400 p.
- Conseil de l'Europe, 2005 : *Élaboration concertée des indicateurs de cohésion sociale. Guide méthodologique*. Conseil de l'Europe, 234 p.
- Ferber J., Stratulat T., Tranier J., 2009 : « Towards an Integral Approach of Organizations: the MASQ approach », dans V. Dignum (ed.), *Multi-agent Systems: Semantics and Dynamics of Organizational Models*, IGI Global : p. 51-75.
- Ferber J., Nigon J., Maille G., Seguin T., Holtz S., Stratulat T., 2014 : *De MASQ à MetaCiv : un cadre générique pour modéliser des sociétés humaines dans une approche transdisciplinaire*. Rencontre interdisciplinaire sur les systèmes complexes naturels et artificiels, Rochebrune, 4 p.
- Ganomanana T., Hervé D., Randriamahelo S., 2011 : « Dynamique institutionnelle des transferts de gestion dans le corridor Fandriana-Vondrozo ». *Madagascar Conservation and Development*, 6(1) : p. 15-21.
- Hervé D., 2015 : « 50 ans d'occupation du sol parcellaire après abattis-brûlis (forêt ombrophile de l'est malgache) », dans D. Hervé, S. Razanaka, S. Rakotondraompiana, F. Rafamantanantsoa, S. Carrière (eds.), *Transitions agraires au sud de Madagascar, résilience et viabilité deux facettes de la conservation*, Actes du séminaire de synthèse du projet FPPSM, 10-11/06/2013, Antananarivo, IRD-FSP/PARRUR : p. 45-70.
- Le Gallou F., 1992 : « Nature et objectifs de la systémique », dans F. Le Gallou & B. Bouchon-Meunier (eds.), *Systémique. Théorie et applications*, Londres : Lavoisier : p. 3-13.
- Mazzega P., Boulet R., Fernandez-Barrera M., 2012 : « Méthodologie d'analyse réticulaire d'une politique publique : le SDAGE Adour-Garonne 2010-2015 », dans D. Bourcier, P. Mazzega, R. Boulet (eds.), *Politiques Publiques. Systèmes Complexes*, Paris : Hermann : p. 195-216.
- Moghari S., Zahedi M., 2014 : « Minimization of deterministic fuzzy tree automata ». *Journal of Fuzzy Set Valued Analysis*, 2014 : p. 1-18.
- North D., 1991 : « Institutions ». *Journal of Economic Perspectives*, 5(1) : p. 97-112.
- Ostrom E., 2005 : *Understanding Institutional Diversity*. Princeton : Princeton University Press, 384 p.
- Ponasse D., 1984 : « Une nouvelle conception des ensembles flous ». *Busefal*, 17 : p. 4-9.
- Randriamahaleo S., 2009 : *Jeux régulés ou régulations sans jeux ?* Rencontre interdisciplinaire sur les systèmes complexes naturels et artificiels, Rochebrune, 8 p.
- Randrianarison A., Ganomanana T., Hervé D., 2010 : « Conservation paysanne des forêts humides à Madagascar ». *Le Flamboyant*, 66/67 : p. 14-17.
- Ratiarson V., Hervé D., Rakotoasimbahoaka C., Müller J-P., 2011 : « Calibration et validation d'un modèle de dynamique d'occupation du sol postforestière à base d'automate temporisé à l'aide d'un modèle markovien ». *Cahiers Agricultures*, 20(4) : p. 274-279.
- Ray C., 2003 : *Atlas : une plate-forme pour la modélisation et simulation de systèmes désagrégés*. Thèse de doctorat mention Informatique, Université de Rennes 1, 140 p.

République de Madagascar, 1996 : *Loi N°96/025 du 30 septembre 1996 relative à la gestion locale des ressources renouvelables*. Journal Officiel de la République de Madagascar.

Sallantin J., Ferrier D., Cotret J., Luzeaux D., Fagot C., 2010 : « Une formalisation de la régulation par des normes d'une société constituée par des Personnes et par des agents artificiels ». *Revue des Sciences et Technologies de l'Information RSTI, Revue d'intelligence artificielle (RIA)* [En ligne], <http://hal.archives-ouvertes.fr/docs/00/45/59/63/PDF/droitetdevoir.pdf>.

Toillier A., 2009 : *Capacités d'adaptation des agriculteurs à la conservation des forêts dans le corridor Ranomafana-Andringitra (Madagascar). Perspectives pour un aménagement intégré des territoires*. Thèse de doctorat spécialité Sciences agronomiques, Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement (Agro Paris Tech), 495 p.

Volken H., 2006 : « La raison distribuée. Genèse des concepts collectifs dans la modélisation mathématique en sciences sociales ». *Revue européenne des sciences sociales*, XLIV(134) : p. 301-315.

Weber J., 2006 : « Préserver les ressources renouvelables. 5 défis pour la biodiversité ». *Journal du CNRS*, n°196 [En ligne], <http://www2cnrs.fr/presse/journal/2825.htm>.

Wilber K., 2001 : *A Theory of Everything: An Integral Vision for Business, Politics, Science and Spirituality*. Boston MA : Shambhala publications Inc., 189 p.1

Trajectoires d'évolution des exploitations en bordure de la forêt de Mikea, avant et après l'aire protégée

Trajectories of farm evolution near by the Mikea forest before and after implementing the protected area

N.O. ANDRIANANTENAINA¹

D. HERVÉ²

R. E. RANAIVOSON¹

(1) Département Agro-management, Ecole Supérieure des Sciences Agronomiques, BP 175, Antananarivo 101, Madagascar

(2) Institut de Recherche pour le Développement (IRD UMR 220), BP 64501, 34394 Montpellier, France

Résumé

Une typologie des exploitations a été réalisée en 2012 en bordure de la forêt de Mikea. Elle est comparée à une typologie basée sur la pratique de l'abattis-brûlis ou *hatsaky* réalisée en 2001. Les changements subis par ces exploitations durant ces 10 ans sont appréciés au niveau des productions, des revenus et des sources de dépenses pour le ménage. Les anciens planteurs de coton, qui étaient de gros agriculteurs, disposent de moyens de production importants et en tirent des revenus agricoles élevés. Les moyens agriculteurs qui étaient des anciens défricheurs exploitent une surface limitée avec au mieux un attelage. Les petits agriculteurs ayant cultivé une faible surface en *hatsaky* et ceux qui ont abandonné le défrichement avant l'interdiction décrétée par le parc, demeurent vulnérables et sont fortement dépendants des ressources forestières. Les stratégies des plus riches s'orientent vers la diversification. Les anciens défricheurs les plus démunis vendent leur main d'œuvre et intensifient la collecte d'ignames. On constate une reprise récente de la culture du coton et le développement d'un petit élevage. Ainsi les impacts des activités économiques exercées par les exploitations sur les composantes environnementales méritent d'être approfondis.

Mots-clés : coton, maïs, *hatsaky*, Parc National Mikea, système d'exploitation, typologie, dynamique des systèmes de production

Abstract

Farm typology analysis was performed in 2012, after a previous typology in 2001, based on the slash-and-burn cultivation known as *hatsaky*. The comparison between both typologies determines the changes occurred on production, revenue and expenses of the family neighbour of Mikea forest. Former cotton producers among big farms are endowed with means of production and earn important revenue from activities. Former slash and burn maize producers actually are farms on limited land, due to the lack of means of production, reduced to a team of oxen. Small farms that produced on undersized land in interdiction set up by the Park management, remain vulnerable and mainly depend on forest resources. Richer farms strategies are toward diversification. The most impoverished former land-clearing farmers get hired as farm labor and intensify yam gathering. Resumption of cotton production and development of small scale breeding are observed. Thus, the impacts of the economic activities performed by farms on environmental resources are worth a deep examination.

Key words: cotton, corn, evolution, slash-and-burn cultivation, Mikea National Park, farming system, typology

Introduction

Massif forestier riche en ressources floristiques et faunistiques caractéristiques des forêts sèches, la forêt de Mikea est devenue une priorité des projets de conservation et de développement. L'émergence d'une forte demande nationale en maïs, mais surtout réunionnais – liée au développement de l'élevage porcin –, a favorisé l'extension de la culture sur brûlis connue sous le nom de « *hatsaky* » dans les années 80 (Fauroux, 1999). La vitesse de déforestation a ainsi quadruplé depuis la fin des années 1980 jusqu'aux années 2000 (Razanaka *et al.*, 2001). Dans le même temps, le maïs est devenu une culture principalement commerciale (Blanc-Pamard *et al.*, 2005). Cependant, la mise en place d'une aire protégée en 2003, officialisée en 2007, a induit une restriction de l'accès aux ressources naturelles qui devrait affecter le bien-être de la population. Il convient ainsi de se pencher sur la question de la viabilité des systèmes d'exploitation du milieu et des systèmes de production lorsque la composante forestière disparaît (Razanaka, 2004). Comment se présentent alors les trajectoires d'évolution des exploitations selon leurs stratégies d'adaptation ?

On ne peut répondre à cette question qu'en disposant de données sur le long terme. Nous disposons sur la forêt de Mikea de deux typologies d'exploitations agricoles riveraines de la forêt à 15 ans d'intervalle, entre les travaux du GEREM « Gestion des Espaces Ruraux et Environnement à Madagascar » (1996-2002) et les recherches menées dans le cadre du projet FPPSM « Forêts, Parcs et Pauvreté dans le Sud de Madagascar » (2011-2014) qui se propose d'évaluer la capacité de résilience des forêts, les caractéristiques de la transition forêt-savane ainsi que la viabilité économique des familles vivant de la forêt.

L'évaluation, présentée ici, des impacts des changements socio-économiques et environnementaux sur l'évolution des systèmes d'exploitation se fixe comme objectifs (i) de caractériser la structure et la diversité des exploitations en zone péri-forestière et (ii) d'apprécier la tendance d'évolution des exploitations sur une quinzaine d'années.

Matériels et méthodes

ECHANTILLONNAGE

Les enquêtes ont été réalisées dans le but d'élaborer une typologie, au sein de la Commune d'Analamisampy, District de Tuléar II, Région du sud-ouest de Madagascar. Les 89 unités de production enquêtées ont été réparties suivant deux critères, la classe d'âge du chef d'exploitation et la proximité de l'exploitation par rapport à la forêt (Tableau I). L'hypothèse est que l'organisation de chaque exploitation varie en fonction de son stade d'accumulation, qui est en grande partie lié à l'augmentation de la force de travail familiale disponible. En outre, sachant que les unités de production possédant des bœufs et des matériels de production (charrue, charrette) sont considérées comme les plus fortunées, cette perception de la richesse a été prise en compte. Les critères de pauvreté perçus par la population sont notamment la faiblesse de la production vivrière, la longueur de la période de soudure et la difficulté d'accès aux facteurs de production.

Tableau I : Répartition des exploitations enquêtées

Distance par rapport à la forêt	Fokontany	Nb. exploit. enquêtés	Nb. exploit. par Fokontany*	Pourcentage (%)
Proche	Anjabetrongo, Andranovato, Antranolava	42	301(*)	14,0
Moyennement éloigné	Ampasikibo, Namaboa	32	750	4,3
Eloigné	Ambovotsiritsy	15	260	5,8
Total		89	1 311	6,8

(*) Estimation à partir du recensement INSTAT Tuléar (2005)

TRAITEMENT DES DONNÉES POUR ÉLABORER UNE TYPOLOGIE

Une fois identifiée l'exploitation, les variables sont choisies pour représenter le revenu des ménages et sont classées dans les rubriques suivantes : sources de revenu, ressources, productions, dépenses, stratégies de subsistance en période de soudure. Le nombre de variables est réduit par une Analyse Factorielle Discriminante (AFD), en définissant deux variables discriminantes, la pratique ancienne du *hatsaky* et la pratique ancienne de la culture du coton.

- La diversité des exploitations est explorée par une Analyse des Correspondances Multiples (ACM) qui permet de traiter des variables quantitatives et qualitatives. Les axes sont interprétés par les variables et la position des exploitations sur ces axes les regroupe par types.
- Les types d'exploitation sont confirmés par une Classification Ascendante Hiérarchique (CAH), qui regroupe automatiquement les observations en classes suivant leur ressemblance.

L'influence sur la structure des exploitations de la distance à la forêt est étudiée plus finement en vérifiant par un test de χ^2 l'existence de liens entre la localisation et les types d'exploitations. Les traitements statistiques sont réalisés sur les logiciels SPSS, Excel et XLStat.

DÉMARCHE POUR APPRÉCIER LA TENDANCE D'ÉVOLUTION DES EXPLOITATIONS

L'évolution des systèmes de production est mesurée en comparant la typologie élaborée avec des données d'enquêtes de 2012 provenant de 6 Fokontany de la commune d'Analamisampy, avec la typologie établie par Aubry & Ramaromisy (2003), à partir de données d'enquêtes datant de 2001 sur les exploitations qui ont anciennement pratiqué l'abattis-brulis ou *hatsaky*, dans le village du front pionnier, Andraketa, et dans toute la commune d'Analamisampy. Les variables considérées dans cette dernière typologie sont la superficie de culture, la taille de l'élevage, les équipements, la pratique du salariat, l'engagement de main d'œuvre extérieure, les consommations alimentaires et les investissements réalisés par les exploitations.

Résultats

TYPOLOGIE DES EXPLOITATIONS

Sélection des variables par une Analyse Factorielle Discriminante (AFD)

Pour prendre en compte leur impact pour la période écoulée, la pratique de *hatsaky* et la culture de coton sont choisies comme variables discriminantes d'une AFD (Analyse factorielle discriminante).

Parmi les variables traitées, quatre variables sont discriminées par la pratique du *hatsaky* : le ratio MOF/MOT (Main d'Oeuvre Familiale/Main d'Oeuvre Totale), le revenu tiré de la vente des produits agricoles, le nombre de charrue et charrette et la valeur du capital bovin. La relation entre le défrichage et la main d'œuvre peut s'expliquer par le fait que dans cette agriculture pionnière, le travail constitue le facteur limitant de la production. La possibilité de mobiliser une force de travail familiale, extérieure ou salariée, faisait la différence entre les exploitants (Blanc-Pamard, 2000). De plus, les exploitations âgées, riches en main d'œuvre active, sont les plus affectées par l'arrêt du *hatsaky*. Ensuite, la disparité des revenus agricoles tient à la capacité des exploitations à produire des surplus vendables, ce qui dépend des facteurs de production dont dispose l'exploitation.

Les variables discriminées par rapport à la pratique ancienne de la culture de coton sont liées à la couverture alimentaire : l'achat de riz, la collecte d'igname, la superficie cultivée et le revenu tiré des productions agricoles (productions vivrières, légumineuses, coton). En effet, la bonne situation économique des anciens producteurs de coton permettait l'achat du riz, qui rend inutile la collecte d'igname.

Les douze (12) variables retenues sont décrites dans le tableau II, avec les intervalles correspondants à chaque modalité.

Types d'exploitations par une analyse en Composante Multiple (ACM)

Tableau II : Codification des variables

Variables	Codes	Modalités		
		1	2	3
Rapport de la MO Familiale/MO Totale	MOFMOT]0 ; 0,60]	[0,60 ; 0,88]	[0,88 ; 1]
Revenu par actif issu de la vente de produits agricoles (Ar.)	RcultA]0 ; 18 490]	[18 490 ; 39 273]	[39 273 ; 370 112]
Quantité d'igname par personne et par an (kg)	IgnT	0]0 ; 33]	[33 ; 180]
Valeur de la production de maïs, manioc, patate douce par actif (Ar.)	VMMPA]0 ; 99 657]	[99 657 ; 271 680]	[271 680 ; 1 220 000]
Valeur de la production de légumineuses par actif (Ar.)	VlegA]0 ; 67 583]	[67 583 ; 173 250]	[173 250 ; 2 607 500]
Valeur de la production de coton par actif (Ar.)	VcotA	0]0 ; 1 600 000]	
Valeur du capital bovin par actif (Ar.)	VBovA	0]0 ; 200 000]	[200 000 ; 3 150 000]
Superficie totale cultivée (Are)	SupCult]0 ; 300]	[300 ; 500]	[500 ; 5 250]
Achat de riz rapporté à la taille du ménage (Ar.)	AcRiz/T]0 ; 4 083]	[4 083 ; 17 150]	[17 150 ; 661 500]
Disposition de charrues et charrettes (Nombre)	ChCHr	0]0 ; 8]	
Superficie anciennement cultivée en <i>hatsaky</i> en maïs (Are)	Ahtk	0]0 ; 4 700]	
Superficie anciennement cultivée en coton (Are)	Acot	0]0 ; 3 000]	

Les axes factoriels F1 et F2 de l'ACM (Analyse en Composante Multiple) extraient le maximum d'inertie des données recueillies puisque 89,9 % des observations peuvent être situées dans le premier plan factoriel, si bien qu'on est en droit de négliger les axes 3 et 4 (Figure 1). Une CAH (Classification Ascendante Hiérarchique) confirme les quatre types dégagés par l'ACM, pour les modalités prises en considération.

Le premier axe F1, expliquant 72,7 % de l'inertie totale, met en relation les anciennes pratiques de culture du coton et/ou de *hatsaky* avec les moyens et revenus dont disposent maintenant les exploitations.

Le second axe F2 ne représente que 5,3 % de l'inertie totale. Il oppose les exploitations qui possèdent des matériels de production de celles qui n'en ont pas. Il met également en valeur la dépendance des exploitations vis-à-vis des ressources forestières reflétée par la collecte d'ignames.

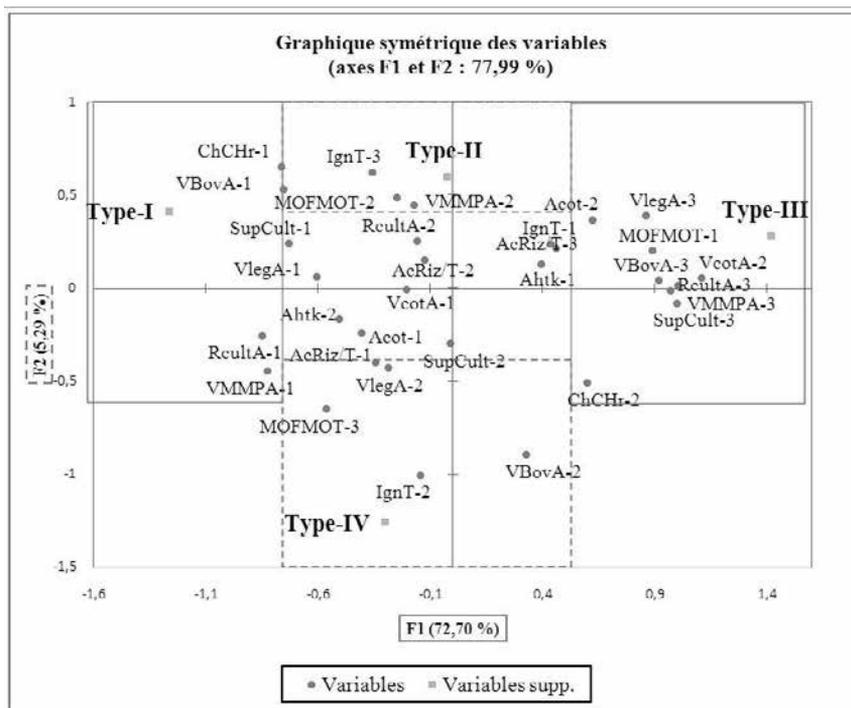


Figure 1 : Typologie des exploitations (2012) ; premier plan factoriel de l'analyse en composantes multiples

La Figure 1 représente la position des types sur les plans factoriels F1 et F2 en fonction de leur appartenance à l'un des 4 types de la CAH (Tableau III).

Tableau III : Typologie d'exploitations (2012)

Type	I	II	III	IV	Total
Effectif	15	31	19	24	89
%	16,9	34,8	21,3	27,0	100,0

Les Types I et IV regroupent les anciens défricheurs. Le Type I réunit les exploitations à faibles moyens de production. Ne disposant pas de charrue ni de charrette, les exploitants cultivent une superficie restreinte ne dépassant pas 3 ha et plus de 60 % de la main d'œuvre utilisée par l'exploitation est de type familial. Le revenu tiré de la vente des produits agricoles est assez faible (inférieur à 18 490 Ar./actif/an pour 87 % des exploitations). Les exploitations collectent une quantité importante d'ignames (plus de 50 kilos/personne/an).

Par contre, le Type IV est plus équipé en traction attelée ; plus de 80 % des exploitations possèdent au moins une charrue. A la différence du Type I, la production de légumineuses est moyenne tandis que la quantité d'ignames prélevée est moindre.

Le Type III rassemble les anciens cultivateurs de coton. La culture de coton réapparaît progressivement du fait de la présence d'acheteurs mais la superficie cultivée en 2012 est encore réduite, entre 1 et 3 ha. Les exploitations sont plus riches en termes de revenu et de production agricole. Deux tiers (2/3) des exploitations gagnent un revenu par actif, provenant des cultures, supérieur à 100 000 Ar./an. L'étendue de la superficie cultivée s'élève en moyenne à 12 ha et la main d'œuvre familiale est réduite.

Le Type II regroupe les exploitants neutres par rapport aux facteurs : défrichement et culture de coton. Il rassemble des jeunes exploitants qui n'ont pas pratiqué la culture sur brûlis, sinon sur une superficie réduite. Comparées aux exploitations des Types I et IV, celles du Type II possèdent une production vivrière plus élevée.

Répartition géographique des types obtenus

Le Tableau IV traduit la répartition des types suivant la situation par rapport à la forêt. Le Centre et l'Est de la RN9 se trouvent respectivement à une distance moyennement éloignée et éloignée de la forêt.

Tableau IV : Localisation des types d'exploitations

TYPE		Type I	Type II	Type III	Type IV	Total
Forêt (Ouest)	nb	11	14	2	19	46
	%	23,9	45,2	4,4	41,3	100,0
Centre	nb	4	11	10	3	28
	%	14,3	35,5	35,7	10,7	100,0
Est de la RN9	nb	0	6	7	2	15
	%	0,0	19,4	46,7	13,3	100,0
Total	nb	15	31	19	24	89
	%	16,8	34,8	21,4	27,0	100,0

Les Types I et IV sont majoritairement installés à une plus grande proximité de la forêt. Les Types II et III sont concentrés en bordure de la route (RN9). Pour la partie Est, elle est occupée à 46,7 % par les exploitations du Type III. Les résultats du test de Khi^2 donnent une valeur de la p-value (0,00) inférieure au niveau de signification $\alpha = 0,05$. Ainsi, l'hypothèse nulle H_0 qui insigne l'indépendance entre les variables localisation et type d'exploitation est rejetée.

Les résultats du test montrent l'existence d'une relation forte entre l'appartenance à un type et la localisation géographique (Tableau V). A proximité de la forêt, on retrouve le Type IV qui regroupe les anciens cultivateurs de maïs sur abattis-brûlis. Le Centre et l'Est sont occupés par le Type III qui réunit les anciens planteurs de coton.

Tableau V : Résultat du test de Khi^2 sur la localisation des exploitations

Localisation	Type I	Type II	Type III	Type IV
Forêt	(+) NS	(-)NS	(-)**	(+)**
Centre	(-) NS	(+)NS	(+)*	(-)**
Est	(-)**	(+)NS	(+)**	(-)*

(-) effectif observé inférieur à l'effectif théorique

NS : test de Khi^2 non significatif au seuil $\alpha = 0,10$

* : test de Khi^2 par case significatif au seuil $\alpha = 0,10$

(+) effectif observé supérieur à l'effectif théorique

** : test de Khi^2 par case significatif au seuil $\alpha = 0,05$

*** : test de Khi^2 par case significatif au seuil $\alpha = 0,01$

Adaptation et évolution des systèmes de production

La Figure 2 illustre les trajectoires d'évolution des systèmes d'exploitation.

Les gros exploitants actuels (Type III) sont issus des agro-éleveurs du Type I de l'ancien système. En effet, ils disposent de grandes superficies de terrain de culture et des facteurs de production suffisants. Suite à l'interdiction de la défriche, ces exploitations se sont focalisées sur la culture intensive sur *baiboho* d'où l'importance de la production agricole. La répartition spatiale des exploitations confirme ce glissement étant donné que les agro-éleveurs sont surtout présents dans la zone centrale de la Commune.

Par contre, les anciens défricheurs (Type II, Type III, Type IV) sont regroupés dans les types I et IV de la nouvelle typologie. Le premier possède rarement des bœufs de trait tandis que le second en dispose.

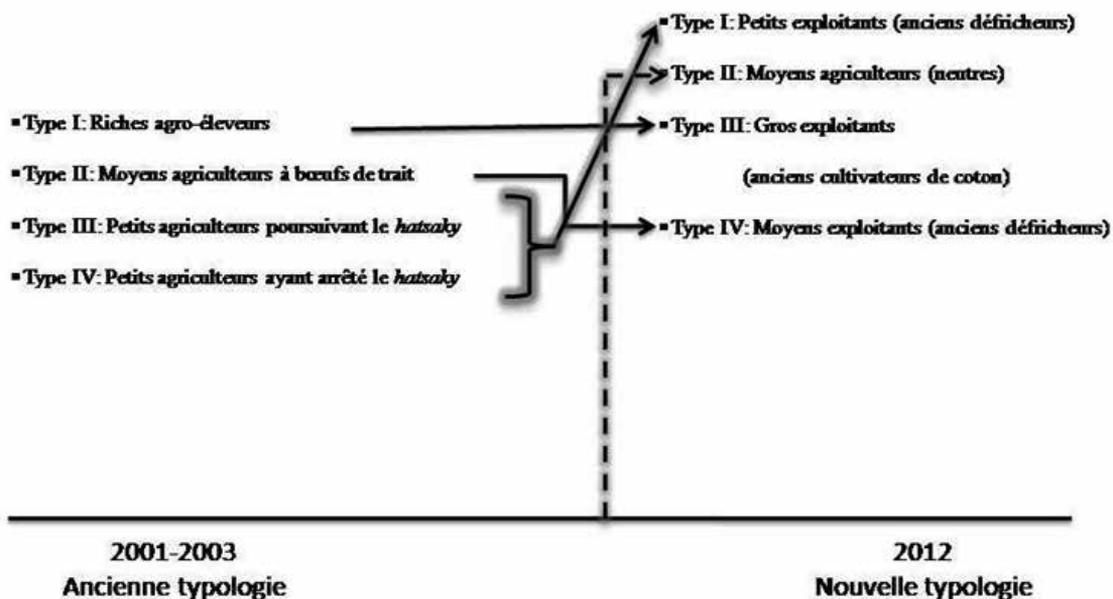


Figure 2 : Évolution des systèmes d'exploitation en 10 ans

Dans l'ancienne typologie, l'objectif des exploitations du Type II est l'accumulation de capital pour pouvoir engager de la main d'œuvre permettant de défricher annuellement des surfaces importantes. Les productions sont vendues à cette fin. D'autres commençaient également à investir dans l'achat de matériels de production. Ainsi, suite à l'arrêt de la pratique du *hatsaky*, ces exploitations ont pu se doter des matériels nécessaires pour cultiver les abandons cultureux. Elles ont évoluées vers le Type IV. La superficie minimale cultivée sur jachère (*mondra*) en 2003, soit 5 ha, a pu être maintenue.

Par ailleurs, les petits agriculteurs des Types III et IV se sont appauvris faute de moyens de production. Ces exploitants vendent leur force de travail comme salariés agricoles et gagnent des revenus notamment à partir de la vente des produits de la chasse et de la cueillette. Les exploitations ne cultivent qu'une faible superficie de culture à défaut d'attelage. Ainsi, elles sont regroupées dans le Type I de la nouvelle typologie dont la superficie cultivée se situe à 1,5 ha en moyenne. Avec les facteurs de productions réduits à la bêche et à l'énergie humaine, les exploitations ne peuvent prétendre travailler plus de 2 ha/exploitation malgré la disponibilité des jachères ou *monka* à cultiver.

Les jeunes exploitants en lisière forestière sont rattachés au Type II de la nouvelle typologie. Il s'agit d'un type nouvellement apparu entre 2001 et 2013. Les exploitations sont encore en voie d'évolution.

Discussion

NIVEAU DE DÉVELOPPEMENT, SYSTÈME D'ACTIVITÉS, INFLUENCÉS PAR LA LOCALITÉ

Les activités exercées par les systèmes d'exploitation varient suivant la localisation géographique de l'exploitation. La distance par rapport à la forêt influe sur la répartition des types d'exploitation. Milleville & Blanc-Pamard (2001) ont mis en exergue la construction de formes de territorialités différentes en fonction des données écologiques et de leurs représentations, de la date d'installation, de la répartition de la population rurale – Masikoro et migrants –, des modalités d'utilisation des ressources, de la place de l'élevage, de la proximité de la RN9 et de l'influence du marché.

En effet, les anciens essarteurs situés en zone péri-forestière possèdent des niveaux de production faibles dus à la faiblesse de leur superficie de culture faute de moyens de production. En outre, ils souffrent d'un manque d'eau de boisson car l'avancée du front de défriche les a éloignés des puits ; les propriétaires de charrettes s'emploient au transport de l'eau. La fabrication de charbon à partir du tamarinier est aussi très pratiquée. Le sac est vendu à 1 000 Ar. à Ampasikibo, à déduire des coûts de transport en charrette valant 400 Ar./sac. Ainsi, l'activité est peu rentable car le gain obtenu est évalué à 15 000 – 25 000 Ar./mois.

Contrairement aux attentes, c'est-à-dire la régression de la collecte suite à la restriction d'accès à la forêt, on assiste à un accroissement de la fréquence de collecte vu l'allongement de la période de soudure (MNP, 2007). Les enquêtes ont révélé que 74 % des exploitants continuent à prélever des ressources forestières, essentiellement les variétés d'igname. Les tubercules sauvages, du genre *Dioscorea*, contribuent pour une part appréciable à l'alimentation et à l'apport en eau. Ils servent en tant que complément alimentaire durant la période de soudure en saison des pluies. La dépendance vis-à-vis des ressources forestières peut traduire le niveau de vie des exploitations.

Au Centre et à l'Est les activités secondaires, génératrices de revenu, sont praticables du fait de la proximité de l'axe routier. La proximité du marché est un atout favorable au développement du petit commerce. Disposant d'outils de production, les exploitations peuvent cultiver une superficie de terre assez élevée. L'importance des liens familiaux déclarés lors des enquêtes offre la possibilité de mobilisation des ressources existantes dans le voisinage comme le prêt d'outils, d'animaux et l'entraide de travail.

NOUVELLE ORIENTATION DES SYSTÈMES DE PRODUCTION

La typologie établie par Aubry & Ramaromisy (2003) reflète une économie essentiellement basée sur le *hatsaky*. Durant les années 90, le maïs, principale culture pionnière de la région est devenu en raison d'une demande accrue l'une des premières cultures d'exportation (Tessier, 1997). Cependant, l'avancée du front de défrichement à l'Ouest pose des contraintes pour les exploitations moins équipées.

Les études menées par Aubry & Ramaromisy (2003) ont prévu que beaucoup des petits agriculteurs ayant poursuivi le *hatsaky* vont dans 1 à 5 ans rejoindre le rang des Types IV (petits agriculteurs ayant arrêté le *hatsaky*), car ils n'ont plus les moyens de poursuivre la défriche sinon dans des conditions de plus en plus difficiles (transport de l'eau, agriculture manuelle). Ainsi, ces exploitations forment la classe la plus démunie de la nouvelle typologie (Type I). Pour ces Types, les abandons culturels mis en culture en 2001 variaient de 1 à 10 ha. Or, la surface moyenne exploitée par le Type I de la nouvelle typologie se

situé à une moyenne de 1,5 ha. Suite à l'arrêt du *hatsaky*, les anciens défricheurs sont contraints à limiter la surface cultivée faute de moyens de production.

Une étude sur les dynamiques des systèmes d'élevage dans la zone péri-forestière du sud-ouest en 1997 (Teissier, 1997) a montré que l'essentiel du produit des récoltes est capitalisé dans l'achat de zébus. En moyenne, on peut estimer que la production d'un hectare de forêt défrichée permettait aux défricheurs d'acquérir un zébu. Une grande partie du bétail ainsi accumulée est destinée à satisfaire les besoins cérémoniels. Or, actuellement, l'élevage bovin semble être réduit, deux bœufs de trait au maximum chez les anciens défricheurs. Les exploitations tendent de plus à s'investir dans l'élevage de petits ruminants ou de volailles. Les raisons sont multiples. D'une part, la baisse de la production ne permet plus, même aux grands exploitants, l'acquisition de bœufs de trait qu'à long terme. L'élevage bovin devient aussi très risqué à cause de l'insécurité. L'élevage porcin est moins menacé car il s'avère inadapté aux fétiches utilisés par les malfaiteurs. Mais le problème qui limite l'expansion de cet élevage réside dans le fait que l'eau est une denrée rare. L'élevage caprin et ovin s'avère en plein essor car il est moins exigeant et s'adapte bien aux conditions climatiques dans le Sud.

PERSPECTIVES D'AVENIR DES FILIÈRES MAÏS ET COTON

Les données concernant la situation de la filière maïs, avec une croissance de 3,09 % entre 2009 et 2010, reflètent que cette filière a encore de l'avenir (BCM, 2012). La production nationale ne cesse d'augmenter (Andrianantenaina, 2013 : annexes 28 à 31). 16 % de la production nationale de maïs provient de la région du sud-ouest. Le marché potentiel à l'exportation existe toujours, surtout l'Île de La Réunion avec des besoins annuels de 120 000 tonnes. Or, la quantité de maïs exportée vers l'Île de La Réunion a été de 2915 tonnes en 2012 (communication personnelle INSTAT 2012) contre 24000 tonnes en 1990 (Fauroux, 1999). Ainsi, le volume de produit exporté a connu une baisse notable en 2012. La détérioration de la situation peut être expliquée par la non continuité des organismes d'appui et l'arrêt de la culture de maïs sur abattis-brûlis. C'est la provenderie et la brasserie de Tuléar qui ont pris la relève pour la collecte de maïs. L'augmentation des coûts du labour et du sarclage ont élevé le coût total de production du maïs. De loin, la filière maïs est considérée comme la première filière porteuse priorisée au sein de la Commune (CSA Mahasoà, 2012). De nombreux organismes interviennent dans la filière dont le SGP, TAFA, PSDR, WWF, SAGE, CNA et MNP. Les obstacles entravant le développement de la filière résident notamment dans une faible technicité, l'utilisation des semences non améliorées, les problèmes d'accès aux produits phytosanitaires, l'état rudimentaire des équipements, d'où la faiblesse des rendements et de la production. De plus, le manque de technique de gestion de stock et la présence des collecteurs informels abaissent le prix du maïs.

Dans le cadre du projet PSSE, des compensations ont été attribuées aux populations les plus affectées par la création du parc par le biais de groupements en association mais elles sont déclarées insuffisantes et peu de gens en ont bénéficiés. Le bilan de la première phase du PSSE (2008-2010) a abouti à un taux de compensation évalué à 25 % selon les entretiens auprès des agents du parc.

Quant à la filière coton, l'existence de plusieurs opérateurs économiques promouvant la relance de la filière contribue fortement à la stabilité en favorisant la concurrence. Les exploitations qui veulent investir ont ainsi un large panel de choix selon les critères qui répondent à leurs attentes. À noter que les sociétés préfinancent les semences et les traitements appliqués à la culture. Les exploitations peuvent ainsi améliorer leurs techniques agricoles et leurs moyens de production en réinvestissant les revenus issus de la vente de coton (**Ramanarivo et al., 2006 cité par Ranaivoson, 2010**). Elles peuvent également étendre leur superficie de culture. En sus, diverses activités génératrices de revenu sont possibles à savoir le commerce, le transport et la vente d'eau et des marchandises et la location de matériels de production.

Recommandations

Compte tenu des points évoqués dans la discussion, certaines recommandations sont à prioriser.

RÉSOLUTION DES PROBLÈMES D'EAU

Les déficits hydriques caractérisant le sud-ouest de Madagascar, à climat semi-aride, présentent un lien avec la pauvreté de la population de cette zone. De manière cyclique, les cultures pluviales sont affectées par une arrivée tardive des pluies, leur répartition irrégulière ou la faiblesse des précipitations. Les populations souffrent fréquemment des difficultés alimentaires résultant des aléas climatiques. L'accès à la ressource en eau est très contraignant aussi bien pour les agriculteurs que pour les animaux. Dès le mois d'avril, les mares se tarissent et la recherche d'eau devient de plus en plus difficile, coûteuse en temps et en argent. Les exploitations en zone péri-forestière subissent un coût élevé de l'eau (200 Ar. - 1 000 Ar./bidon de 20 litres). La dotation en moyens de transport pourrait contribuer à la réduction du prix de l'eau qui est achetée à 50 Ar. par bidon au lieu d'approvisionnement. De plus, la mise en place des impluviums pour la collecte d'eau en saison de pluie permettrait d'atténuer l'ampleur du problème. Faisant partie des ignames aqueuses, l'espèce *Dioscorea bemandry* ou *babo* mérite d'être pérennisée. Les connaissances de base des caractéristiques agronomiques de l'espèce devraient être partagées avec les communautés locales grâce à l'appui d'ONG de développement. Cela permettrait de valoriser des essais plus rationnels et basés sur des données scientifiquement fiables de mise en culture d'ignames.

DOTATION DE MATÉRIELS

Les disparités entre les types d'exploitations sont très fortes et tendent à s'accroître. Les anciens planteurs de coton, équipés en matériels de production, trouveraient leurs conditions de vie rétablies et améliorées en reprenant la culture de coton. Les petits agriculteurs (Type I) demeurent dépendants vis-à-vis de ces gros agriculteurs (Type III) qui les engagent pour les activités de salariat. Les recherches d'Aubry & Ramaromisy (2003) ont anticipé la forte probabilité d'une paupérisation de la population si des moyens de culture nouveaux ne leur sont pas attribués pour mettre en culture les abandons culturaux. Ces prédictions ont été vérifiées par la présente étude qui met en évidence la faiblesse des revenus des anciens défricheurs. En effet, le labour manuel se fait rare. Les exploitations optent pour la location de charrues à raison de 30 000 Ar./ha. Ainsi, la superficie est limitée selon les moyens financiers des exploitations. L'intérêt de la culture attelée est manifeste, par la rapidité d'exécution des opérations de préparation du sol qu'elle autorise et le bénéfice qui en résulte en termes de productivité du travail. En effet, le labour manuel d'un hectare de terrain requiert 14 hommes-jour alors qu'il est achevé au bout de 3 hommes-jour avec une charrue et une paire de zébus. La possession de charrette offre aussi l'avantage de faciliter les transports des productions, de l'eau et des marchandises.

GESTION AMÉLIORÉE DES EXPLOITATIONS

L'amélioration des techniques culturales est à consolider pour pallier au problème de la faiblesse des rendements. Les rendements du maïs se situent autour de 1,5 t/ha. La première raison est la baisse de la fertilité du sol, car aucune rotation culturale n'est appliquée et les paysans de la région n'utilisent pas d'engrais, au coût prohibitif pour des cultures vivrières. Les semences sont du type local, rustique. L'utilisation de semences améliorées (MEVA ou 374, IRAT 200, IRAT 290, IRAT 21, VOLASOA et NTS 101) et de fertilisants adéquats – organiques et minéraux –, le respect strict du calendrier cultural de semis et sarclage, permettent d'atteindre un rendement de 6 à 8 t/ha.

Cependant, l'introduction de nouvelles techniques se heurte à divers problèmes sociaux, culturels et financiers importants au niveau des paysans. En fait, une nouvelle technique culturale engage nécessairement un surcoût pour le paysan. L'introduction ou la diffusion des techniques culturales plus adaptées à la zone doit donc s'accompagner d'un encadrement technique et financier soutenu. Le regroupement des exploitations au sein des organisations paysannes rend possible l'organisation de formations collectives.

APPUI À LA FILIÈRE PETIT ÉLEVAGE

Lors de nos prospections sur terrain, il a été observé qu'aucune exploitation ne pratique l'élevage bovin intensif. Les soins sanitaires sont peu privilégiés vu l'éloignement des centres vétérinaires. Les exploitations ne visent pas à se professionnaliser dans la filière étant donné qu'elles priorisent les cultures vivrières. La facilitation des accès aux soins et traitements et la meilleure gestion des reproducteurs sont souhaitées par la population locale pour leurs élevages caprins et ovins. De plus, la sécurité devrait être renforcée pour diminuer ou éviter le vol de bétail. Pour ce faire, le suivi de la traçabilité des produits d'élevage vendus sur le marché est un élément clé. Les recensements des animaux d'élevage méritent d'être mis à jour.

GESTION DES RESSOURCES NATURELLES

Les habitants en bordure de la forêt ne peuvent s'abstenir de faire la collecte des ignames. La longueur de la durée de soudure révèle l'ampleur des besoins. Ainsi, des mesures adéquates doivent être mises en avant pour une exploitation durable de ces ressources. Proposer une meilleure gestion des cueillettes s'avère nécessaire pour les espèces dont la régénération est lente. La sensibilisation à la culture est aussi envisageable. Cependant, les obstacles liés à la croyance entravent l'effort étant donné que les Mikea considèrent la culture d'ignames comme tabou. En outre, elles affirment que « *les ignames sauvages sont des dons du ciel et seul le créateur parviendra à les cultiver* » (Rakotondratsimba, 2009). Pourtant, dans la partie Nord de Madagascar, les populations considèrent l'igname comme une ressource « intarissable ». Sur la Côte Est de Madagascar, le commerce de l'igname s'est développé à partir des années 2000 dans ce contexte où les ignames se font plus rares. La conscientisation de la population devrait donc être abordée afin de permettre la domestication de certaines espèces d'ignames.

Conclusion

L'année 2007 marque le début d'une nouvelle phase dans l'évolution des systèmes d'exploitation suite à l'interdiction de la poursuite de l'agriculture pionnière ou *hatsaky* et la crise de la filière coton dans le sud-ouest de Madagascar. La typologie réalisée a mis en évidence les liens existant entre les situations économiques des exploitations et la localisation géographique par rapport à la forêt. Les contrastes existants entre les anciens essarteurs, en bordure de la forêt et les producteurs de coton, à l'Est et au Centre de la RN9, se manifestent au niveau de leur production agricole, la taille de l'élevage, les revenus des activités agricoles, d'élevage et d'exploitation forestière et les dépenses alimentaires et non alimentaires.

En se référant à l'ancienne typologie établie par Aubry & Ramaromisy (2003), les riches agro-éleveurs ont évolué vers les gros exploitants de la nouvelle typologie. Sachant que la culture de coton a été généralement l'apanage des grands agriculteurs, les systèmes d'exploitation connaissaient moins de revers. Les moyens agriculteurs ont pu s'adapter à l'arrêt de la culture sur brûlis en mobilisant les

ressources qu'ils disposent pour la valorisation des abandons culturels. Les petits agriculteurs sont demeurés vulnérables vu l'obligation de réduire la superficie cultivée faute de moyens. La pratique du salariat et la collecte d'ignames sont les seules alternatives pour pouvoir survivre en période de soudure. Les jeunes exploitations en lisière de forêt ainsi que les exploitations qui n'ont pas cultivé de coton ont un niveau de production moyen.

La différenciation entre les types tend à s'accroître. La relance de la filière coton est prometteuse pour les exploitations installées à proximité et à l'Est de la route. Par contre, une paupérisation est à craindre pour les anciens défricheurs déjà peu équipés face à la raréfaction des ressources qui fragilisent ces exploitations. Les points qui méritent d'être consolidés concernent la résolution des problèmes d'eau dans la région, la dotation en matériels de production, l'amélioration de la technicité agricole, l'appui à la filière « petit élevage », la nécessité d'une meilleure gestion des ressources naturelles.

Pour poursuivre l'étude, les analyses portées sur les conséquences des activités économiques des exploitations riveraines de la forêt sur les composantes environnementales méritent d'être plus approfondies. Aussi, l'ouverture prochaine de nouveaux centres d'exploitation minière et l'aménagement prospecté de la RN9 pourraient favoriser le développement économique de la zone d'étude tout en apportant des changements au niveau du paysage. Quelles seraient alors les stratégies d'adaptation de la population ?

Références bibliographiques

Andrianantenaina N.O., 2013 : *Conséquences des évolutions socio-économiques et environnementales dans le sud-ouest de Madagascar sur les exploitations agricoles en bordure du parc national de Mikea*. DEA ESSA-AgroManagement, Université d'Antananarivo (Madagascar), ESSA/IRD, 52 p. + annexes.

Aubry C., Ramaromisy A., 2003 : « Typologie d'exploitations agricoles dans un village du front pionnier de la forêt de Mikea (sud-ouest de Madagascar) ». *Cahiers Agricultures*, 12 : p. 153-165.

BCM, 2012 : *Agriculture*. Madagascar : Banque Centrale de Madagascar (Bulletin d'Information et de statistique n°82-Nouvelle série), 64 p.

Blanc-Pamard C., 2000 : *A l'ouest d'Analabo - la trame du maïs : agriculture pionnière et construction du territoire en pays masikoro (sud-ouest de Madagascar)*. CNRS/CEA-GEREM/IRD/CNRE, 138 p. + annexes.

Blanc-Pamard C., Milleville P., Grouzis M., Lasry F., Razanaka S., 2005 : « Une alliance de disciplines sur une question environnementale : la déforestation en forêt Mikea (sud-ouest de Madagascar) ». *Natures Sciences Sociétés*, 13 : p. 7-20.

CSA Mahasoà, 2012 : *Etat des lieux : District de Tuléar II*. Centre de Services Agricoles. Madagascar : Ministère de l'Agriculture, 16 p.

Fauroux S., 1999 : *Instabilité des cours du maïs et incertitude en milieu rural : le cas de la déforestation dans la région de Tuléar (Madagascar)*. DESS UER Sciences Economiques, Université de Paris X Nanterre (France), 163 p. + annexes.

Milleville P., Blanc-Pamard C., 2001 : « La culture pionnière de maïs sur abattis-brûlis (*hatsaky*) dans le sud-ouest de Madagascar. I. Conduite des systèmes de culture », dans S. Razanaka, M. Grouzis, P. Milleville, B. Moizo, C. Aubry (eds.), *Sociétés paysannes, transitions agraires et dynamiques écologiques dans le sud-ouest de Madagascar*. Antananarivo : Actes de l'atelier CNRE/IRD, 8-10 novembre 1999 : p. 243-254.

MNP, 2009 : *Plan de Sauvegarde Sociale et Environnementale du Parc National Mikea*. Madagascar : Madagascar National Park, 238 p.

Rakotondratsimba M., 2009: *Ethnobotanique des ignames sauvages dans le Parc National d'Ankarafantsika*. Projet FOFIFA-CWR. Colloque international sur les ignames malgaches, Toliara, 29-31 Juillet 2009, CD-ROM.

Ramananarivo S., Raonivelo A., Ranaivoson R., Raharilaza J., 2006: « Evaluation des coûts de sous-projets des UPEP-FCRA Antananarivo », dans R. Ranaivoson, 2010 : *Diversification des activités, facteur de développement rural à Madagascar*. Thèse de doctorat en Agro-Management, Université d'Antananarivo, 128 p. + annexes.

Razanaka S., 2004: *Forêt de Mikea : un espace et des ressources assiégées : Diversité des types de végétation et dynamique post-culturale d'une forêt dense sèche du sud-ouest de Madagascar*. Thèse de doctorat d'Etat en Sciences, Département Biologie et Écologie végétales, Faculté des Sciences, Université d'Antananarivo (Madagascar), 216 p.

Razanaka S., Grouzis M., Milleville P., Moizo B., Aubry C. (eds.), 2001 : *Sociétés paysannes, transitions agraires et dynamiques écologiques dans le sud-ouest de Madagascar*. Actes de l'atelier CNRE-IRD, 8-10 novembre 1999, Antananarivo, Madagascar, 400 p.

Tessier P., 1997 : *Dynamiques des systèmes d'élevage dans une zone de contact forêt savane et d'agriculture pionnière du sud-ouest de Madagascar*. DESS Gestion des Systèmes Agro-Sylvo-Pastoraux en zones Tropicales, Université Paris VII (Val de Marne), CNRE/ORSTOM (Programme GEREM), 70 p. + annexes.

Pluriactivité et gestion de la trésorerie: les capacités d'adaptation face à la protection de la forêt de Mikea sont entre les mains des plus riches

Multiple activities and cash management in Mikea: the only farmers who are able to adapt to changes are the rich farmers

M. RANDRIANOMANANA¹

R. E. RANAIVOSON¹

D. HERVÉ²

(1) Département Agro-management, Ecole Supérieure des Sciences Agronomiques, BP 175, Antananarivo 101, Madagascar

(2) Institut de Recherche pour le Développement (IRD UMR 220), BP 64501, 34394 Montpellier, France

Résumé

Suite à la création du parc national de la forêt de Mikea et au déclin des filières du coton et du maïs, dans le sud-ouest de Madagascar, les exploitations agricole s'adaptent en diversifiant leurs activités. C'est l'hypothèse que nous testons dans la Commune d'Analamisampy, District de Tuléar. Deux typologies d'exploitations dans la même commune sont comparées à 10 ans d'intervalle. Quatre types d'exploitation sont actuellement distingués selon leur niveau de richesse. L'analyse de ces exploitations permet de constater que la diversification est pratiquée par les riches qui tirent leurs revenus, de manière complémentaire, des cultures et du petit commerce. L'ancienne pratique de la culture sur brûlis pour le maïs puis le coton leur a permis d'accumuler du capital. Ils ont pu ainsi s'adapter au déclin du coton en stabilisant leur trésorerie grâce à la diversification des cultures de rente et aux activités extra-agricoles. La prédominance des activités commerciales reste leur principal atout. La culture de légumineuses et les activités extra-agricoles sont à la base de la viabilité des autres exploitations. L'élevage de petits ruminants en tant que moyen d'épargne prédomine suite au problème de vol de bœufs. Les exploitations pauvres souffrent d'un manque de capital qui limite leur production agricole et entraîne un déficit de revenu. Elles s'orientent vers la production de légumineuses et comptent sur la vente de main-d'œuvre agricole et la récolte d'ignames pour assurer la période de soudure. La viabilité des exploitations les plus pauvres, suite à la restriction de l'accès à la forêt, repose sur une augmentation de la productivité du travail grâce à une dotation de matériels de production, une assistance technique sur la production de légumineuses et une création d'emplois saisonniers source d'un complément de revenu. A défaut de ces conditions, les feux de brousse dans les lambeaux forestiers pourraient reprendre voire se propager.

Mots-clés: coton, abattis-brûlis, diversification, maïs, système d'exploitation agricole, typologie, épargne

Abstract

The present research aims at examining the diversification impact on the viability of the farming system in the township of Analamisampy, District of Tuléar II following the creation of the Mikea National Park and the lessening of cotton and corn farming. A cluster analysis was performed based on farms' assets, underscoring the existence of four types of farming system. A further examination of the results sets that diversification of activities is rather performed by rich farmers who receive high revenue from both farm activities and other small business. The results highlight that farming system viability would be associated with leguminous plants and off-farm activities. The farmer practice of slash and burn for maize and cotton production allowed rich farmers to build their asset, stabilize their cash-flows through cash crop production and non-farm activities. Market based activities are of importance for this type of farms. Goat, sheep and pig breeding are developed since the increasing stolen cattle. Poor farms suffer from the lack of means of production which limits their ability to produce and entails them to lower revenue. These farms turn to leguminous plant growing and rely on labor earnings and yam collecting to deal with the food restriction period. The viability of these poor farms would rely on the strengthening of labor productivity through an equipment endowment and technical assistance on leguminous plants as well as the availability of seasonal paid-works to balance their revenue. Otherwise, the practice of slash-and-burn would remain in the forest fragments.

Key word: cotton, slash-and-burn, diversification, maize, farming system, typology, save

Introduction

La partie sud de Madagascar est la région la plus pauvre de l'île. L'insécurité alimentaire y est plus préoccupante que dans d'autres régions du pays (Bidou & Droy, 2007). Les exploitations agricoles y sont sensibles aux changements à la fois des conditions économiques et environnementales. Les ménages ruraux de la région du sud affichent les statistiques les plus élevées concernant les problèmes liés au climat ou à l'environnement : 35,8 % sont touchés par la sécheresse, 6,2 % par les invasions acridiennes, 18,8 % par les pluies tardives, 50,2 % par les cyclones et 35,4 % par les maladies des plantes (INSTAT, 2006). Le sud-ouest de l'île est caractérisé par des changements rapides de paysage, en particulier en ce qui concerne la forêt sèche. Cette forêt sèche est peu résiliente suite au passage des feux de brousse et nécessite donc d'être préservée. La culture de maïs sur abattis-brulis ou *hatsaky* s'étend au détriment de la forêt et de la biodiversité qui ne sont pas revenues à leur état initial (Razanaka *et al.*, 2001). En outre, l'élevage bovin se démarque par un système extensif privilégiant les feux de pâturage (Ranaivoarivelo et Milleville, 2001).

Pour préserver la forêt, le Parc National des Mikea a été mis en place en 2007 suite à l'engagement pris par Madagascar à Durban, en septembre 2003, de porter la superficie des aires protégées à 6 millions d'hectares. Ce parc s'inscrit également dans le cadre de la mise en œuvre de la troisième phase du Programme Environnemental de Madagascar (PE3) sur le renforcement du réseau national d'aires protégées géré par Madagascar National Parks (MNP). Ce parc est une réserve de biodiversité endémique malgache notamment de la végétation de forêt sèche épineuse. Il constitue une source de devises pour l'Etat malgache via le tourisme. L'IRD a travaillé dans la zone du sud-ouest au cours des années 1996-2002 avec le projet « Gestion des Espaces Ruraux et Environnement à Madagascar » (GEREM), puis dix ans après, en 2011-2014 avec le projet « Forêts, Parcs et Pauvreté au Sud de Madagascar » (FPPSM).

Ces recherches ont eu pour objectif d'évaluer la résilience des forêts, les caractéristiques de la transition forêt-savane ainsi que la viabilité économique des familles vivant de la forêt.

Les Mikea sont des descendants des Masikoro et des Vezo qui se sont réfugiés dans la forêt sèche et vivent de produits de chasse et de cueillette (Rengoky, 1988). Une partie d'entre eux est sortie de la forêt pour former des villages hors de la forêt. Dans la commune d'Analamisampy, en lisière du parc, les Mikea sont devenus des cultivateurs, éleveurs, salariés et petits commerçants. Ils collectent des produits forestiers tels que les ignames sauvages, le miel et les petits rongeurs en période de soudure pour compléter leur alimentation. En s'éloignant de la forêt, les Masikoro occupent les terres agricoles en bordure de la RN9 depuis 1920 pour faire paître leur troupeau entre la lisière de la forêt et leur village. Le manioc, l'arachide et le maïs étaient les cultures principales jusqu'à la fin des années 70. Les ventes de maïs au niveau national et international représentaient 22 % de la production (Dandoy, 1972). En 1986, l'accroissement de la demande réunionnaise en maïs lié au développement de l'élevage porcin entraîne l'extension de la culture sur brûlis de maïs vers la forêt Mikea. Des campements sont créés en forêt à partir des villages proches de la RN9 (Blanc-Pamard, 2000). En 1990, le volume annuel des exportations a atteint 24 000 tonnes (Fauroux, 1999). Ainsi, l'économie de la commune d'Analamisampy est ouverte au marché et l'affectation des terres dépend du prix du produit. Dans les années 90, la pratique du maïs et du coton sur *baiboho*⁵ étaient les deux principales cultures commerciales (Milleville & Blanc-Pamard, 2001). La culture de coton est localisée à l'est de la RN9 et la forêt est défrichée pour le maïs, à l'ouest.

Avec le boom du coton en 1982, la culture du coton envahit la région avec l'appui de la Société HasyMa⁶. En 1999, la production de coton de la commune d'Analamisampy s'étendait sur 11499 ha, soit la moitié de la surface cotonnière de la région du sud-ouest. HasyMa a été absorbé par Dagriss (Développement des Agro-Industries du Sud) en 2004. La collecte de coton a cessé depuis la campagne 2007-2008 suite à la fermeture de cette société, empêchant les producteurs d'écouler leur production. Plus de la moitié des exploitations de la commune pratique la culture de maïs, de légumineuse (*lojy*) et de coton en 2008. Depuis 2011, seuls les grands exploitants de coton prennent le risque de collaborer avec les nouveaux collecteurs tels que Chimad, Bionex et Rafik. Ainsi, l'instabilité du marché du coton, l'arrêt de l'exportation de maïs et l'arrêt de la culture de maïs sur brûlis suite à la création du Parc Mikea ont diminué le revenu d'une grande partie des exploitations locales en entraînant des déséquilibres d'affectation de main-d'œuvre et d'utilisation des ressources financières. Ces modifications ont des incidences financières qui les obligent à se réorganiser.

Dans d'autres parties de l'île – le centre, le nord et l'est – la diversification constitue une stratégie de développement des exploitations agricoles. Elle est fortement liée aux variations du contexte agro-écologique et micro-climatique, aux distributions des groupes ethniques et à l'environnement socio-économique de l'exploitation. La diversification caractérise la capacité d'adaptation de l'exploitation qui dépend de la taille et de l'objectif de l'exploitation (Ranaivoson, 2010). La même situation a été observée dans d'autres pays africains comme le Burkina Faso et la Tanzanie, où la diversification des activités extra-agricoles a permis aux agriculteurs de faire face à la sécheresse et de s'adapter aux changements climatiques (Reardon *et al.*, 2000 ; Barrett *et al.*, 2001). D'après Godard & Hubert (2002), la viabilité d'un système d'exploitation agricole est sa capacité à continuer à produire dans le futur moyennant les ressources naturelles, le capital humain, les actifs – capitaux physiques, financiers et humains.

La question est donc de savoir si la diversification des activités permet aux exploitations en bordure de la forêt de Mikea de se développer indépendamment des ressources forestières. Cette étude de la viabilité des systèmes d'exploitation agricoles en bordure de la forêt Mikea repose sur la diversification des activités suite à la restriction de la disponibilité des ressources forestières. Sur la base de quelles

⁵ Terre alluviale souvent cultivée en coton.

⁶ Collecteur de coton.

ressources ces activités alternatives peuvent-elles se mettre en place ? Quelles adaptations permet la trésorerie de chaque exploitation ? On se propose de construire une typologie des exploitations agricoles en bordure de la forêt de Mikea suite à la création du parc et de la comparer avec la situation qui prévalait avant le parc. L'organisation des activités et la trésorerie seront caractérisées par type d'exploitation, pour pouvoir conclure sur la viabilité économique de ces exploitations.

L'hypothèse avancée est que plus les exploitations se diversifient comme dans les autres régions de Madagascar, à travers certaines combinaisons d'activités, mieux elles parviennent à s'adapter aux changements. Des ajustements de la trésorerie de l'exploitation les rendraient viables indépendamment des ressources forestières.

Matériel et méthodes

LOCALISATION

La zone d'étude est la commune rurale d'Analamisampy. Elle se situe entre 43° 39' 12,9» de longitude Ouest et 22° 29' 8,4» de latitude Sud. Elle se localise à 107 km de la ville de Toliara. Elle couvre 758976 km² de superficie et compte 23 *fokontany* (MINAGRI, 2008). L'effectif de la population s'élève à 49077 habitants (Recensement du service statistique de Toliara en 2005). C'était la zone de production de la majorité du coton du sud-ouest de Madagascar.

MÉTHODES

Elaboration de la typologie

Une enquête agro-économique a été effectuée auprès de 89 exploitants répartis aléatoirement depuis la lisière de la forêt à l'ouest de la Commune d'Analamisampy jusqu'à l'est de la RN7, dans les *fokontany* suivants : Anjabetrongo, Andranovato, Antranolava, Ampasikibo, Namaboia et Ambovotsiritsy. Ainsi, il existe des exploitations proches de la forêt et d'autres éloignées. Le nombre d'exploitations à enquêter a été déterminé en fonction de la taille du village. Les différentes classes d'âge ont été représentées dans l'échantillon, en supposant que l'organisation de chaque exploitation varie en fonction de l'âge du chef d'exploitation.

L'exploitation agricole a été analysée selon une approche systémique. Les variables étudiées considèrent à la fois la richesse de l'exploitation et les changements au niveau de son environnement : la pratique ancienne du *hatsaky* (Ahtk) et la culture de coton (Acot) ; l'âge du chef d'exploitation (Age), le nombre d'actifs par rapport à la taille de l'exploitation (Act/Tfam) ; la production totale des cultures en valeur (RcultA), la production de légumineuse (VlegA) et de coton (VcotA) ; la valeur du cheptel bovin (VBovA), la valeur des autres types d'élevage (VPElvA) et le revenu issu de l'ensemble des types d'élevage (RevELA) ; les revenus monétaires des activités extérieures, notamment les revenus des salariats agricoles (RSALabA, RSAAutA) et les autres revenus non agricoles (RNAg/A) ; le revenu des ressources forestières (RevResFA) ; les moyens de production tels que la terre cultivée (SupCult), l'utilisation de la main-d'œuvre familiale par rapport à la main-d'œuvre totale (MOFMOT), la possession de bœufs de trait (ChCHR), les stratégies de soudure telles que la quantité d'ignames collectée (IgnT), la valeur du riz acheté (AcRiz/T), la valeur du maïs et du manioc achetés (AcMM/T), la consommation non alimentaire (ConsNAL/A) et la durée de la période de soudure (Msoud).

Parmi les variables exprimant la richesse de l'exploitation, seules les variables discriminantes par rapport à l'ancienne pratique de *hatsaky* et du coton ont été retenues. Cette Analyse Factorielle Discriminante a été réalisée sous XLStat. L'analyse multivariée de ces variables sélectionnées par une Analyse des

Correspondances Multiples (ACM) a identifié plusieurs types qui ont été ensuite confirmés par une Classification Ascendante Hiérarchique (CAH).

Etude de la diversification et de la viabilité des exploitations

Par définition, la diversification est la pratique de plusieurs activités dans l'exploitation. Le système d'exploitation comprend des sous-systèmes de production : le système de culture, le système d'élevage, l'exploitation forestière et les activités extérieures. Ces sous-systèmes se divisent en activités (Badouin, 1987). Ainsi, l'étude de la diversification met en évidence le nombre d'activités pratiquées dans chaque sous-système par chaque type d'exploitation. Ensuite, une étude de corrélation a permis de préciser l'interdépendance entre les sous-systèmes et les moyens de production. La réorientation des activités dans l'exploitation depuis une dizaine d'années met en exergue les nouvelles pratiques en matière de culture, d'élevage, d'activités forestières et d'activités extérieures.

Nous étudions par ailleurs la trésorerie mensuelle de l'exploitation, le cycle de chaque activité dans l'exploitation, les mécanismes d'autofinancement mensuel entre les activités de culture, d'élevage, les activités forestières et les activités extérieures. Les itinéraires techniques pratiqués localement ont servi à calculer les coûts de production de chaque spéculation (charges par spéculation). La trésorerie est la différence entre les recettes et les dépenses. Les recettes sont les ventes de produits agricoles tandis que les dépenses concernent surtout les achats de main-d'œuvre agricole. En effet, la plupart des exploitations n'utilisent pas de fertilisants sauf pour ceux qui cultivent du coton.

Pour que l'exploitation soit viable et que l'exploitation puisse réinvestir, le solde de trésorerie annuelle de l'exploitation doit être positif de telle sorte que les besoins de l'exploitation soient couverts par le revenu mais qu'il reste une somme suffisamment importante pour que l'exploitation puisse se reproduire. Le solde de trésorerie d'exploitation (STE) est le cumul annuel de la différence entre les recettes ou ventes et les dépenses ou décaissements. On tente finalement d'expliquer le solde Y de trésorerie de l'exploitation avec une régression linéaire des variables explicatives relatives aux sous-systèmes de production : la vente de produits agricoles, la vente de bœufs, la vente des produits des petits élevages, la vente des produits forestiers, la vente de main-d'œuvre agricole en dehors de l'exploitation, pour le labour et les autres travaux agricoles, le revenu des autres activités extérieures et extra-agricoles.

Résultats

RELATION ENTRE LA DIVERSIFICATION ET LA RICHESSE DE L'EXPLOITATION

Typologie des exploitations

L'analyse multivariée des variables relatives à la production et aux moyens de production a dégagé quatre types d'exploitations agricoles (Tableau I). Le classement suivant un degré de richesse croissant donne le type I, le plus démuné, puis les types IV, II et le type III qui est le plus riche.

Tableau I : Effectif de chaque type d'exploitation suivant la CAH

Type	I	II	III	IV	Total
Effectif	15	31	19	24	89
%	16,9	34,8	21,3	27,0	100,0

L'utilisation de la main-d'œuvre familiale diminue à mesure que la richesse de l'exploitation augmente. Par contre, les moyens de production - terres, zébus, matériels -, et la production agricole augmentent avec le degré de richesse. En outre, plus une exploitation aura pratiqué le *hatsaky* auparavant, plus elle se sera appauvrie. Le Type I est un ancien défricheur à faibles moyens de production. Les exploitations produisent peu de légumineuses, cultivent sur de faibles superficies et utilisent principalement de la main d'œuvre familiale. Elles collectent d'importantes quantités d'igname en période de soudure et ne possèdent pas de charrette. Le revenu monétaire reste faible pour les exploitants de ce type.

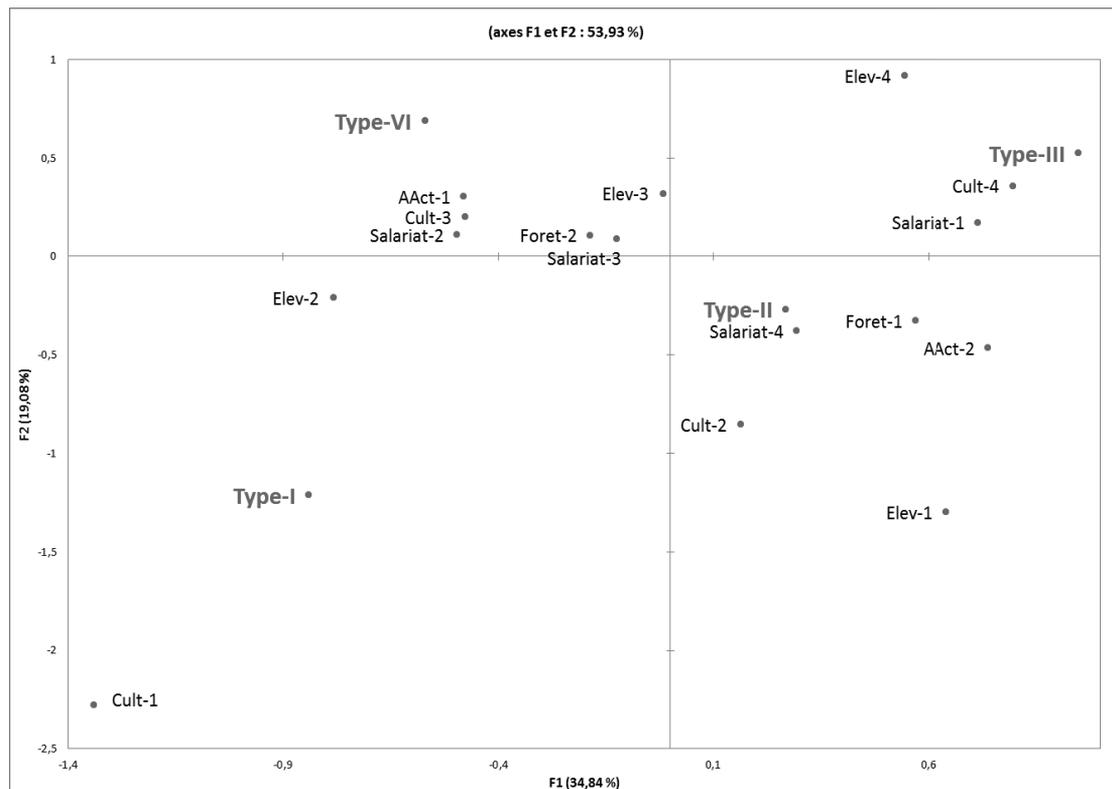
Le Type IV regroupe des exploitants, anciens défricheurs, qui possèdent des bœufs, sont mieux pourvus en charrettes, et qui collectent un peu d'ignames en période de soudure. Les exploitations produisent des légumineuses en quantité suffisante contrairement à celles du Type I.

Le Type II regroupe les exploitants qui ont pratiqué le *hatsaky* et cultivé du coton. Cela les différencie des types I et IV car ils ont un revenu moyen issu des cultures et ils utilisent moins de main-d'œuvre familiale.

Le Type III représente des exploitants n'ayant pas pratiqué de *hatsaky*, mais qui ont beaucoup cultivé le coton auparavant et qui en cultivent à nouveau. Ils sont beaucoup plus riches que les autres types d'exploitation. Ils privilégient la main d'œuvre extérieure au détriment de la main d'œuvre familiale.

Etude de la diversification des activités dans l'exploitation

L'étude de la diversification des activités des types d'exploitation est effectuée en utilisant l'analyse de correspondance multiple (ACM). La figure 1 représente le premier plan factoriel de cette ACM. L'axe F1 représente 34,8 % de l'inertie. Il est caractérisé par le nombre d'activités extra-agricoles (AAct), le nombre d'espèces cultivées (Cult), les types de travaux agricoles salariés (Salariat), les types d'exploitation forestière (Forêt). L'axe F2 contribue à 19,1 % de l'inertie du nuage de points en représentant le nombre d'espèces animales (Elev).



Variables	Codes	Modalités			
		1	2	3	4
Degré de diversification des cultures	Cult	Faible	Moyennement faible	Moyennement élevé	Elevé
Degré de diversification de l'élevage	Elev	Faible	Moyennement faible	Moyennement élevé	Elevé
Degré de diversification des activités extra-agricoles	AAct	Absence	Présence		
Degré de diversification du salariat agricole	Salar-iat	Faible	Moyennement faible	Moyennement élevé	Elevé
Degré de diversification des activités forestières	Forêt	Absence	Présence		

Figure 1 : Degrés de diversification de chaque type d'exploitation

Le Type I est caractérisé par l'absence d'activités extra-agricoles, le faible degré de diversification des espèces cultivées et des animaux d'élevage et un nombre important de travaux agricoles salariés. Le Type III est à l'opposé du Type I. Il présente un degré de diversification élevé dans l'agriculture et l'élevage, mais faible dans les ventes de main-d'œuvre. Il vend des services de labour. Le Type IV présente un degré de diversification faible sur les activités extra-agricoles, l'agriculture et l'élevage, mais élevé sur les travaux agricoles salariés. Seul le Type IV collecte différents types de produits forestiers. Le Type II se caractérise par un degré de diversification faible des activités extra-agricoles, agricoles et d'élevage. Par contre, la vente de main-d'œuvre à titre de salariats agricoles est diversifiée.

Relation entre les moyens de production et les sous-systèmes de production de l'exploitation

L'analyse des corrélations entre les facteurs de production et les produits de l'exploitation considère un seuil de signification de 0,5. La superficie totale cultivée est en corrélation avec le nombre de bœufs de trait (0,523), le nombre de charrues (0,516) et la quantité de main-d'œuvre externe achetée par l'exploitation (0,823). La valeur de la corrélation entre la quantité de main-d'œuvre achetée et la production des cultures est de 0,533. Ce sont les exploitations qui produisent abondamment qui peuvent vendre leur surplus (0,966). Par ailleurs, la production des cultures (0,724) et surtout la production des activités extra-agricoles (0,943) déterminent le revenu brut total de l'exploitation. Ainsi, les surplus de la production agricole sont vendus. Une partie du chiffre d'affaire réalisé finance les activités extra-agricoles et une autre partie finance l'achat de main-d'œuvre externe pour les cultures, ce qui augmente la surface cultivée et ainsi la production agricole. Par ailleurs, les activités extra-agricoles, une fois installées, contribuent de manière importante à l'augmentation de la production de l'exploitation.

Réorientation des activités

Les plus riches exploitations (Type III) poursuivent l'extension de la culture de coton. Les exploitations de Type II n'ont pas pratiqué de nouvelles cultures. Les exploitations démunies (Type I et IV) orientent leurs cultures vers de nouvelles spéculations comme les légumineuses telles que le *lojy*, l'arachide, le *voanjobory*, l'*antsoroky*. En outre, les exploitations de type IV cultivent de plus en plus du manioc du fait de la diminution de la fertilité du sol après la pratique du *hatsaky*.

Les agriculteurs des Types II et III, échaudés par des vols de bœufs, s'orientent vers le développement du petit élevage : porcin, caprin, ovin, dindon. Ce dernier a diminué et reste destiné à l'accomplissement des travaux agricoles et aux transports en charrette. L'élevage de dindon a été promu par le MNP après 2007 en raison de sa forte valeur ajoutée. Pour les exploitations de Type I et IV, l'élevage porcin et l'élevage de volailles - poule et canard mulard - sont pratiqués puisqu'ils sont moins risqués et sont à la portée de leurs moyens financiers. C'est une forme de thésaurisation qui est utilisée pour faire face à la période de soudure. Il n'y a pas de nouvelles ressources prélevées dans les lambeaux forestiers en plus du miel, des ignames, du bois de feu ou du bois de construction. Toutefois, la collecte d'ignames augmente avec l'insuffisance de la production.

ANALYSE DE LA TRÉSORERIE

Evolution mensuelle de la trésorerie

La Figure X1 montre l'évolution du cycle de trésorerie par culture indépendamment de la taille de l'exploitation.

La courbe située sous l'abscisse indique un déficit de trésorerie. En positif, lorsque la courbe se situe au-dessus de l'abscisse, on observe au contraire un excédent. La Figure X1 montre la complémentarité et la compétition entre les cultures en termes de calendriers culturels. Les premières ressources du mois de mars sont décisives pour la fin de la soudure. Cependant, on constate un déficit non comblé à partir du mois de novembre jusqu'au mois de février durant la période où le besoin en fonds de roulement est important. En effet, c'est pendant la période de soudure que l'exploitation investit dans d'importants achats de main-d'œuvre. A cause d'une courte saison des pluies, les calendriers culturels des cultures se superposent. Dans les dépenses, ce sont le maïs et le coton qui prédominent. Par contre l'arachide, le coton et les autres légumineuses sont les principales cultures de rente.

La répartition de la trésorerie par sous-système de production est similaire entre les différents types

d'exploitation alors que les revenus par activité sont variables au sein d'un même type (Figure 2). Dans toutes les exploitations, les activités pourvoyeuses de trésorerie sont les cultures et les activités extérieures. Par ailleurs, l'activité forestière n'a plus la même importance dans les exploitations, sauf marginalement chez les plus pauvres. Le revenu issu des activités de collecte reste très faible pour toutes les exploitations et ne permet pas de thésauriser sur cette base. La trésorerie de l'élevage est déficitaire pour le Type II. L'élevage n'a pas d'objectif commercial pour ce type : il utilise l'élevage comme une forme de thésaurisation. Pour le Type III, l'élevage est à la fois une forme de thésaurisation et une source de revenu commercial pour le petit élevage, d'où un solde de trésorerie moyen de l'élevage qui reste positif. Les riches ont accumulé du capital grâce aux diverses cultures pratiquées, et ont placé leur argent dans l'élevage ou les activités extra-agricoles. Ils peuvent facilement combler les besoins en fonds de roulement en période de soudure contrairement aux pauvres qui sont obligés de gagner des salariats agricoles pour survivre.

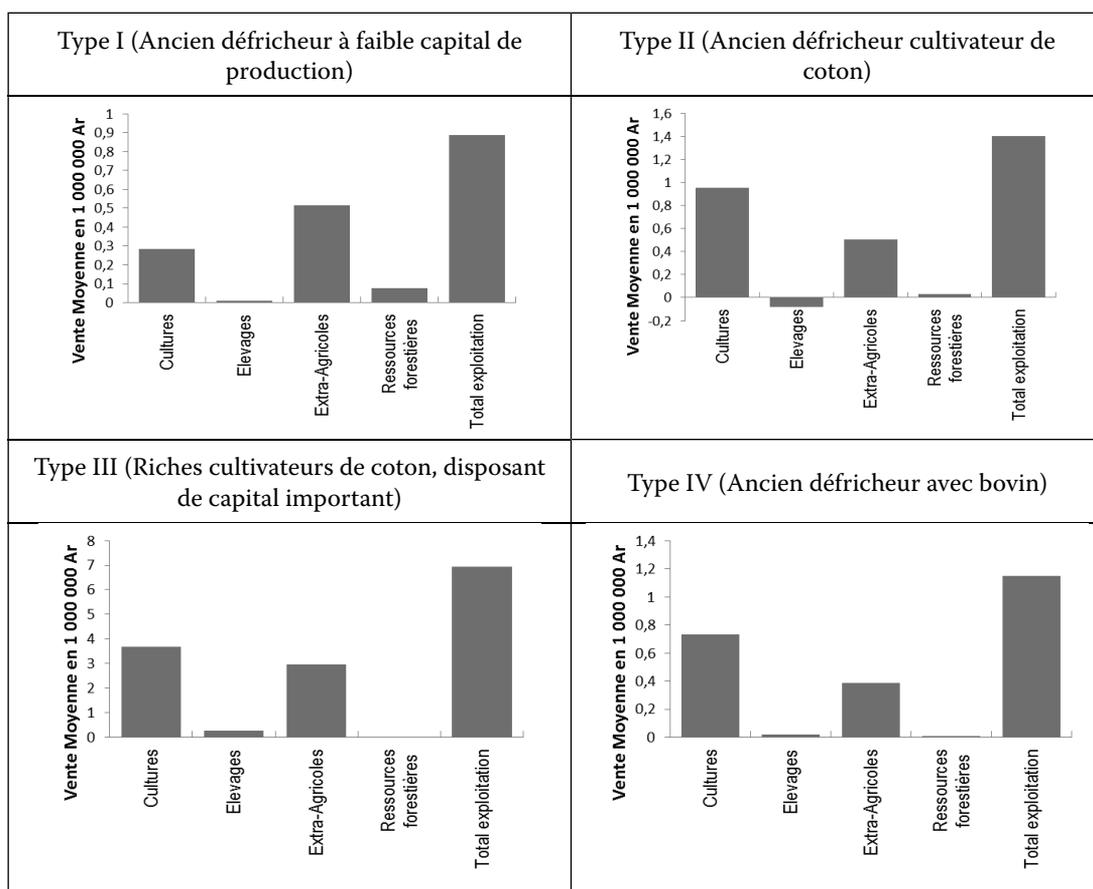


Figure 2 : Trésorerie annuelle par type d'exploitation et par sous-système de production

Modélisation du solde de trésorerie d'exploitation (STE)

Après traitement des données, le test de Fisher est significatif et donne une valeur de F égale à 112. Cette valeur est largement supérieure à F* de la Table de Fisher, 71 pour 17 degrés de liberté. Le modèle de régression est statistiquement significatif et a un pouvoir explicatif élevé (coefficient de détermination R² de la régression linéaire égal à 0,964). Les paramètres β_i du modèle sont statistiquement non nuls.

Le test de Student est significatif si $|t| > t^*$. Avec une marge d'erreur de 5 % et un degré de liberté 17, la table donne la valeur de $t^* = 2,109$. Ainsi les variables significatives qui peuvent expliquer la variation du solde de trésorerie annuelle de l'exploitation (STE) sont : la vente de manioc, de patate douce, d'arachide, de *vaonjobory*, de *lojy*, de coton et le revenu des petits commerces qui ont un niveau de signification inférieur au seuil de 0,05. Ces variables peuvent être interprétées pour l'explication du modèle. L'équation du solde de trésorerie d'exploitation (STE) s'écrit comme suit :

$$STE = -1487416 + 0,684 * \text{Vente Coton} + 2,049 * \text{Vente Manioc} - 4,442 * \text{Vente Patate douce} + 2,543 * \text{Vente Arachide} - 2,245 * \text{Vente Voanjobory} + 3,428 * \text{Vente Lojy} + 0,901 * \text{Petit Commerce}$$

Une augmentation du solde de trésorerie d'exploitation (STE) de 0,901 provient d'une augmentation d'une unité du revenu issu du petit commerce en gardant à valeur constante les autres variables. De même, l'augmentation de 2,049 du STE est une conséquence de l'accroissement d'un Ariary de la vente manioc. L'amélioration d'une unité de vente d'arachide entraîne une augmentation de 2,543 Ar. du STE. Par contre, une diminution du STE de 4,442 Ar. provient de l'augmentation d'une unité de vente de patate douce. Ainsi, la vente de manioc, d'arachide, de *lojy* et de coton ainsi que le petit commerce constituent les principales sources d'épargne de l'exploitation.

La Figure 3 montre le changement du solde de trésorerie d'exploitation selon les types d'exploitations en faisant varier les paramètres du modèle de régression linéaire.

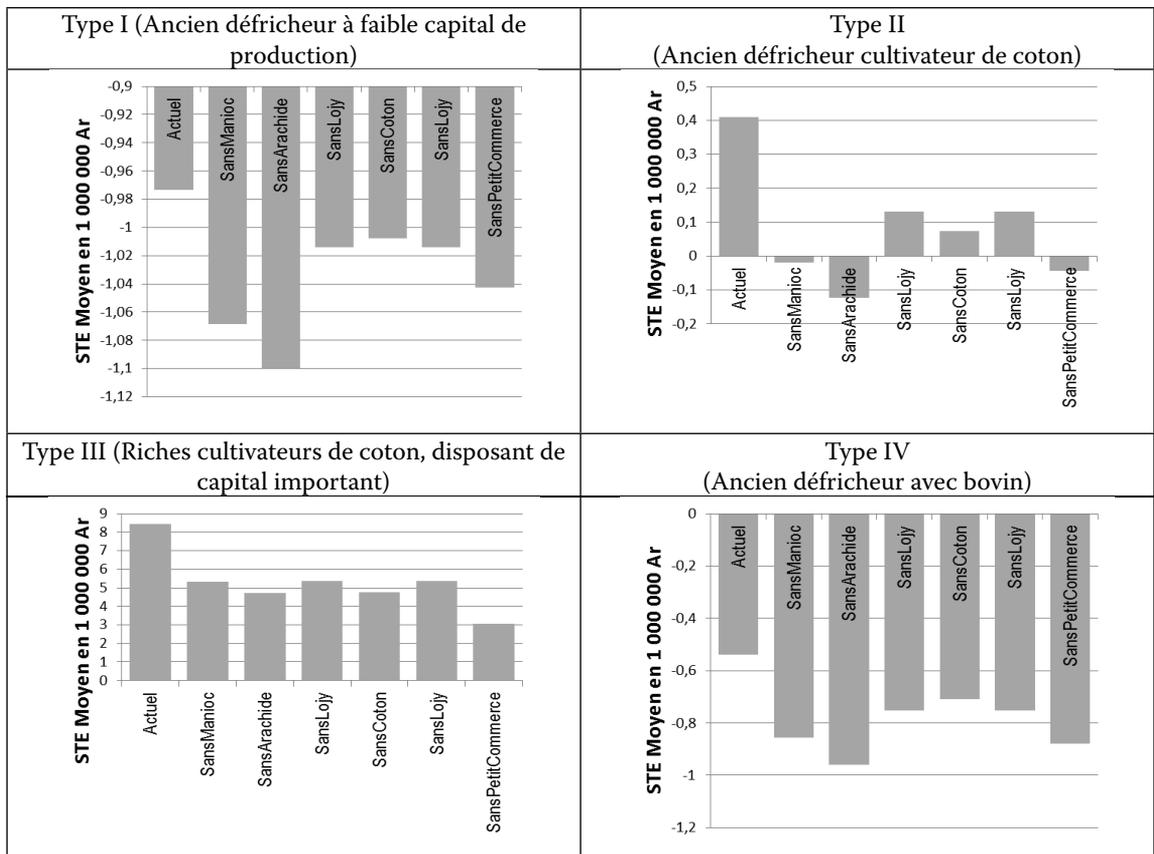


Figure 3 : Simulation du solde de trésorerie d'exploitation (STE) en éliminant certaines variables du modèle de régression linéaire

Les Types I et IV connaissent un déficit du solde d'exploitation contrairement au Type III qui est toujours excédentaire. Pour ces deux types, l'absence des ventes de ces six types de spéculations, surtout le manioc et l'arachide, ont un impact important dans l'équilibre de la trésorerie de l'exploitation. Pour le Type II, la suppression de la vente de manioc, d'arachide et du petit commerce limite la trésorerie. Cela montre la sensibilité des types d'exploitation I, II et IV face aux changements du contexte économique de chacune de ces filières. Le Type III est le seul à résister aux changements, tout en dégagant un surplus significatif.

Discussion et recommandations

LA TRACTION ANIMALE N'EST PAS À LA PORTÉE DES PLUS PAUVRES

La disponibilité des moyens de production - foncier, humain, matériels et financiers - est un atout des exploitations les plus riches de Type III. En effet, l'achat de main-d'œuvre est un facteur déterminant du rendement puisque la réalisation du sarclage au bon moment conditionne la production. Le recours à la main-d'œuvre extérieure est un facteur de diversification qui permet de maîtriser les différentes cultures. En outre, l'utilisation de la traction animale permet d'étendre les surfaces cultivées par le gain de productivité du travail par rapport à un travail manuel à la bêche. La traction animale permet de profiter de la courte période de pluie pour la germination des semences. Le début de la campagne agricole ne sera pas retardé et le rendement sera ainsi amélioré. L'ancienne culture de coton a permis une accumulation initiale de capital pour les exploitations riches de Type III. Par la suite, la vente de produits de cultures alimente le fond de roulement des activités extra-agricoles.

La diversification des activités est une stratégie qui réduit les risques au sein de l'exploitation. Toutefois, c'est une stratégie qui n'est pas à la portée des exploitations pauvres, qui en ont le plus besoin. Les exploitations pauvres de Type I et IV travaillent chez les riches lors des périodes de semis, de sarclage et de récolte, mais ce salariat n'est qu'une issue de secours pour la période de soudure et ne permet en rien d'accroître leur richesse. Ils saisissent l'opportunité dès qu'il y a une offre de travail. La vente de main d'œuvre agricole est surtout pratiquée par les pauvres puisque cela ne requiert pas d'investissement en capitaux et le nombre d'actifs est élevé dans des familles élargies. Même si les exploitations pauvres diversifient leurs cultures avec les petites légumineuses, par mimétisme, le nombre des cultures pratiquées est loin d'être aussi élevé que celui des plus riches. La diversification des cultures n'est donc pas à leur portée.

Le même raisonnement peut être fait sur la traction animale qui est un facteur déterminant du rendement, réservé aux exploitations pourvues en bœufs de trait et en charrue. Ce sont les riches exploitants qui ont su saisir l'opportunité offerte par la production de coton et de maïs sur brûlis pour accumuler du capital. D'un autre côté, les aides en matériels octroyés par les organismes d'appui (Vola Mahasoa, PSDR, MNP) privilégient les riches et tendent à exclure les pauvres qui n'ont pas les moyens de s'acquitter du droit d'adhésion à une association d'agriculteurs. Ainsi, ce sont les riches qui monopolisent le matériel. Stessens (2002) affirme que les familles qui utilisent la traction animale sont de grande taille, riches et exploitent des superficies plus étendues. De plus, la décision d'adopter une innovation est influencée par la capacité humaine c'est-à-dire le niveau d'éducation et les années d'expérience de l'exploitant.

UN DÉSEQUILIBRE DE TRÉSORERIE ACCENTUÉ POUR LES PAUVRES AVEC LA CRÉATION DU PARC

Lors des périodes de *hatsaky*, les riches défrichaient et monopolisaient de grandes superficies au niveau du front de défriche de la forêt ; ces exploitations disposaient parallèlement de terres fertiles de coton

sur *baiboho* et d'un troupeau de bœufs important (Aubry & Ramaromisy, 2003). Elles pouvaient acheter de la main-d'œuvre extérieure et étendre leur terrain de culture à une dizaine d'hectares. Suite à la création du parc, ces exploitants riches sont retournés sur leurs terres de *baiboho* pour développer des cultures commerciales d'arachide, de coton et de légumineuses. Le déséquilibre de leur trésorerie était amorti par ces cultures. Les exploitations qui possédaient de faibles moyens de production ne défrichaient qu'une faible superficie assurant leur subsistance, tout en travaillant chez les riches comme salariés agricoles. Suite à l'arrêt du *hatsaky*, ils ont été contraints de limiter la surface cultivée puisque le revenu issu de la production ne suffisait plus à payer les besoins en main-d'œuvre. Par conséquent, leurs conditions de vie se sont dégradées. Leur exploitation a été décapitalisée par la vente des bœufs pour subvenir à leurs besoins pendant la période de soudure. Tel est le cas des Types I et IV. Le fait de ne pas pouvoir investir dans la mise en culture limite, pour les plus pauvres, la proportion de terres cultivées par rapport au total des terres disponibles. La possession de terre n'est donc pas un signe de richesse, c'est le volume de production qui est directement relié aux moyens de production mobilisés : la main d'œuvre, les bœufs de trait, les matériels (charrue, charrette) et les moyens financiers. Même si la superficie agricole à la disposition d'un exploitant est importante, s'il n'a pas les moyens de la cultiver, il demeure dans une situation de pauvreté et de déficit alimentaire.

UN DÉVELOPPEMENT DES EXPLOITATIONS LIÉ AUX CULTURES DE RENTE

La culture de coton est encouragée grâce à un système de crédit sous forme d'intrants agricoles - engrais, semence et insecticide. Le coût de ces intrants n'est prélevé que lors du paiement de la récolte par les collecteurs. Toutefois, les agriculteurs ont connu des retards de paiement de la part du HasyMa et la plupart sont réticents à prendre le risque de collaborer avec les nouveaux collecteurs. La culture d'arachide est favorisée par des conditions agro-écologiques favorables. En outre, c'est une plante à valeur protéique importante et dont le prix de vente sur le marché est élevé. Les petites légumineuses possèdent une morphologie adaptée à la sécheresse et un cycle court mais le manque d'accompagnement des exploitations dans la maîtrise des insectes nuisibles limitent le rendement. La culture de maïs redevient une culture principalement destinée à l'autoconsommation contrairement à l'époque où l'on pratiquait le *hatsaky* ; l'exploitant n'est obligé de la vendre qu'en cas de besoin.

Conclusion

Les hypothèses posées sont vérifiées. Plus les exploitations se diversifient, plus elles s'enrichissent à l'instar du Type III car elles ont pu s'adapter aux limitations d'accès à la forêt. La diversification est favorisée par la disponibilité de moyens de production qui résultent d'une accumulation de capital grâce aux cultures de coton et de maïs. Par ailleurs, la combinaison des cultures de rente avec les activités extra-agricoles stabilise les exploitations indépendamment des ressources forestières. Les activités extra-agricoles permettent de constituer un matelas de sécurité et réduisent les risques liés aux aléas. Le déséquilibre de trésorerie causé par l'arrêt du *hatsaky* est amorti en développant le commerce des légumineuses et du coton. L'importance de l'achat de main-d'œuvre extérieure par les exploitations riches permet d'accroître leur production qui dépasse largement celle des autres exploitations.

Les exploitants pauvres, anciens défricheurs, sont les plus touchés par la création du parc. Ils ont vu leur rendement diminuer après l'interdiction du *hatsaky*. Le manque de matériels de production et de technicité limite la production des cultures de rente chez ces exploitations. Leur trésorerie est déficitaire. Ces exploitations ont une activité salariale développée et recourent aux produits forestiers pour compléter l'alimentation de la famille en période de soudure. L'élevage bovin est menacé de diminution par l'insécurité et le petit élevage prend de plus en plus de place au sein des exploitations. Les exploitations peuvent survivre face à la restriction des ressources forestières à condition de disposer

des moyens de production suffisants pour améliorer la productivité du travail et augmenter la superficie cultivée. En outre, une formation en technique de culture permettrait d'améliorer leur rendement en culture commerciale. Dans le cas contraire, elles peuvent être amenées à continuer les défriches sur les lambeaux forestiers restants et des feux non contrôlés pourraient se propager dans le parc. La création d'emplois saisonniers accessibles aux plus pauvres permettrait aux agriculteurs d'utiliser ces revenus complémentaires pour équilibrer leur trésorerie.

Références bibliographiques

- Aubry C., Ramaromisy A., 2003 : « Typologie d'exploitations agricoles dans un village du front pionnier de la forêt de Mikea (sud-ouest de Madagascar) ». *Cahiers Agricultures*, 12 : p. 153-165.
- Badouin R., 1987 : « L'analyse économique du système productif en agriculture ». *Cahier Sciences Humaines ORSTOM*, 23(3-4) : p. 357-575.
- Barrett C.B., Bezuneh M., Aboud A., 2001 : « Income diversification, poverty traps and policy shocks in Côte d'Ivoire and Kenya ». *Food Policy*, 26(4) : p. 367-384.
- Bidou J.-E., Droy I., 2007 : « Pauvreté et vulnérabilité alimentaire dans le Sud de Madagascar : les apports d'une approche diachronique sur un panel de ménages », *Mondes en développement*, 4(140) : p. 45-64.
- Blanc-Pamard C., 2000 : *À l'ouest d'Analabo : la trame du maïs. Agriculture pionnière et construction du territoire en pays masikoro (sud-ouest de Madagascar)*. Rapport pour le programme GEREM, CNRE-IRD-CNRS, multigr., 138 p.
- Dandoy G., 1972 : « Atlas de la région Manombo-Befandriana sud », dans J.Y. Marchal, G. Dandoy (eds.), *Contribution à l'étude graphique de l'ouest malgache*. Paris : ORSTOM (collection Travaux et Documents n°16), p. 81-162.
- Fauroux S., 1999 : *Instabilité des cours du maïs et incertitude en milieu rural : le cas de la déforestation dans la région de Tuléar (Madagascar)*. DESS, Université de Paris X-Nanterre, GEREM (CNRE-IRD), 163 p. + annexes.
- Godard O., Hubert B., 2002 : *Le développement durable et la recherche scientifique à l'INRA*. Rapport intermédiaire de mission. Paris : INRA, 58 p.
- INSTAT, 2006 : *Enquête Périodique auprès des Ménages 2005 : Résultats provisoires*. Antananarivo : INSTAT, Ministère de l'économie, des finances et du budget, 22 p.
- Milleville P., Blanc-Pamard C., 2001 : « Conduite des systèmes de culture », dans S. Razanaka, M. Grouzis, P. Milleville, B. Moizo, C. Aubry (eds.), *Sociétés paysannes, transitions agraires et dynamiques écologiques dans le sud-ouest de Madagascar*. Antananarivo : Actes de l'atelier CNRE/IRD, 8-10 novembre 1999 : p. 243-254.
- Ministère de l'Agriculture, 2008 : *Monographie de la Commune d'Analamisampy*. Madagascar : MINAGRI, multigr., 15 p.
- Ranaivoarivelo N., Milleville P., 2001 : « Exploitation pastorale des savanes de la région de sakaraha (sud-ouest De Madagascar) », dans S. Razanaka, M. Grouzis, P. Milleville, B. Moizo, C. Aubry (eds.), *Sociétés paysannes, transitions agraires et dynamiques écologiques dans le sud-ouest de Madagascar*. Antananarivo : Actes de l'atelier CNRE/IRD, 8-10 novembre 1999 : p. 181-198.
- Ranaivoson R., 2010. *Diversification des activités, facteur de développement rural à Madagascar*. Thèse de doctorat en Agro-Management, Université d'Antananarivo (Madagascar), 128 p. + annexes.
- Razanaka S., Grouzis M., Milleville P., Moizo B., Aubry C. (eds), 2001 : *Sociétés paysannes, transitions agraires et dynamiques écologiques dans le sud-ouest de Madagascar*. Antananarivo : Actes de l'atelier CNRE/IRD, 8-10 novembre 1999, 400 p.

Reardon T., Taylor J.E., Stamoulis K., Lanjouw P., Balisacan A., 2000: « Effects of nonfarm employment on rural income inequality in developing countries: an investment perspective ». *Journal of Agricultural Economics*, 512 : p. 266-288.

Rengoky Z., 1988 : *Mikea, Mpihaza, Mpioty ao Analabo*. Maîtrise en Anthropologie, Université de Toliara (Madagascar), 159 p.

Stessens J., 2002 : *Analyse technique et économique des systèmes de production agricole au nord de la côte d'ivoire*. Thèse de Doctorat en Sciences Biologiques Appliquées, Université Catholique de Leuven, 250 p. + annexes.

Les facteurs écologiques régissant la répartition des ignames sauvages (*Dioscorea* sp.) dans la forêt de Mikea

Ecological factors governing the distribution of wild yams (*Dioscorea*) in the Mikea forest

H.A. RANDRIAMBANONA¹

M. ALAME²

S.N.M. BEMAHEVA²

D. HERVÉ³

J. RANAIVO¹

S. RAZANAKA¹

F. REJO-FIENENA²

(1) Centre National de Recherche sur l'Environnement (CNRE), BP 1739, Antananarivo 101, Madagascar

(2) Département des Sciences Biologiques, Faculté des Sciences, Université de Toliara, Madagascar

(3) Institut de Recherche pour le Développement (IRD UMR 220), BP 64501, 34394 Montpellier, France

Résumé

Dans la forêt de Mikea (sud-ouest de Madagascar), les ignames sauvages du genre *Dioscorea* sont l'aliment de base de la population autochtone. La réduction de la couverture forestière liée à la culture sur abattis-brûlis et la part accrue des ignames dans la diète alimentaire ont des impacts sur leur abondance et leurs lieux de prélèvements. Afin d'étudier les facteurs régissant la répartition des ignames sauvages dans la forêt de Mikea, leurs profils écologiques ont été établis à l'aide de 79 relevés phytosociologiques de 20 m x 20 m répartis dans des zones floristiques homogènes de différents types de végétation (forêt, savane, recrû arbustif et recrû herbacé identifiés par AFC) s'établissant sur différents types de sols : ErgI (sable roux), ErgII (sable roux clair) et dalles calcaires. Neuf descripteurs ont été retenus : type de sol, âge de la jachère, type de végétation, usage, recouvrement des litières, recouvrement des herbacées, hauteur moyenne des ligneux, recouvrement des ligneux, recouvrement global de la végétation. L'inventaire a porté sur 955 individus d'ignames qui se répartissent en 6 espèces. Ce sont les recrûs arbustifs (70 %) qui ont abrité le plus d'espèces d'ignames. *D. bemandry* (Babo) est l'espèce la plus fréquente (34,2 %), suivie de *D. maciba* (Ovy) avec 20,2%, *D. ovinala* (Angily) avec 16,4 % et *D. soso* (11,4%). *Dioscorea* sp. (Balo) et *Dioscorea bemarivensis* (Trengitrengy) sont les espèces les moins fréquentes avec respectivement 5 % et 1,2 %.

Le traitement des variables phytoécologiques a permis de hiérarchiser les variables du milieu en fonction de leur pouvoir discriminant et de leurs relations avec les groupements végétaux. Le type de sol, l'âge de la jachère et le type de végétation se présentent comme les descripteurs les plus efficaces de la répartition des espèces de *Dioscorea* dans la zone d'étude. Chacune des 6 espèces de *Dioscorea* recensées a ses préférences : *Dioscorea soso*, pour les dalles calcaires, *D. maciba*, *D. bemandry* et *D. bemarkivensis*, pour les sables roux. Cette dernière espèce a une préférence pour une zone assez dégradée et ouverte.

Mots-clés : dalles calcaires, *Dioscorea*, forêt de Mikea, igname, profil écologique, sables, sud-ouest de Madagascar.

Abstract

In the Mikea forest (southwestern Madagascar), wild yams (genera *Dioscorea*) are the main food of the indigenous population. The loss of forest cover due to slash-and-burn and the increased share of yams in food diet have an impact on their abundance and where they are extracted. To study the causes governing the distribution of wild yams in the Mikea forest, ecological profiles were developed. 79 phytosociological plots of 20 m x 20 m were selected, divided into homogeneous floristic zones of different vegetation types (forest, savannah, shrub and herbaceous regrowth identified by Correspondence Analysis) and set on different soil types: Erg I (red sand), ErgII (light red sand) and limestone outcrops. Nine (9) indicators have been selected: soil type, age of fallow vegetation, land use, litter cover, herbaceous cover, average tree height, tree cover and global vegetation cover. The inventory used 955 individuals yams distributed in six species. Shrubby regrowth housed the most yam species (70 %). *D. bemandry* (Babo) is the most common specie (34.2 %), followed by *D. maciba* (Ovy) with 20.2 %, *D. ovinata* (Angily) with 16.4% and *D. soso* (11.4 %). *Dioscorea* sp. (Balo) with 5 % and *Dioscorea bemarkivensis* (Trengitrengy) with 1.2 % are less frequent. Analysis of phytoecological variables results in classifying environmental parameters according to their discriminating power and relationships with vegetation type/group. Soil type, age of fallow and type of vegetation were identified as the most effective descriptors for the distribution of *Dioscorea* species in the study area. Each of the 6 species of *Dioscorea* has identified preferences: *Dioscorea soso* for limestone outcrops, *D. maciba*, *D. bemandry* and *D. bemarkivensis* for red sands. The latter specie has a preference for a relatively degraded and open area.

Key-words: limestone slabs, *Dioscorea*, Mikea forest, yam, ecological profile, sand, southwestern Madagascar

Introduction

Les ignames sont cultivées dans plus de 40 pays et l'Afrique fournit les 95 % de la production mondiale (Aguéguia *et al.*, 2013). Dans la forêt de Mikea (sud-ouest de Madagascar) où le problème de l'approvisionnement en eau est chronique, les ignames sauvages du genre *Dioscorea* (*Oviala* en malgache) constituent l'aliment de base et la principale source en eau pour les habitants vivants à l'intérieur de la forêt, les Mikea et la population Masikoro limitrophe de la forêt (Terrin, 1998). Compte tenu de l'importance socio-économique et culturelle des ignames, depuis quelques années, plusieurs études ont

été réalisées dans le Sud et le sud-ouest de Madagascar. Tostain *et al.* (2009) ont réalisé des inventaires et ont établi la répartition des ignames sauvages. Cheban *et al.* (2009) et Mananjo *et al.* (2009) ont inventorié les espèces d'ignames dans la bordure Est de la forêt de Mikea et dans la région de Sakaraha et d'Ankazoabo. Ils ont notamment étudié les us et les coutumes des usages de ces ignames. Une étude ethnobotanique et des essais de culture de quelques espèces d'ignames de l'embouchure du fleuve Mangoky (Nord des Mikea) ont été réalisés par Damson *et al.* (2009). Des relations phylogénétiques entre les ignames sauvages du sud-ouest malgache ont été établies (Andriamampandry *et al.*, 2009). Ces travaux ont permis de mieux connaître le genre *Dioscorea*, mais la connaissance des facteurs de la répartition à une échelle plus réduite est essentielle pour prendre des mesures adéquates visant une exploitation rationnelle et durable. La déforestation depuis plusieurs années est à l'origine de la diminution des ignames, ce qui constitue une menace pour la survie et l'avenir des Mikea. Malgré la création de l'aire protégée dénommée « Complexe Mikea » d'une superficie de 371 340 ha en 2007 (Journal officiel, 2007), les pressions dues aux activités humaines (culture, prélèvement de bois, exploitation minière...) pèsent toujours sur l'environnement.

Même si certaines espèces telles que *D. bemandry* et *D. soso* sont considérées comme des espèces peu concernées par l'extinction et sont classées dans la catégorie UICN LR-lc (Tostain *et al.*, 2009), une attention particulière mérite d'être portée sur l'identification des facteurs écologiques qui régissent actuellement la répartition de ces espèces. Le profil écologique d'une espèce est défini comme l'histogramme de fréquence des présences de l'espèce dans les différentes classes de facteurs écologiques : topographie et exposition, recouvrement (global, des ligneux, des herbacées), hauteur de la végétation, matière organique et texture du sol, humidité du sol, pH, degré d'artificialisation (Bottlikova *et al.*, 1976 ; Debussche *et al.*, 1996). Cette étude s'est fixée comme objectif global de comprendre les liens entre les facteurs écologiques et les espèces de *Dioscorea* afin de discerner ce qui contraint actuellement l'aire de distribution locale des espèces de *Dioscorea*. Il s'agit d'établir le profil écologique des différentes espèces observées et d'identifier les variables les plus déterminantes de leur répartition. L'hypothèse émise est que le type de sol, de végétation et de climat seraient déterminants pour la répartition des espèces (gradient Est-ouest dans la zone du sud-ouest de Madagascar).

Matériel et méthodes

ZONE D'ÉTUDE

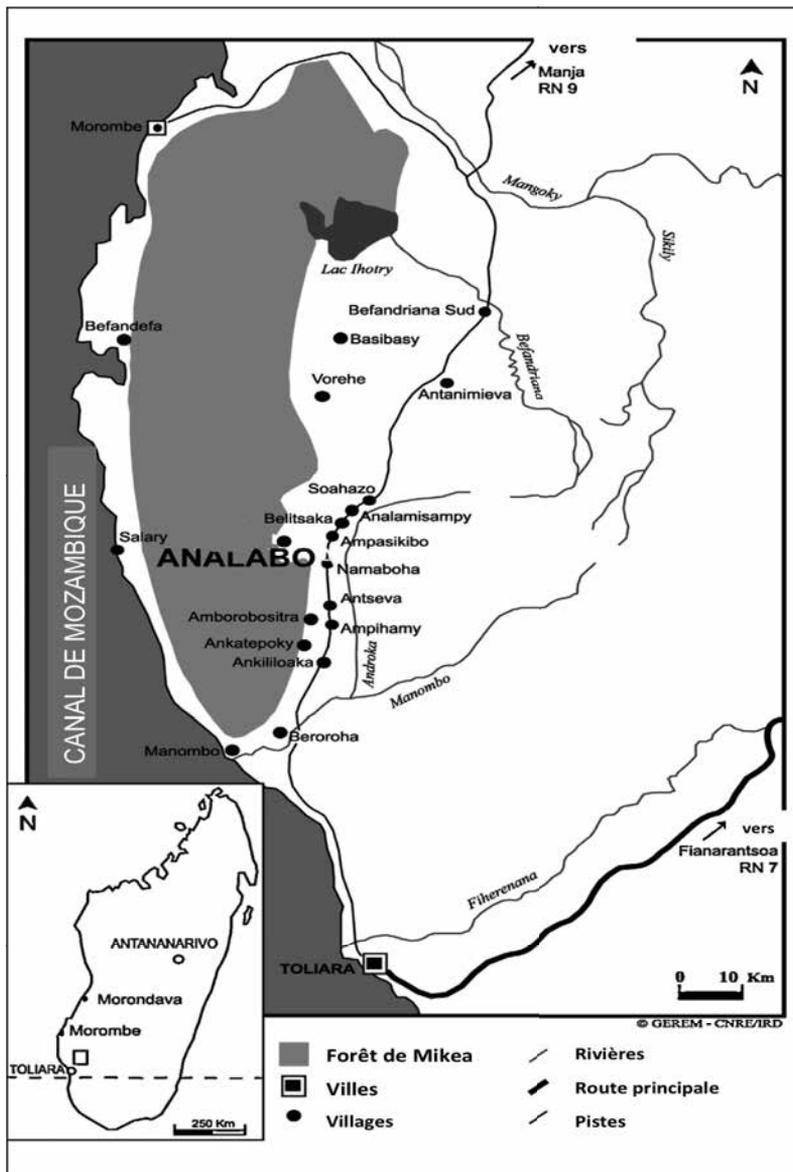
La zone d'étude est située à 100 km au Nord de la ville de Toliara; dans la commune d'Analamisampy (S 22°29' ; E 43°39' ; altitude moyenne 180 m). Elle se situe plus précisément aux environs des villages d'Analabo, d'Anjabetrongo, Antampimbato et d'Ankoroepa situés entre 7 et 20 km à l'Ouest de la RN 9 (Carte 1).

La zone est soumise à un climat tropical semi-aride avec deux saisons marquées : une saison sèche et longue d'avril à octobre avec un déficit pluviométrique et une saison pluvieuse et chaude de novembre à mars caractérisée par une température élevée (26°C). La température moyenne annuelle est de 24,5°C et la pluviométrie moyenne annuelle de 600 mm sur la côte et 1 000 mm à l'intérieur des terres (Leprun *et al.*, 2009).

Trois grands types de sols couvrent la zone étudiée dont deux ont été décrits par Leprun (1998) : les sols ferrugineux non lessivés ou sables roux rouges qui correspondent à des formations dunaires anciennes âgées d'environ 40 000 BP (« Before Present ») ou ErgI et contiennent 10-15 % d'argiles, les

sols intergrades (sables roux clairs) entre les sols ferrugineux non lessivés et les sols bruns subarides correspondant aux formations dunaires récentes (20 000 BP ou ErgII) renferment 5-10 % d'argiles. Le troisième type est constitué de sols calcaires avec des affleurements de dalles calcaires par endroits.

La végétation de la forêt dense sèche caducifoliée (Koechlin *et al.* 1974) est constituée de la série à *Dalbergia*, *Commiphora* et *Hildegardia* (Humbert & Cours-Darne, 1965). Le fourré xérophile succède à la forêt dense sèche quand on va vers l'Ouest. On note également l'existence des savanes arborées à *Heteropogon contortus*, *Stereospermum euphoroides*, *Poupartia caffra*, *Tamarindus indica*, *Zizyphus spina-christi*.



Carte 1 : La zone d'étude (Leprun *et al.*, 2009)

MÉTHODES

Profil écologique

La méthode de profil écologique est une méthode analytique basée sur l'exploitation simultanée des observations floristiques et des observations sur le milieu environnant (facteurs du milieu ou descripteurs écologiques) (Bottlikova *et al.*, 1976). Selon Gounot (1969) le profil écologique est le diagramme des fréquences relatives d'une espèce en fonction des classes d'un descripteur écologique qui est selon Dajoz (1975) un élément du milieu susceptible d'agir directement sur les être-vivants au moins durant une phase de leur cycle de développement. Le but du profil écologique est de comparer les résultats obtenus par deux méthodes d'analyse des observations relatives à la végétation :

- l'une analytique, basée sur le croisement des observations floristiques et des observations sur le milieu ;
- l'autre, basée sur les données floristiques traitées par une Analyse Factorielle des Correspondances ou AFC.

Relevés floristiques

La zone d'étude a été découpée en sous-zones en superposant différentes cartes pour réaliser un échantillonnage stratifié des relevés floristiques. Nous avons utilisé les cartes suivantes :

- carte pédologique de Madagascar, Antseva au 1/100 000 dressée par Sourdat en 1972 du Service cartographique de l'ORSTOM ;
- carte géologique de Besairie (1964) au 1/1 000 000 ;
- carte géologique, Manombo-Manera 1956 (1/200 000) du Service Géologique ;
- carte topographique : carte de Madagascar 1969 (type 1926), Antseva, feuille C56, à l'échelle 1/100 000 ;
- carte de végétation de la zone d'étude dressée à partir d'une image satellite Landsat 7 de 2010.

Les placeaux de 20 m x 20 m ont été subdivisés en deux compartiments selon la figure 1 : dans un carré de 100 m² (10 m x 10 m) choisi au hasard, toutes les espèces ayant une hauteur inférieure à 1,30 m ont été recensées et dans le carré de 400 m² (20 m x 20 m), les espèces ayant une hauteur supérieure à 1,30 m ont été inventoriées.

Pour les espèces d'ignames, les paramètres suivants ont été calculés :

- l'abondance de l'espèce ou le nombre d'individus de l'espèce considérée dans un placeau ;
- la densité de population des espèces de *Dioscorea* exprimée par le nombre d'individus par unité de surface ;
- la fréquence d'une espèce qui est le rapport n/N entre le nombre de placeaux (n) où elle est présente et le nombre total de placeaux (N) (exprimée en %).

79 relevés ont été répartis au hasard dans les différentes formations végétales. 11 ont été faits en forêt, 30 dans les recrûs arbustifs, 21 dans les recrûs herbacés et 17 en savane.

Paramètres et variables étudiés

Des paramètres floristiques et des variables du milieu des stations ont été associés à chaque relevé floristique (Tableau I). Les cinq paramètres de végétation ont été la hauteur moyenne des ligneux (HL), le recouvrement global (RG), le recouvrement des ligneux (RL), le recouvrement des herbacées (RH), le

recouvrement de la litière (Rlt). Les recouvrements des espèces herbacées et des espèces ligneuses ont été estimés selon la méthode de Godron *et al.* (1968). Quatre variables relatives au milieu ont été prises en compte :

- les types de végétation : forêt (F), recrûs arbustif (RA), recrûs herbacés (rH) et savane (S) ;
- les types de sol : ErgI, ErgII et dalle calcaire ;
- l'âge approximatif de la jachère ;
- l'usage : pâturage intense, pâturage faible, pâturage nul.

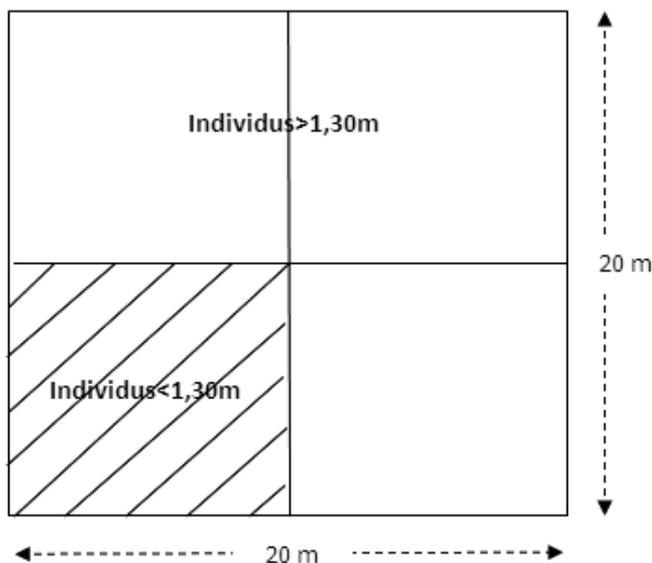


Figure 1 : Méthode de relevé floristique

Concernant les paramètres liés à l'historique de la parcelle d'étude comme l'âge de la jachère, des enquêtes ont été menées auprès des propriétaires des parcelles pour retracer le passé cultural (date de défrichage, cycles de culture, mode de travail du sol...).

Tableau I : Nombre de relevés par formations végétales

Types de végétation	Nombre de relevés
Forêt (F)	11
Recrû arbustif (RA)	30
Recrû herbacé (rH)	21
Savane (S)	17
Total	79

Facteurs pris en compte

Dans un ensemble de relevés, si la présence d'une espèce A dépend étroitement de l'état K d'un descripteur L, lorsque cet état K est observé dans un relevé, l'espèce A a beaucoup de chances d'y être

présente. L'information est donc corrélée entre végétation et flore d'une part et le milieu d'autre part, puisque la connaissance de l'un renseigne sur l'autre. Les facteurs étudiés ainsi que le nombre de relevés réalisés dans chaque classe de facteurs sont résumés dans le Tableau I.

Informations issues du profil écologique

La distribution des espèces dans les différentes classes des facteurs écologiques, correspond à un ensemble de probabilités de présence de ces espèces quand le nombre de relevés devient suffisamment grand (Godron, 1968). Ces probabilités permettent d'estimer diverses informations concernant : l'entropie, la qualité de l'échantillonnage, l'information mutuelle et les variables les plus déterminantes. L'entropie (H) indique la quantité d'information apportée par un descripteur F ou une espèce, elle permet d'apprécier la qualité d'un échantillonnage et sert à déterminer des variables écologiques les plus actives (Bottlikova *et al.*, 1976 ; Daget & Godron, 1982).

La fréquence relative d'une espèce vis-à-vis d'un descripteur écologique a été calculée selon la formule (1)

$$Fr (\%) = U(K)/R(K) * 100 \quad (1)$$

avec : U (k) : le nombre de relevés de la classe K où l'espèce est présente, R (k) : le nombre de relevés dans la classe k du descripteur.

Les profils des fréquences obtenus ont été présentés sous forme d'histogramme avec en abscisse les différentes classes du descripteur et en ordonnée les fréquences relatives.

L'entropie espèce (Esp.), indiquant la quantité d'information apportée par une espèce i, a d'abord été calculée selon la formule (2)

$$Esp. = -\sum p_i \cdot \log_2 p_i - \sum a_i \cdot \log_2 a_i \quad (2)$$

avec : p_i le taux de présence de l'espèce i et a_i le taux d'absence (p_i+a_i=1).

Une faible valeur de Esp indique la présence d'espèce rare (p_i~0), ou présente dans tous les relevés (p_i~1).

L'entropie descripteur (EF), qui donne la quantité d'information apportée par un descripteur F, a été calculée selon la formule (3)

$$EF = -\sum q_i \cdot \log_2 q_i \quad (i=1 \text{ à } n) \quad (3)$$

avec : q_i la proportion de relevés dans la classe i et n le nombre de classes.

Une forte entropie descripteur signifie une répartition équitable des relevés à l'intérieur des différentes classes du descripteur F, c'est-à-dire les valeurs de q_i sont égales.

Information mutuelle espèces-descripteurs

L'information mutuelle espèce-descripteur (IM) est la quantité d'information apportée par l'observation de la présence ou de l'absence d'une espèce vis-à-vis des états d'un descripteur du milieu. Elle exprime la valeur indicatrice de l'espèce et permet d'identifier les espèces indicatrices les plus liées aux différents états du descripteur (Legendre & Legendre, 1984). L'information mutuelle (IM) a été calculée comme suit :

$$IM (sp., F) = (1 / (U+V)) [\sum u_i \cdot \log_2 ((u_i/r_i) ((U+V)/U)) + \sum v_i \cdot \log_2 ((v_i/r_i) ((U+V)/V))] \quad (i=1 \text{ à } n)$$

avec : U le nombre de relevés où l'espèce est présente ; V le nombre de relevés où l'espèce est absente ; r_i le nombre de relevés de la classe i ; u_i le nombre de relevés de la classe i où l'espèce est présente ; v_i le nombre de relevés de la classe i où l'espèce est absente ; n le nombre de classes du descripteur et i

représente les différentes classes du descripteur.

Un descripteur efficace par rapport à une espèce est celui qui accumule des valeurs élevées d'« entropie descripteur » EF et d'« information mutuelle » IM.

L'influence des variables sur la répartition des espèces végétales a été appréciée par la valeur de l'information mutuelle moyenne espèces-descripteurs (IM).

L'analyse de l'information mutuelle espèce-descripteur a un double intérêt :

- discriminer les efficacités respectives des descripteurs que l'on peut visualiser sur un graphique à deux dimensions, où l'axe des abscisses représente l'entropie facteur et l'axe des ordonnées, la valeur moyenne de l'IM espèce - descripteur ; des lignes diagonales issues de l'origine des axes expriment la valeur indicatrice de chaque descripteur. Les descripteurs efficaces ont de fortes valeurs en ordonnée et les descripteurs bien échantillonnés ont de fortes valeurs en abscisse ;

- étudier le comportement particulier d'un individu, vis-à-vis de chaque état du descripteur et construire si nécessaire des groupes d'espèces indicatrices.

ANALYSES DES DONNÉES

Les analyses statistiques des données ont été réalisées à l'aide du Logiciel ADE-4 (Analyse des Données Écologiques Méthode Exploratoires et Euclidienne en sciences de l'Environnement) développé par l'Université de Lyon. Le traitement des données sur des profils écologiques se fait dans le module EcolTools (Ecological profile) de ce logiciel. Le logiciel Xlstat Pro 2008 a été utilisé pour l'Analyse Factorielle des Correspondances des facteurs qualitatifs rangés par classes, les statistiques descriptives ayant permis d'identifier certaines classes des facteurs étudiés et pour l'analyse de variance.

Résultats

RICHESSSE ET COMPOSITION FLORISTIQUE

Les 79 relevés comptaient 365 espèces de plantes se répartissant en 163 genres et 54 familles. En moyenne 28 espèces par relevé ont été enregistrées (de 8 au minimum à 58 au maximum). Les familles les mieux représentées sont les Fabaceae avec 43 espèces, puis les Poaceae (22 espèces) suivies par les Euphorbiaceae (19 espèces), les Malvaceae (18 espèces) et les Rubiaceae (10 espèces).

La famille des Dioscoreaceae a été représentée par 6 espèces : *D. bemandry* Jum. & H. Perrier, *D. ovinala* Baker, *D. maciba* Jum. & H. Perrier, *D. bemarkivensis* Jum. & H. Perrier, *D. soso* Jum. & H. Perrier, *Dioscorea* sp.

RÉSULTATS DE L'ANALYSE FACTORIELLE DES CORRESPONDANCES

L'AFC a été utilisée pour identifier et étudier la structure des différentes formations végétales de la zone d'étude. Les deux premiers axes représentent 12,4 % de la diversité du nuage des points dont 7,2 % pour le premier axe. (Figure 2)

Le nuage des points a la forme d'une parabole où les points sont disposés en fer de cheval montrant l'effet Guttman (1941). L'axe F1 décrit la diversité de la physionomie de la végétation (végétation à dominance

DIVERSITE DES ESPÈCES DE *DIOSCOREA*

L'abondance absolue et la fréquence relative des 6 espèces d'ignames inventoriées sont données dans le tableau II.

Tableau II : Fréquences relatives et abondance des ignames.

Espèces de <i>Dioscorea</i>	Abondance	Fréquence relative en %
<i>D. bemandry</i> (Babo)	244	34,2
<i>D. maciba</i> (Ovy)	162	20,2
<i>D. ovinala</i> (Angily)	193	16,4
<i>D. soso</i> (Sosa)	349	11,4
<i>Dioscorea sp.</i> (Balo)	6	5,1
<i>D. bemarivensis</i> (Trengitrengy)	1	1,2

Dans l'ensemble des relevés correspondant à une surface de 31 600 m², 955 individus ont été recensés. *Dioscorea bemandry* (Babo) est l'espèce la plus fréquente (34,2 %), suivie par *D. maciba* (Ovy) (20,2 %). *Dioscorea sp.* (Balo) et *D. bemarivensis* (Trengitrengy) sont les espèces les moins fréquentes.

RELATIONS MILIEU - VÉGÉTATION

Afin d'étudier les relations milieu-végétation, deux méthodes ont été utilisées : le profil écologique et l'information mutuelle.

Descripteurs efficaces de la répartition des espèces de *Dioscorea*

La figure 4 montre que c'est le type de végétation qui est le descripteur le plus efficace de la répartition des espèces de *Dioscorea* (forte valeur en ordonnée). L'âge de la jachère et l'usage peuvent être considérés comme descripteurs efficaces après le type de la végétation.

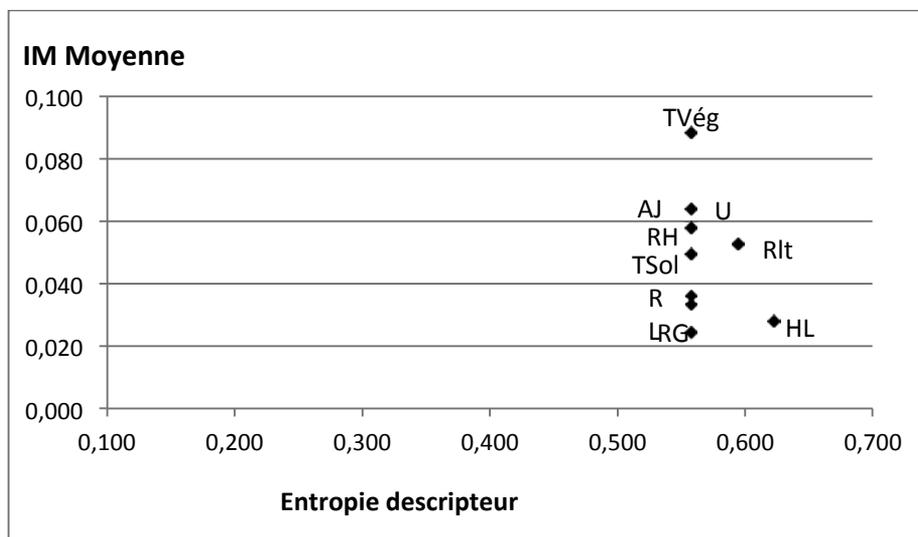


Figure 4 : Efficacité des descripteurs pour les espèces de *Dioscorea* de la zone d'étude (TSol : type de sol, AJ : âge de la jachère ; TVég : type de végétation ; U : usage du sol ; RIt : recouvrement des litières ; RH : recouvrement des herbacés ; HL : hauteur moyenne des ligneux ; RG : recouvrement global ; RL : recouvrement de ligneux, IM : Information mutuelle)

Afin de mieux expliquer la répartition de l'espèce considérée, les résultats basés sur l'information mutuelle sont complétés par les histogrammes de fréquence de l'espèce pour chaque classe de descripteurs. La forme aplatie de l'histogramme indique un pouvoir discriminant réduit alors que la présence d'un pic signifie un descripteur plus sélectif pour l'espèce. En d'autres termes, lorsque l'espèce est répartie uniformément dans toutes les classes d'un descripteur, sa valeur indicatrice vis-à-vis de celui-ci est nulle (information mutuelle faible). Inversement, si l'espèce est présente dans certaines classes et absentes dans d'autres, l'espèce est indicatrice et l'information mutuelle est élevée.

- *Dioscorea bemandry* Jum & H. Perr. (Babo)

Les informations mutuelles les plus élevées appartiennent à l'usage, au type de végétation et au type de sol (Figure 5). Viennent ensuite les informations mutuelles des descripteurs âge de la jachère. Les informations mutuelles les plus faibles sont associées aux descripteurs de végétation (recouvrement et hauteur des ligneux).

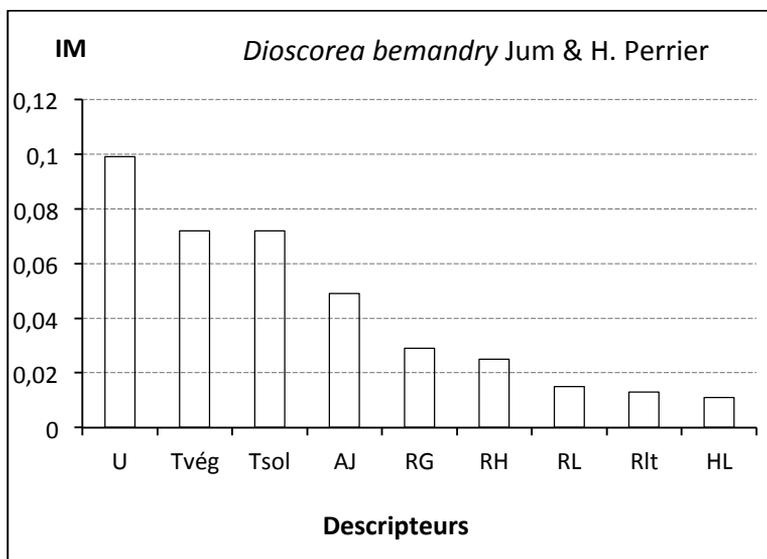


Figure 5 : Activité des descripteurs pour la répartition de *Dioscorea bemandry*

(**TSol** : type de sol, **AJ** : âge de la jachère ; **TVég** : type de végétation ; **U** : usage du sol ; **Rlt** : recouvrement des litières ; **RH** : recouvrement des herbacés ; **HL** : hauteur moyenne des ligneux ; **RG** : recouvrement global ; **RL** : recouvrement de ligneux, **IM** : Information mutuelle)

Si l'on considère les profils écologiques proprement dits, la Figure 6 confirme les résultats sur l'information mutuelle. C'est dans la zone de pâturage nul avec un pic pour le descripteur « usage », c'est-à-dire dans la forêt qui est la préférée de *D. bemandry* (Figures 6A, 6B).

Par ailleurs, cette espèce est absente dans les dalles calcaires si l'on se réfère aux types de sols (Figure 6C).

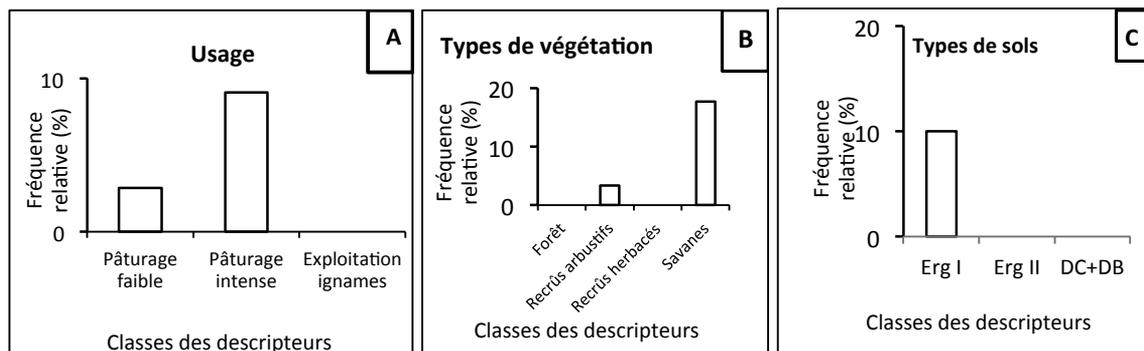


Figure 6 : Profils écologiques des fréquences relatives de *Dioscorea bemandry*

- *Dioscorea bemarivensis* Jm. & H. Perr. (Trengritrengy)

Pour *D. bemarivensis*, ce sont l'usage (pâturage), la hauteur des ligneux ainsi que le recouvrement des herbacés qui sont les descripteurs ayant l'IM les plus élevées (Figure 7).

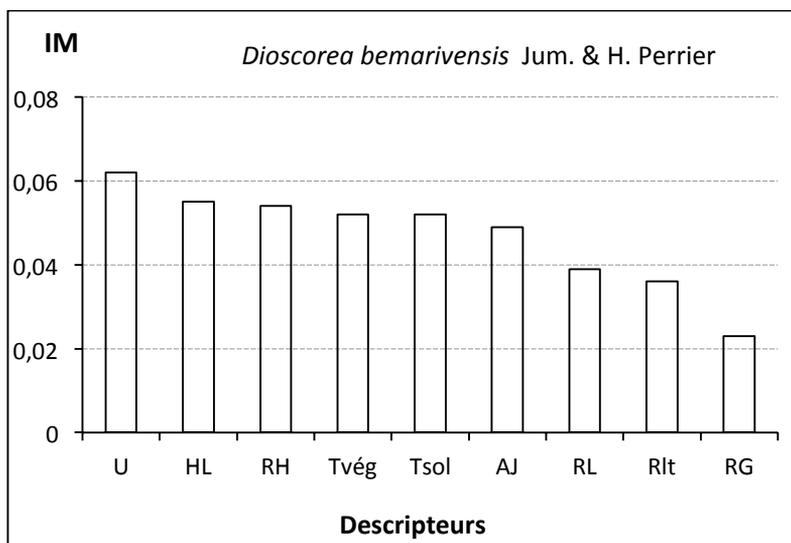


Figure 7 : Activité des descripteurs pour la répartition de *Dioscorea bemarivensis*

(Tsoil : type de sols, AJ : âge de la jachère ; Tvég : type de végétation ; U : usage du sol; Rlt : recouvrement des litières ; RH : recouvrement des herbacés ; HL : hauteur moyenne des ligneux ; RG : recouvrement global ; RL : recouvrement de ligneux, IM : Information mutuelle)

D. bemarivensis est observée le plus souvent dans la zone assez dégradée par le pâturage intense (Figure 8A) où le recouvrement herbacé est moyen, de 45 à 90% (Figure 8C) et la hauteur des ligneux assez basse de 2,5 à 4,5 m (Figure 8B).

Un seul individu de cette espèce a été rencontré dans les recrûs arbustifs sur ErgII.

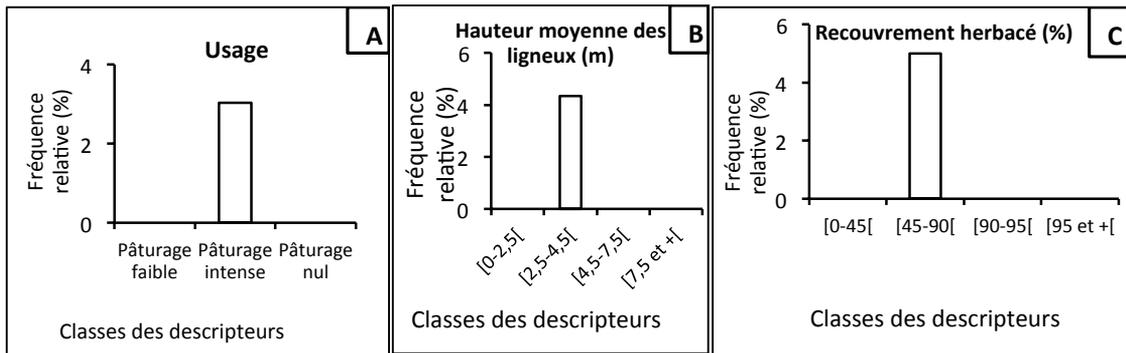


Figure 8 : Profils écologiques des fréquences relatives de *Dioscorea bemarivensis*

- *Dioscorea maciba* Jum. & H. Perr. (Ovy)

Pour *D. maciba*, c'est surtout le type de végétation qui détermine sa répartition (Figure 9). Les autres descripteurs ont peu d'influence si l'on se réfère aux valeurs de l'information mutuelle.

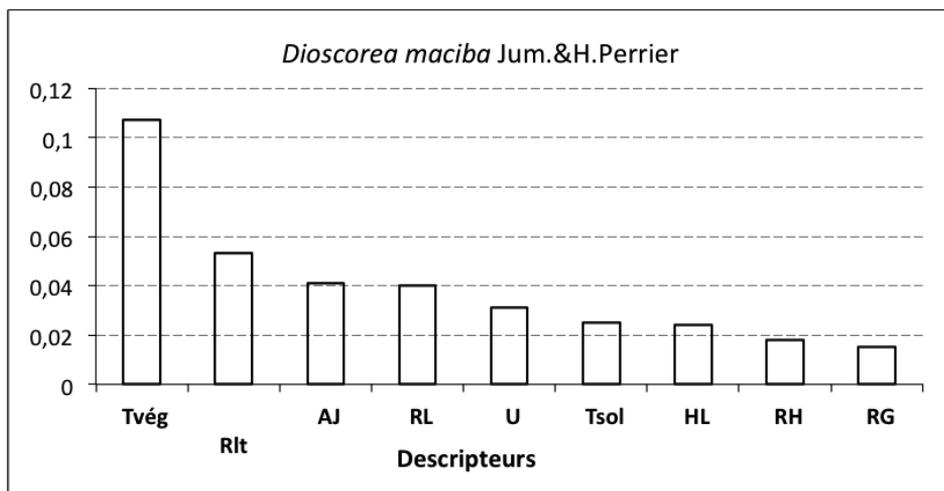


Figure 9 : Activité des descripteurs pour la répartition de *Dioscorea maciba*

(**TSol** : type de sol, **AJ** : âge de la jachère ; **TVég** : types de végétation ; **U** : usage du sol ; **Rlt** : recouvrement des litières ; **RH** : recouvrement des herbacés ; **HL** : hauteur moyenne des ligneux ; **RG** : recouvrement global ; **RL** : recouvrement de ligneux, **IM** : Information mutuelle)

Les profils écologiques de *D. maciba* présenté par la Figure 10 montre qu'il est absent dans les savanes et c'est la forêt sèche qui est sa zone préférentielle (pic observé pour la classe de descripteur « forêt »).

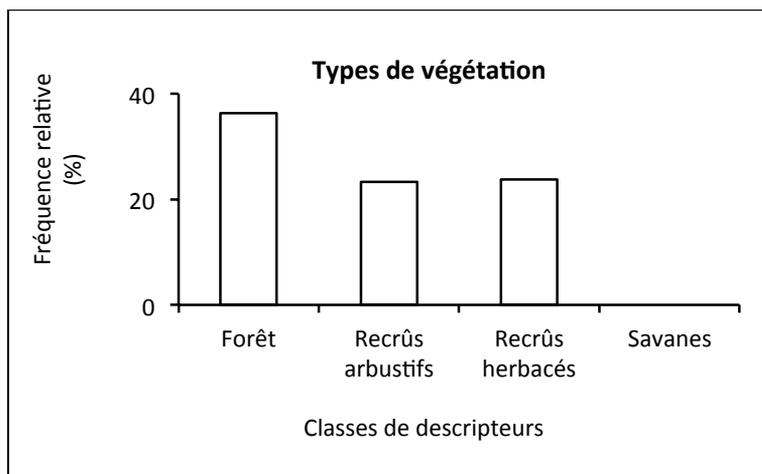


Figure 10 : Profils écologiques des fréquences relatives de *Dioscorea maciba*

- *Dioscorea ovinala* Baker (Angily)

C'est le recouvrement des herbacés (avec une information mutuelle de 2,12) qui est le descripteur efficace pour la répartition de *D. ovinala* et dans une moindre mesure l'importance du pâturage (Figure 11).

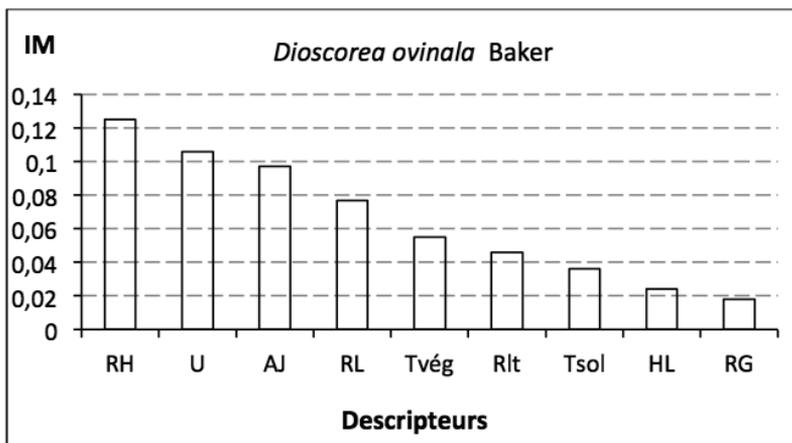


Figure 11 : Activité des descripteurs pour la répartition de *Dioscorea ovinala*

(**TSol** : type de sol **AJ** : âge de la jachère ; **TVég** : type de végétation ; **U** : usage du sol ; **Rlt** : recouvrement des litières ; **RH** : recouvrement des herbacés ; **HL** : hauteur moyenne des ligneux ; **RG** : recouvrement global ; **RL** : recouvrement de ligneux, **IM** : Information mutuelle)

En se référant aux profils écologiques, les formations herbacées dont le pâturage est faible (Figure 12A) avec un recouvrement supérieur à 95 % (Figure 12B) est la localisation préférentielle de *D. ovinala*.

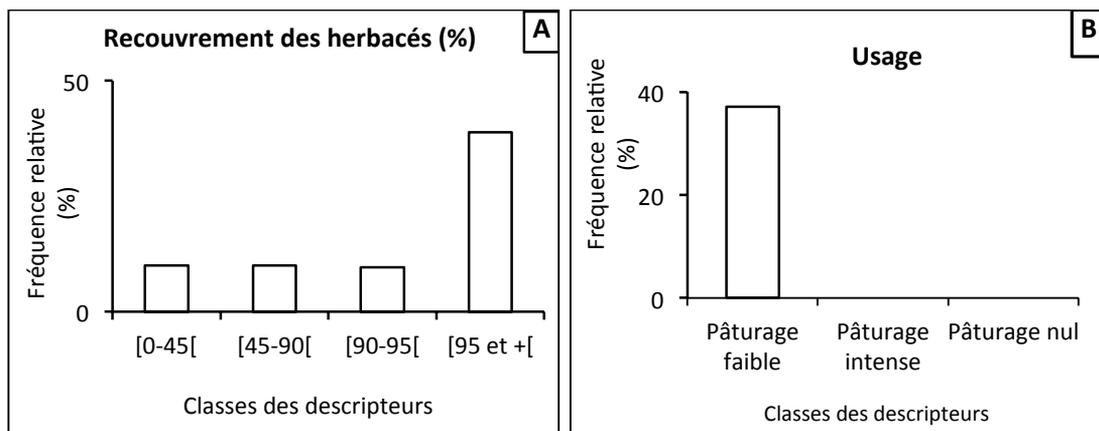


Figure 12 : Profils écologiques des fréquences relatives de *Dioscorea ovinata*

- *Dioscorea soso* Jum. & H. Perrier (Sosa)

Pour *D. soso*, c'est le type de sol qui est le descripteur déterminant de sa répartition avec une information mutuelle élevée par rapport aux autres descripteurs (Figure 13).

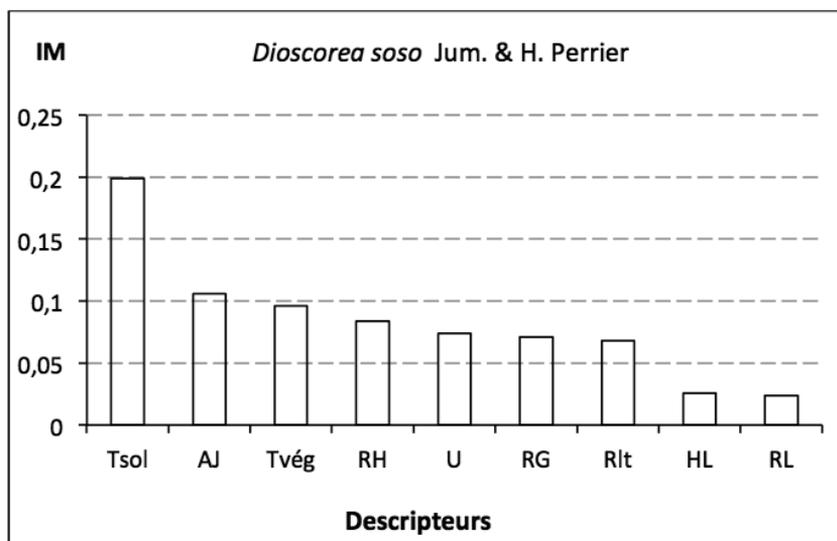


Figure 13 : Activité des descripteurs pour la répartition de *Dioscorea soso*

(**TSol** : type de sol, **AJ** : âge de la jachère ; **TVég** : type de végétation ; **U** : usage du sol ; **Rlt** : recouvrement des litières ; **RH** : recouvrement des herbacés ; **HL** : hauteur moyenne des ligneux ; **RG** : recouvrement global ; **RL** : recouvrement de ligneux, **IM** : Information mutuelle)

D. soso est observé de préférence sur les sols calcaires, avec près de 70 % de fréquence relative pour ce type de sol (Figure 14). L'espèce est absente dans l'ErgII (sable roux clair), tandis que peu d'individus ont été recensés dans le sable roux ou ErgI.

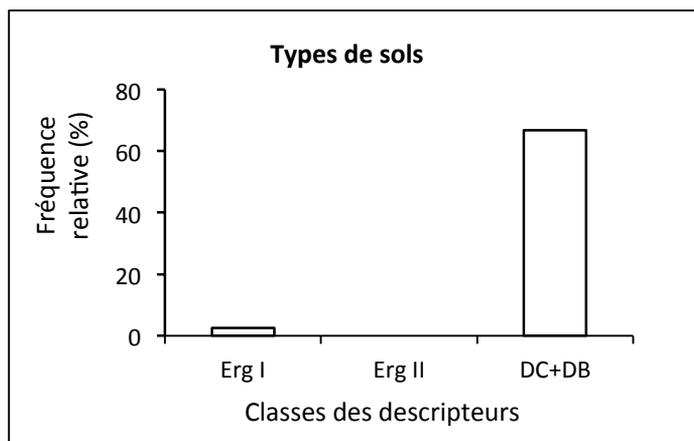


Figure 14 : Profils écologiques des fréquences relatives de *Dioscorea soso* - *Dioscorea sp.* (Balo)

Pour *Dioscorea sp.* ou Balo, sa répartition est déterminée par trois descripteurs, recouvrement global, recouvrement des herbacés et types de végétation (Figure 15).

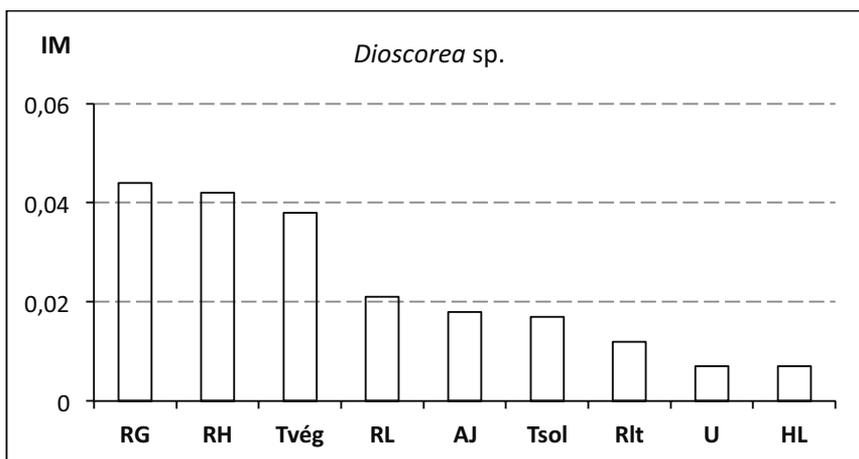


Figure 15 : Activité des descripteurs pour la répartition de *Dioscorea sp.*

(**TSol** : type de sol, **AJ** : âge de la jachère ; **TVég** : type de végétation ; **U** : usage du sol ; **Rlt** : recouvrement des litières ; **RH** : recouvrement des herbacés ; **HL** : hauteur moyenne des ligneux ; **RG** : recouvrement global ; **RL** : recouvrement de ligneux, **IM** : Information mutuelle)

Cette espèce s'observe de préférence dans les savanes dont le recouvrement global et le recouvrement des herbacés sont faibles. Le recouvrement global est inférieur à 80 % (Figure 16A) et le recouvrement des herbacés entre 45 et 90 % (Figure 16B et 16C).

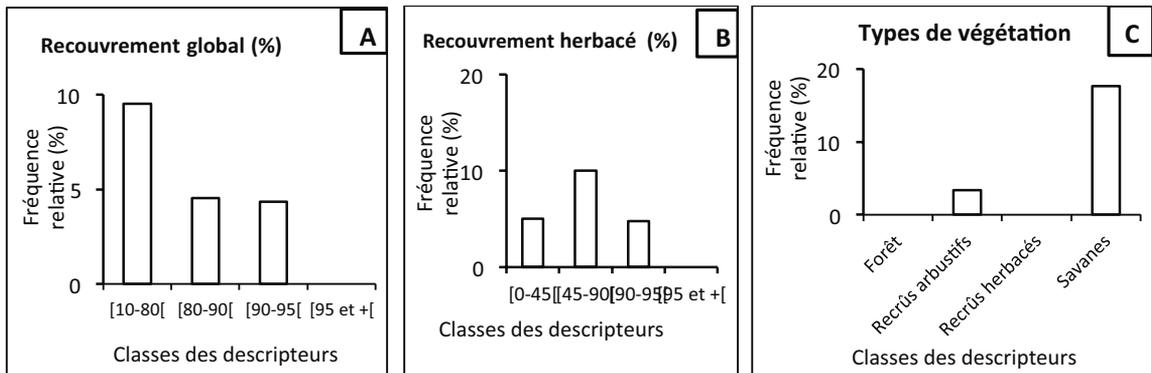


Figure 16 : Profils écologiques des fréquences relatives de *Dioscorea* sp. (Balo)

Discussion

Le but de cette étude a été d'établir les profils écologiques des ignames sauvages (*Dioscorea*) dans une zone limitée mais représentative de la forêt de Mikea et d'identifier les descripteurs efficaces de leur répartition. La flore dans la zone et l'abondance des ignames ont été décrites. Deux méthodes statistiques complémentaires ont été ensuite utilisées pour étudier les affinités d'une espèce vis-à-vis des états d'un descripteur : la méthode globale par l'AFC qui traite l'effet conjoint des espèces-relevées et des états de descripteurs et la méthode analytique basée sur les profils écologiques et sur l'analyse de l'information mutuelle espèce – descripteur.

CORTÈGE FLORISTIQUE

Le cortège floristique est riche de 365 espèces dont les familles les mieux représentées sont les Fabaceae, les Poaceae et les Euphorbiaceae, les Sapindaceae, les Rubiaceae, les Burseraceae. Ces résultats sont similaires à ceux obtenus par des auteurs qui ont travaillé dans la zone d'étude, Razanaka (1995), Rakotojaona (2000), Raherison & Grouzis (2005). Le genre *Commiphora* (Burseraceae) constitue au même titre que le genre *Euphorbia* un taxon caractéristique de la forêt dense sèche du sud-ouest de Madagascar (Razanaka, 1995). L'abondance des Poaceae peut être liée au nombre important de relevés réalisés dans les recrûs. La plupart des graminées sont des espèces pionnières. Ces résultats corroborent les observations de Seddon *et al.* (2000) qui ont décrit la forêt de Mikea comme une formation ayant un fort taux d'endémisme et qui recèle des espèces qui n'existent nulle part ailleurs.

ABONDANCE DES *DIOSCOREA*

Six espèces de *Dioscorea* avec 955 individus ont été recensées. Ces espèces sont analogues à celles recensées par Tostain *et al.* (2009) dans la même zone (région d'Ampasikibo, commune d'Analamisampy). L'abondance des espèces de *Dioscorea* obtenue dans la zone d'étude permet de dire que la plupart d'entre elles ne sont pas encore menacées (*D. maciba*, *D. bemandry*, *D. soso*, *D. ovinala*). Localement, *D. bemarivensis* a été classée dans la catégorie des espèces vulnérables de l'UICN (Tostain *et al.*, 2009) et dans le cadre de cette étude un seul individu a été recensé. Il en est de même pour *Dioscorea* sp. (Balo) classée dans la catégorie LR-nt au niveau régional et au niveau national. Pour faire face à la raréfaction de certaines espèces d'ignames, des essais de domestication ont été tentés (Damson *et al.*, 2009).

RELATIONS VÉGÉTATION - MILIEU

Les types de végétation, l'âge de la jachère et l'usage, constituent les descripteurs descriptifs les plus efficaces de la répartition et du développement des ignames sauvages. Cheban (2006) a rapporté que la population d'ignames est importante dans les jachères qui correspondent aux recrûs de cette étude. Cette répartition pourrait être imputable à la quantité importante de cendre qui augmente la fertilité du sol après le passage du feu dans la plupart des jachères.

Les ignames ont besoin de plantes « tutrices » pour s'accrocher d'où la majorité des espèces observées dans les formations arbustives (recrûs arbustifs et forêt). *Dioscorea sp.* (Balo) est la seule espèce observée dans la végétation herbacée ouverte. Elle est rare dans la zone d'étude mais fréquente plus au Sud sur sable roux.

Les espèces de *Dioscorea* peuvent se rencontrer dans divers types de végétation mais pour chaque espèce il existe une zone privilégiée. Les résultats basés sur l'étude de profils écologiques montrent que certaines espèces telles que *D. soso* et *D. bemandry* sont observées respectivement sur des sols calcaires et des sols sableux. Ces deux espèces figurent même dans les espèces indicatrices dans chaque type de sol. Tostain et al. (2009) ont obtenu les mêmes résultats dans leur étude de la répartition des espèces de *Dioscorea* dans le Sud de Madagascar.

Conclusion

Cette étude a permis d'apporter plus d'informations sur les facteurs du milieu qui régissent la répartition des ignames dans la forêt de Mikea. Elle montre que les types de sol et les types de végétation ainsi que l'âge de la jachère sont les descripteurs les plus efficaces. L'hypothèse émise selon laquelle les facteurs écologiques tels que les types de sol, les types de végétation et le climat avec un gradient Est-ouest dans la zone du sud-ouest de Madagascar seraient déterminants pour la répartition des espèces végétales a été vérifiée. L'étude des profils écologiques a également révélé certaines caractéristiques des espèces de *Dioscorea*. Par exemple, la préférence pour un type de sol particulier a été observée chez *D. soso* qui ne se développe que sur sols calcaires.

Références bibliographiques

Agueguia A., Fontem D.A., Mboua J.C., Mouen M., Ngo Som J., Segnou M, Tchuanyo M., Zok S., 2013 : *Les ignames : la richesse des paysans*. [en ligne] - Disponible sur internet : http://www.fao.org/inpho_archive/content/documents/vlibrary/move_rep/x5695f/x5695f04.htm#P3110_201378.

Andriamampandry H.V., Mariac C., Sire P., Moussa, Tostain S., 2009 : « Mise en évidence d'une structure génétique des ignames sauvages du Sud de Madagascar à l'aide des marqueurs moléculaires AFLP », dans S. Tostain, F. Rejo-Fienena (eds.), *Les ignames malgaches une ressource à préserver et à valoriser*. Actes du colloque international du 29-31 juillet, Toliara, Madagascar : p. 82-90.

Besairie H., 1964 : *Carte géologique au 1/1 000 000^{ème}*.

Bottlikova A., Daget Ph., Drdoš J., Guillerm J.L., Romane F., Ružičková H., 1976 : « Quelques résultats obtenus par l'analyse factorielle et les profils écologiques sur des observations phytoécologiques recueillies dans la vallée de Liptov (Tchécoslovaquie) ». *Vegetatio*, 31(2) : p. 79-91.

Cheban S.A., 2006 : *Valorisation des ignames endémiques du sud-ouest de Madagascar : étude ethnobotanique dans le couloir d'Antseva et dans la forêt Mikea. Essai de culture de quelques espèces*. DEA en Biodiversité et environnement, Université de Toliara (Madagascar), 68 p.

Cheban S.A., Rejo-Fienena F., Tostain S., 2009 : « Étude ethnobotanique des ignames (*Dioscorea* sp.) dans la forêt Mikea et le couloir d'Antseva (sud-ouest de Madagascar) ». *Malagasy Nature*, 2 : p. 111-126.

Daget Ph., Godron M., 1982 : *Analyse de l'écologie des espèces dans les communautés*. Paris : Masson, 163 p.

Dajoz R., 1975 : *Précis d'écologie*. Paris : Gauthier-Villars (Collection d'écologie fondamentale et appliquée), 545 p.

Damson S., Rejo-Fienena F., Tostain S., 2009 : « Etude ethnobotanique des ignames endémiques dans le Bas-Mangoky (sud-ouest de Madagascar) et essai de culture de quelques espèces », dans S. Tostain, F. Rejo-Fienena (eds.), *Les ignames malgaches une ressources à préserver et à valoriser*. Actes du colloque international du 29-31 juillet, Toliara, Madagascar : p. 60-82.

Debussche M., Grandjanny M., Debussche G., Mus M., Torres N., Arguimbau P.F., 1996 : « Ecologie d'une espèce endémique en milieu insulaire : *Cyclamen balearicum* Willk. aux îles Balears ». *Annale Jardin Botanico de Madrid*, 5(11) : p. 31-48.

Godron M., 1968 : « Quelques applications de la notion de fréquence en écologie végétale ». *Oecologica Plantarum*, 3 : p. 185-212.

Godron M., Daget Ph., Emberger L., Le Floc'h E., Poissonet, J., Sauvage Ch., Wacquant J.P., 1968 : *Code pour le relevé méthodique de la végétation. Principes et transcription sur cartes perforées*. Paris : CNRS, 292 p. + 37 figures.

Gounot M., 1969 : *Méthodes d'étude quantitative de la végétation*. Paris : Masson, 314 p.

Guttman L., 1941 : « The quantification of a class attributes a theory and method a scale construction », dans P. Horst (ed.), *The prediction of Personal Adjustment*, New York : Social Science Research Council, p. 319-348.

Humbert H., Cours-Darne G., 1965 : *Notice de la carte de Madagascar. Carte Internationale du Tapis Végétal et des Conditions Ecologiques à 1/1.000.000è Cnrs/Orstom*. Extrait des travaux de la Section Scientifique et Technique de l'Institut Français de Pondichéry n°6, 82 p. + 3 cartes.

Journal officiel de Madagascar, 2007 : Arrêté interministériel n°5569/2007, Gazetim-Panjakan'ny Repoblikan'i Madagasikara, Laharana faha 3103.

Koechlin J., Guillaumet J.L., Morat Ph., 1974 : *Flore et végétation de Madagascar*. Vaduz : J. Cramer, 686 p.

Legendre L., Legendre P., 1984 : *Écologie numérique*. 2^{ème} édition. Paris : Masson, Vol. 2, 335 p.

Leprun J.C., 1998 : *Compte rendu de mission à Tuléar*. Programme GEREM, non publié, 12 p.

Leprun J.-C., Grouzis M., Randriambanona H.A., 2009 : « Post-cropping change and dynamics in soil and vegetation properties after forest clearing: Example of the semi-arid Mikea Region (southwestern Madagascar) ». *C.R. Geoscience*, 341 : p. 526-537.

Mananjo H., Rejo-Fienena F., Tostain S., 2009 : « Les ignames endémiques (*Dioscorea* sp.) de la région d'Ankazoabo et de Sakaraha (sud-ouest de Madagascar) », dans S. Tostain, F. Rejo-Fienena (eds.), *Les ignames malgaches une ressources à préserver et à valoriser*. Actes du colloque international du 29-31 juillet, Toliara, Madagascar : p. 40-58.

- Raherison M.E., Grouzis M., 2005 : « Plant Biomass, Nutrient Concentration and Nutrient Storage in a Tropical Dry Forest in the South-west of Madagascar ». *Vegetatio*, 180(1) : p. 33-45.
- Rakotojaona H.L., 2000 : *Structures et certains aspects du fonctionnement de l'écosystème forestier de Mikea sur Ergl*. DEA en Sciences Biologiques Appliquées, Option Ecologie végétale, Université d'Antananarivo. CNRE-IRD, 77 p.
- Razanaka S., 1995 : *Délimitation des zones de contact des aires semi-aride et subaride de la végétation du sud-ouest de Madagascar*. Thèse de doctorat, Université de Tananarive, Département de Biologie et d'Ecologie Végétales, 266 p.
- Seddon N., Tobias J., Yount J.W., Ramanampamonjy J.R., Butchart S., Randrianizahana H., 2000 : « Conservation issues and priorities in the Mikea Forest of south-west Madagascar ». *Oryx*, 34(4) : p. 287-304.
- Sourdat M., 1972 : *Carte pédologique de Madagascar, Antseva au 1/100 000^{ème}*. Service Cartographique de l'ORSTOM, Centre de Tananarive, 44 p. + annexes + 1 carte.
- Terrin S., 1998 : *Usages alimentaires et technologiques des végétaux spontanés dans la région de la forêt de Mikea*. DESS, Université Paris XII-Val de Marne, CNRE-ORSTOM, 86 p.
- Tostain S., Cheban A.S., Damson S., Mananjo H., Rejo-Fienena F., 2009 : « Les espèces d'ignames (*Dioscorea* sp.) dans le Sud de Madagascar. Inventaires et aires de répartition », dans S. Tostain, F. Rejo-Fienena (eds.), *Les ignames malgaches une ressource à préserver et à valoriser*. Actes du colloque international du 29-31 juillet, Toliara, Madagascar : p. 22-39.

La télédétection pour le suivi de l'environnement en milieu sec

Problems of satellite images interpretation for dry vegetation survey

S. RAKOTONDRAOMPIANA¹
D. HERVÉ²
S. RAZANAKA³
F. RAFAMANTANANTSOA⁴

- (1) Laboratoire de géophysique de l'environnement et télédétection (LGET), Institut & Observatoire de Géophysique d'Antananarivo (IOGA), Université d'Antananarivo, Madagascar
(2) Institut de Recherche pour le Développement (IRD UMR 220), BP 64501, 34394 Montpellier, France
(3) Centre National de Recherche sur l'Environnement (CNRE), BP 1739, Antananarivo 101, Madagascar
(4) Ecole Nationale d'Informatique, Université de Fianarantsoa, BP 1484, Fianarantsoa 301, Madagascar

Résumé

Après un rappel des mécanismes d'acquisition des images d'observation de la terre, on fera un survol des différents types d'images disponibles et accessibles dans notre région, en particulier pour le Sud de Madagascar. On montrera également les différences entre ces images, les données d'interprétation de ces images et la vision des observateurs sur le terrain.

On fera ensuite un tour d'horizon des différents traitements qu'on peut appliquer aux images que ce soient des images radar, optique à haute résolution ou à très haute résolution. Ce qui nous amènera par la suite à discuter des difficultés d'interprétation des images pour différentes occupations du sol en milieu sec.

Mots-clés: satellite, occupation du sol, traitement d'image, radar, optique, forêt sèche

Abstract

After reviewing the mechanisms of acquisition of earth observation images, we will provide an overview of different types of images available and accessible in our region, particularly in the southern of Madagascar. We also show the differences between the images, the interpretation of these images and the vision of the

observers on the ground data. We will then make an overview of the different treatments that can be applied to radar images, high-resolution optical or very high resolution images, which will lead us later to discuss problems of satellite images interpretation in the case of different land uses in dry conditions.

Keywords: satellite, land use, image treatment, radar, optical, dry forest

Introduction

Les images spatiales sont utilisées pour évaluer les diverses occupations du sol et pour suivre leurs évolutions dans le temps et dans l'espace. Les satellites d'observation de la terre sont de plus en plus nombreux et concernent presque tous les domaines de l'observation de la terre. Les mécanismes d'acquisition d'images de télédétection se regroupent en deux grands groupes : les images de type optique et les images radar.

Toutefois, les images à notre disposition ne véhiculent pas toujours les mêmes informations que celles observées *in situ*. Ceci peut amener à des situations où l'écologue, l'agronome (ou le forestier) peut avoir des doutes sur les données satellitaires ou sur ses interprétations. Ce fait est encore plus amplifié quand on travaille en forêt sèche ou épineuse, qui capte les rayons incidents de manière différente à la forêt humide, plus étudiée et donc mieux connue. Il est ainsi essentiel de distinguer les diverses informations véhiculées par chacun des outils à sa disposition afin d'exploiter au mieux la complémentarité entre eux. Nous relaterons ici les leçons tirées de nos expériences lors des traitements des images d'observation de la terre sur des régions sèches du sud-ouest de Madagascar.

Les images de télédétection optique

Le principe physique qui sous-tend la formation des images optiques est la réflexion d'une onde électromagnétique à la surface de la terre. L'onde réfléchie est porteuse d'informations sur la nature de la surface (Figure 1) tout comme un rayon lumineux véhicule de l'information. Ce sont ces informations-là que l'on cherche par la suite à extraire de l'image. C'est le même mécanisme physique que la vision humaine (aux longueurs d'onde près).

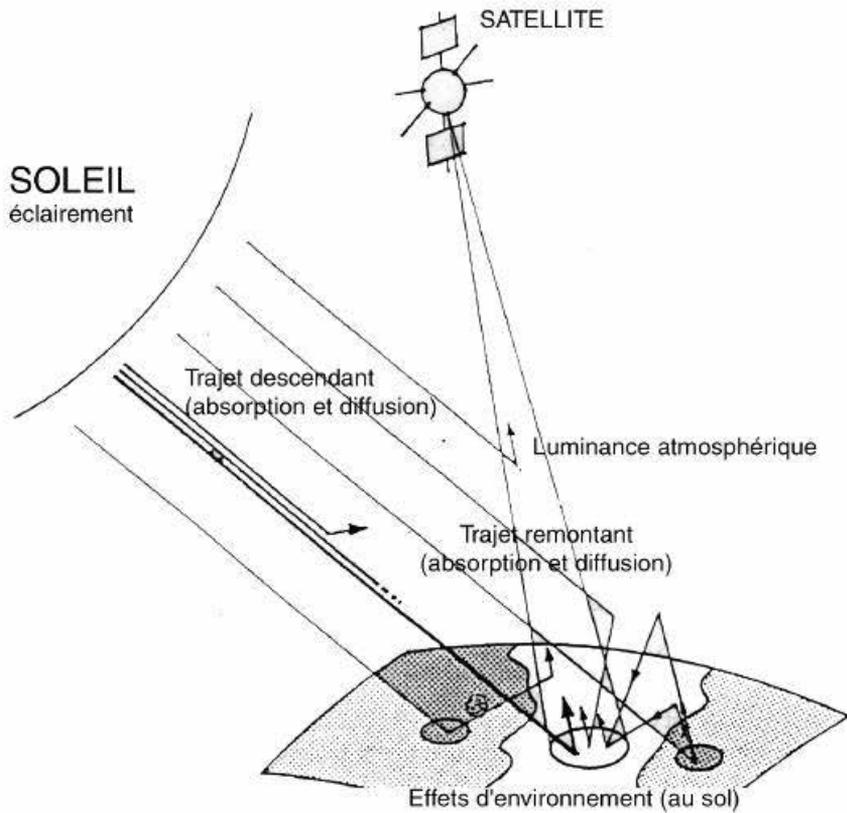


Figure 1 : Marche d'un rayonnement électromagnétique de la source (soleil) aux capteurs (à bord d'un satellite)

Malheureusement, il n'y a pas qu'à la surface de la terre que ce phénomène de réflexion a lieu. Les différentes couches de l'atmosphère, les nuages, les différentes composantes de l'atmosphère (aérosols et autres particules) interagissent avec les rayonnements électromagnétiques et produisent réflexions, diffractions et absorptions de ces rayonnements. Ces phénomènes sont d'intensité différente selon chaque longueur d'onde. L'atmosphère elle-même peut être considérée comme une source d'onde électromagnétique. Ces phénomènes connexes perturbent l'observation et doivent être corrigés au mieux.

Pour un observateur placé à bord d'un satellite, les paramètres importants sont les longueurs d'onde avec lesquelles il regarde la surface d'une part et sa capacité de discrimination d'autre part. En effet, les capteurs utilisés sur les satellites utilisent une gamme de longueurs d'onde plus large que celle utilisée par l'œil humain. D'une manière générale, on utilise en plus de la gamme du visible les rayonnements infrarouges (proches, moyens, lointains ou thermiques). La taille des pixels détermine la capacité du capteur à distinguer les objets à la surface. Les satellites d'observation ont actuellement des pixels qui vont de quelques km (METEOSAT, MSG, NOAA, MODIS...) à quelques mètres (SPOT, PLEIADES, SENTINEL 2...). Bien entendu, les objets vus par chacun de ces satellites sont assez différents. Il en est de même de l'utilisation de ces données. Les études sont spatialement de taille différente.

Les images de télédétection radar

Ce qu'on appelle les ondes radar sont des ondes électromagnétiques ayant une fréquence comprise entre 2 MHz et 100 GHz, soit une longueur d'onde comprise entre 150 m et 3 mm. Cette gamme est subdivisée en sous-bandes dénommées avec des lettres. Les applications du radar sont nombreuses depuis l'invention d'Heinrich Rudolf Hertz en 1884. Pour l'imagerie, les ondes utilisées sont dans les bandes X ($\lambda = 2,4 - 3,75$ cm), C ($\lambda = 3,75 - 7,5$ cm), L ($\lambda = 7,5 - 15$ cm), S ($\lambda = 15 - 30$ cm) ou P (30 - 100 cm).

Les images radar se forment par rétro-propagation des ondes émises depuis le satellite (ou l'avion). Une onde rétro-propagée est la partie de l'onde qui, après interaction avec la surface, revient vers la source. L'émetteur envoie des impulsions latérales vers la surface, un objet à la surface renvoie un écho vers la source, l'analyse de cet écho permet de situer l'objet en question et d'en déduire sa nature (Figure 2).

Le mécanisme de formation d'une image radar est ainsi très différent de celui des images optiques. Un capteur radar peut imaginer la surface de jour comme de nuit puisque la source d'onde est artificielle. Les ondes radar ont également la propriété de traverser les nuages. On peut prendre une image de la surface même en cas de couverture nuageuse. L'image radar est une image dite « tous temps ».

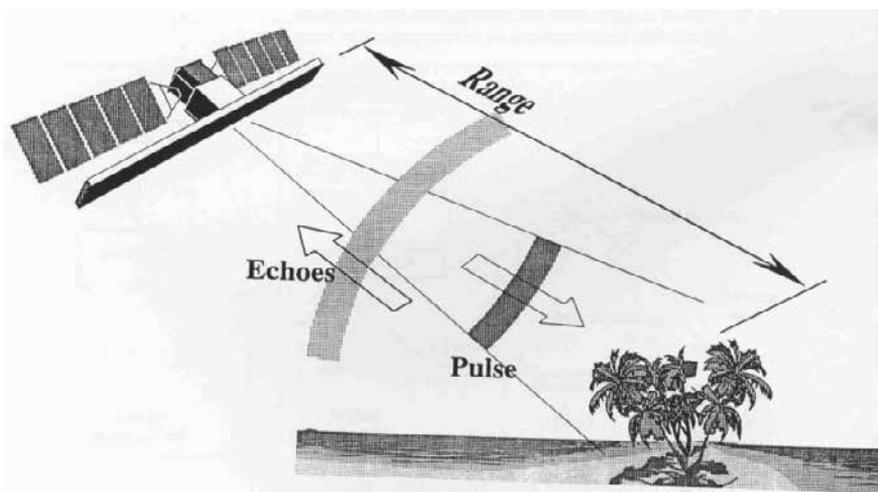


Figure 2 : Principe de la télédétection radar

Mais les images radar telles que décrites ci-dessus ont une résolution spatiale moindre. Afin d'obtenir une résolution spatiale qui permet d'avoir des images utilisables, il faut mettre en œuvre ce que l'on appelle la synthèse d'ouverture. Comme le satellite se déplace pendant qu'il prend l'image, un objet à la surface sera observé plusieurs fois. La synthèse d'ouverture consiste à rassembler les différentes informations sur chaque surface afin de créer une image synthétique plus fine. Tout se passe comme si l'antenne synthétique a une plus grande longueur. D'où l'appellation de « radar à synthèse d'ouverture ».

La réponse radar est influencée par la longueur d'onde, la rugosité de la surface (qui est liée entre autres à la longueur d'onde), l'humidité, l'angle d'incidence et la polarisation de l'onde (HH, VV, HV ou VH). La première lettre indique la polarisation de l'onde émise et la deuxième lettre indique la polarisation mesurée. Plusieurs satellites radar sont actuellement en orbite. Certains sont à simple polarisation tandis que d'autres sont en 'full polarization'. Les gammes d'ondes les plus utilisées en télédétection spatiale radar sont actuellement les bandes X, C, ou L.

Observations spatiales vs. observations in situ

Les satellites observent la surface de la terre d'en haut. Ceux qui étudient les objets à la surface de la terre (écologues, biologistes, géologues, agronomes, géographes, etc.) ne voient ces objets que de près. Quand le satellite voit une tache qui sera considérée comme la réponse d'un objet (par exemple la forêt, depuis la partie supérieure de la canopée), l'observateur terrestre lui verra les feuilles, les branches et les troncs des arbres. L'œil humain ne voit que dans la gamme des ondes visibles ($\lambda = 0,4$ à $0,7 \mu\text{m}$), tandis que les capteurs optiques des satellites peuvent étendre leurs 'regards' vers les infrarouges. Une image spatiale, du fait de la hauteur de vue, couvre une superficie plus grande que celle qu'un observateur sur le terrain peut voir en une seule fois (Photo Y1), ce qui permet d'avoir une vision d'ensemble des phénomènes spatiaux (Figure Y2). Bien évidemment, on perd forcément dans les détails, mais cette échelle d'observation permet d'arriver à une compréhension des mécanismes qui sous-tendent la répartition spatiale des objets. Également à cause cette hauteur de point de vue, une image spatiale distingue mal la hauteur des objets (Photos Y3, Y4).

Cette différence de point de vue, cette différence d'échelle d'observation et cette différence dans les longueurs d'onde utilisées doivent être prises en compte par celui qui traite les images et par celui qui les interprète.

Confusions

Les zones arides sont particulièrement délicates à observer depuis l'espace. En effet, les feuillages des forêts sèches ou épineuses couvrent rarement toute la surface du sol. La canopée n'est pas fermée. Ce qui fait par exemple que les réponses des pixels considérés comme 'Forêt' soient en réalité constituées des réponses des feuilles, de celles des branches, des troncs et surtout de la surface du sol. Ceci rend l'interprétation beaucoup plus difficile que si l'on se trouvait en zone humide où la couverture des feuilles est plus élevée et le pixel moins 'bruité'.

On observe aussi plusieurs confusions dans les réponses des différentes occupations du sol. Par exemple, les réponses sont similaires entre les plantations d'eucalyptus et les forêts denses humides. Par contre, on parvient dans le Parc d'Andringitra à distinguer la forêt humide des couverts denses à *Helicrysum* sp. et *Philippia* sp. (Photo Y5)

Les réponses sont également proches entre les forêts denses sèches (Photo Y4) et les fourrés denses secs (Photo Y3) de la région de Taolagnaro, car ces deux formations diffèrent essentiellement par la taille des éléments qui les composent. Remarquons également un cas très particulier qui est celui des Didieracées. Ces arbres n'ont pratiquement pas de branche. Les feuilles, très ténues, sont directement liées au tronc et laissent la place à des épines au cœur de la saison sèche. On peut observer une véritable formation de Didieracées dans le Sud de Madagascar, mais elle ne sera pas identifiable sur une image. La réponse, très faible, des Didieracées sera cachée par les réponses de la surface du sol ou d'autres plantes au port plus étalé aux alentours.

Certaines savanes du sud-ouest malgache donnent des réponses spectrales très proches de celles des forêts en période de pluie, alors qu'en période sèche elles présentent une confusion avec certains types de fourré. Mais, on peut exploiter justement cet aspect-là pour bien distinguer les réponses entre ces

différents types de végétation en utilisant les deux jeux de données, des images en saison sèche et en saison humide.

Evaluation de l'état de dégradation d'une formation végétale

La dégradation de la forêt est un cas qui présente un intérêt de plus en plus grand depuis l'avènement du programme de réduction des émissions dues à la déforestation et à la dégradation des forêts (REDD). En effet, il devient nécessaire de pouvoir cartographier avec précision ces dégradations afin d'en déduire la quantité de carbone contenue dans ces formations. La dégradation peut être identifiée sur une image, surtout en zone humide. Mais cette identification est seulement qualitative si l'on n'utilise que les bandes spectrales et les indices habituels tels que les différents indices de végétation. Souza *et al.* (2002) et Souza (2005) ont proposé des méthodes pour quantifier la dégradation des forêts humides avec des exemples en Amazonie brésilienne entre autres.

Il est nécessaire d'approfondir les études sur les facteurs à l'origine de la dégradation des forêts, mais on peut citer *a priori* la coupe pour la fabrication de charbon de bois, le pâturage et la recherche de nouvelles terres agricoles. La différenciation des réponses spectrales entre ces différentes formes de dégradation constitue un défi majeur pour les spécialistes de la télédétection en région sèche. La dégradation, le plus souvent, se transforme assez rapidement en déforestation, il est essentiel de connaître le mécanisme faisant passer de l'une à l'autre afin de trouver les moyens de l'arrêter.

Conclusion

La complémentarité des données Google Earth dans l'interprétation et la classification des images spatiales est un point à éclaircir. Ces données Google Earth sont disponibles en mode très haute résolution (pixel de taille métrique) et gratuites mais simplement en couleurs naturelles. Elles ont aussi maintenant l'avantage non négligeable d'être multi-temporelles. Et le plus souvent même, on dispose de données très récentes. Par contre, l'utilisateur ne maîtrise pas les dates d'acquisition des images, ni les capteurs disponibles, ni les couvertures nuageuses au jour et heure de la prise de vue. Les images ne sont données qu'en couleurs naturelles et elles restent des images spatiales, c'est-à-dire des images verticales prises à une altitude de plusieurs centaines de kilomètres de la surface. Elles ont donc les mêmes inconvénients que les autres images spatiales. Entre autres choses, elles ne peuvent pas renseigner directement sur la structure verticale des forêts.

Il est important que la recherche sur le traitement des images spatiales approfondisse la quantification de la dégradation des forêts et en particulier des forêts sèches. Mais cette quantification doit être exprimée en des termes analogues ou au moins proches de ceux utilisés en foresterie. Les apports des images radar polarimétriques sont à exploiter. Quelles sont les réponses des forêts sèches vis-à-vis des rayonnements laser utilisés en télédétection lidar ? Ce sont autant de questions qui restent à résoudre.

Références bibliographiques

Rakotovo L. J., 2010 : *Téledétection à THR pour l'évaluation du carbone forestier en milieu tropical semi-aride. Application à un projet pilote REDD+, régions de l'Anosy et de l'Androy, Madagascar*. Mémoire DEA, faculté des sciences, Université d'Antananarivo. 97 p.

Souza C., 2005 : *Mapping and spatiotemporal characterization od degraded forests in Brazilian Amazon through remote sensing*. PhD Thesis, Univ California Santa Barbara.

Souza C., 2006 : « Mapping land use of tropical regions from space ». *PNAS*, vol. 103, 39, pp. 14261–14262.

Souza C., Firestone L., Silva L. M., Roberts D., 2003 : « Mapping forest degradation in the Eastern Amazon from SPOT 4 through spectral mixture models ». *Remote Sensing of Environment* 87, pp. 494–506.

.

Résilience et viabilité, deux concepts clés pour la conservation et le développement

Resilience and sustainability, two key concepts for conservation and development

S. RAZANAKA¹

D. HERVÉ²

S. RAKOTONDRAOMPIANA³

F. RAFAMANTANANTSOA⁴

(1) Centre National de Recherche sur l'Environnement (CNRE), BP 1739, Antananarivo 101, Madagascar

(2) Institut de Recherche pour le Développement (IRD, UMR 220 GRED), BP 64501, 34394 Montpellier, France

(3) Laboratoire de Géophysique de l'Environnement et Télédétection. Institut & Observatoire de Géophysique d'Antananarivo (IOGA), Université d'Antananarivo. Antananarivo (Madagascar)

(4) Ecole Nationale d'Informatique, Université de Fianarantsoa, BP 1484, Fianarantsoa 301, Madagascar

Résumé

Les forêts tropicales et plus particulièrement celle de Madagascar, continuent inexorablement à disparaître au fil des années. Pour cette dernière, la diminution est évaluée à 0,8% de la surface forestière, pour la période 1990-2000, et 4% pour 2000-2005.

Il est indéniable de constater que cette disparition des espaces forestiers reste, la plupart des temps, la base du développement économique local, sinon de la survie des populations riveraines de ces massifs forestiers. Les mesures de protection et de conservation des espaces forestiers définies dans la politique et la stratégie nationale, se heurtent de fait à des problèmes pratiques énormes, la circonspection, voire le refus des acteurs locaux d'intégrer volontairement le système de production proposé.

Deux concepts clés, la résilience d'une côté et la viabilité de l'autre, permettent de mieux comprendre cette contradiction entre les mesures proposées par l'Etat et les réactions des acteurs locaux, et de proposer une nouvelle démarche pour réconcilier l'homme avec la nature. D'une part, la résilience détermine le mécanisme de fonctionnement naturel des écosystèmes, plus précisément la capacité d'un écosystème, d'un habitat, d'une population ou d'une espèce à retrouver son fonctionnement et son développement normal après avoir subi une perturbation importante. D'autre part, la viabilité met en exergue le processus économique et politique de contrôle des trajectoires conjointes des

ressources naturelles et de la satisfaction des besoins de la population locale, entre autre, en respectant l'équité intergénérationnelle (éviter qu'une génération soit moins favorisée que la précédente).

Les résultats obtenus dans le cadre du Projet FPPSM à travers deux des zones d'étude, le corridor forestier Ranomafana-Andringitra et la forêt de Mikea, démontrent la pertinence de la considération simultanée des ces deux concepts dans la stratégie de conservation des espaces forestiers à Madagascar et du développement de la population locale.

Mots-clés : conservation, développement, écosystèmes, équité intergénérationnelle, perturbation, résilience, ressources naturelles, viabilité

Abstract

Tropical forests, particularly those of Madagascar, inexorably continued to disappear over the years. In Madagascar, this reduction is estimated at 0.8% of the forest area for the period 1990-2000, and 4% for the period 2000-2005.

It is undeniable clear that the disappearance of forest remains, for the most part, the basis of local economic development, otherwise the survival of local populations of these forests. The protection and conservation of forests, as defined in national policy and strategy, faces enormous practical problems, circumspection, even refusal of local actors to adopting the proposed production systems.

Two key concepts, resilience on one hand and sustainability on the other, allow to better understand this contradiction between the measures proposed by the state and the reactions of local actors, and propose a new approach to reconcile man with nature. On the one hand, resilience determines the mechanism of natural ecosystem functioning, specifically the ability of an ecosystem, habitat, population or species, to go on functioning and normally develop after undergoing a significant disruption. On the other hand, sustainability highlights the economic and political process of integrating the needs of the local population for natural resources, among others, respecting intergenerational equity (avoid future generation less favored than the previous one).

The results obtained in the FPPSM Project framework through two of the studied areas, Ranomafana-Andringitra rainforest and Mikea dry forest, demonstrate the relevance of the simultaneous consideration of these two concepts in the strategy of conservation of forests and development of the local population in Madagascar.

Keywords: conservation, development, ecosystem, intergenerational equity, disruption of ecosystem, resilience, natural resources, sustainability

Introduction

Rappelons tout d'abord le contexte, l'utilisation de chacun de ces deux concepts ayant trouvé son origine dans des programmes antérieurs au projet FPPSM, mais conduits également dans la région de Fianarantsoa, les programmes GEREM et MEM d'une part, le projet ANR DEDUCTION d'autre part.

L'un des postulats à l'origine du programme GEREM-Fianarantsoa était que la forêt ombrophile d'altitude était plus résiliente (Photo Z3 du Carnet central) que la forêt sèche du sud-ouest (Photo Z4 du Carnet central) dont il a été démontré qu'elle était très peu résiliente et avec une tendance à la savanisation. L'étude de la régénération a focalisé les chercheurs autant sinon plus que la mesure de la déforestation, à travers le rôle des espèces

pionnières ou celui de la banque de graines dans les successions post-culturelles. Le schéma de transition entre six états d'occupation du sol, élaboré au cours du programme MEM qui a suivi le GEREM, expliquait par ailleurs comment une régénération pouvait ou non avoir lieu depuis des états de Non forêt. La référence au concept de résilience était alors portée par des écologues.

Un des objectifs du projet DEDUCTION était de revisiter le concept de développement durable, par analogie avec le concept de résilience, en appliquant la théorie de la viabilité. Le passage de la résilience à la viabilité a été initié par l'étude de la restauration, dont il était possible d'évaluer un coût. L'intention était d'appliquer à Madagascar cette approche théorique, mais dans le domaine de l'agronomie et l'écologie, et sous deux contraintes, le maintien de la biodiversité et le développement durable.

L'idée, dans ce projet DEDUCTION, était de comparer deux modalités d'exploitation des écosystèmes forestiers, une « simple » et une « complexe » : (1) la sylviculture de peuplements homogènes de pins maritimes dans le sud-ouest de la France (INRA Bordeaux) et, pour anticiper les effets d'une augmentation de température et de la fréquence des vents violents, le passage à une sylviculture de peuplements hétérogènes à deux espèces, pin et eucalyptus ; (2) l'exploitation agricole par abattis-brûlis d'une forêt tropicale humide d'altitude à Madagascar (IRD-Université de Fianarantsoa), beaucoup plus complexe qu'un peuplement monospécifique, mais surtout résiliente, c'est-à-dire avec une possibilité de se régénérer, aboutissant à une mosaïque forêt-agriculture dont on pourrait évaluer la stabilité.

Pour intervenir sur les écosystèmes, en réponse aux injonctions environnementales, on peut attendre que le mal soit fait, puis réparer ou tenter de réparer les dégâts, par une ingénierie écologique qui mobilise la biologie de la conservation et l'écologie de la restauration. On peut également tenter de les prévenir. Il s'agit alors de relier la dynamique de l'occupation du sol aux pratiques des agriculteurs, pour savoir comment agir sur des états d'occupation du sol par des incitations touchant les familles d'agriculteurs (Photos Z5 et Z6 du Carnet central). Les sciences sociales se trouvent donc convoquées, nous verrons que ce sera essentiellement à travers l'économie.

L'équipe était constituée de mathématiciens théoriques (CNRS et CREA, Paris), de mathématiciens et d'informaticiens appliqués (LISC, Clermont-Ferrand) et de thématiciens, écologues, forestiers et agronomes sur 2 chantiers : les plantations mono-spécifiques de pin maritime (INRA Bordeaux et AMAP Montpellier) et la forêt tropicale humide du corridor forestier de Fianarantsoa (programme MEM, IRD-Univ. Fianarantsoa, Madagascar). Ce dernier chantier associait des écologues de l'Université d'Antananarivo et des mathématiciens et informaticiens appliqués de l'Université de Fianarantsoa.

Cet article propose un bilan d'étape de cette réflexion commune entre écologues, économistes et mathématiciens sur la dialectique conservation – développement.

Définitions et théorie

RESILIENCE

La résilience se définit de deux manières :

- La **résilience au sens de l'ingénierie** est le temps nécessaire au système soumis aux perturbations pour qu'il reprenne son état antérieur une fois les perturbations arrêtées (Holling, 1996). La question est de savoir si le système revient à l'équilibre et si c'est le cas, avec quelle vitesse ? On parlera de constance, de résistance, d'élasticité.
- La **résilience écologique** est la capacité d'un écosystème, habitat, d'une population ou d'une espèce à retrouver son fonctionnement et son développement normal après avoir subi une perturbation profonde ou importante (Holling, 1973 ; Gunderson, 2000). On parlera plus de persistance, de domaine

d'attraction (*domaine of attraction*) et de changements de régime (*regime shifts*), lorsque les conditions environnementales changent trop et que l'écosystème passe soudain à un autre régime qui ne fournit plus les services écosystémiques antérieurs.

Divers facteurs ou paramètres ont été utilisés à l'origine pour évaluer la résilience.

- Une perturbation, tout évènement discret dans le temps et dans l'espace provoquant une réduction de biomasse ou une mortalité des entités fondamentales du système.
- Si l'intensité des perturbations affectant l'écosystème dépasse un certain **seuil**, l'ensemble des facteurs et des processus contrôlant son intégrité et son fonctionnement peuvent être altérés de façon significative, la régénération spontanée de l'écosystème devient difficile voire impossible.
- La répétitivité de la perturbation peut rendre plus difficile la récupération du système, d'autant plus que sa fréquence est élevée.
- Assurer ou rétablir la résilience peut nécessiter un soutien extérieur. Une des voies explorées par les écologues est la « restauration », qui a même donné lieu à une branche de l'écologie, « l'écologie de la restauration ».

La figure 1 exposée par Kahn en 1982 est tout à fait didactique pour des écologues et elle nous introduit au concept de résilience, même si on ne parlerait plus à l'heure actuelle de climax dans les mêmes termes.

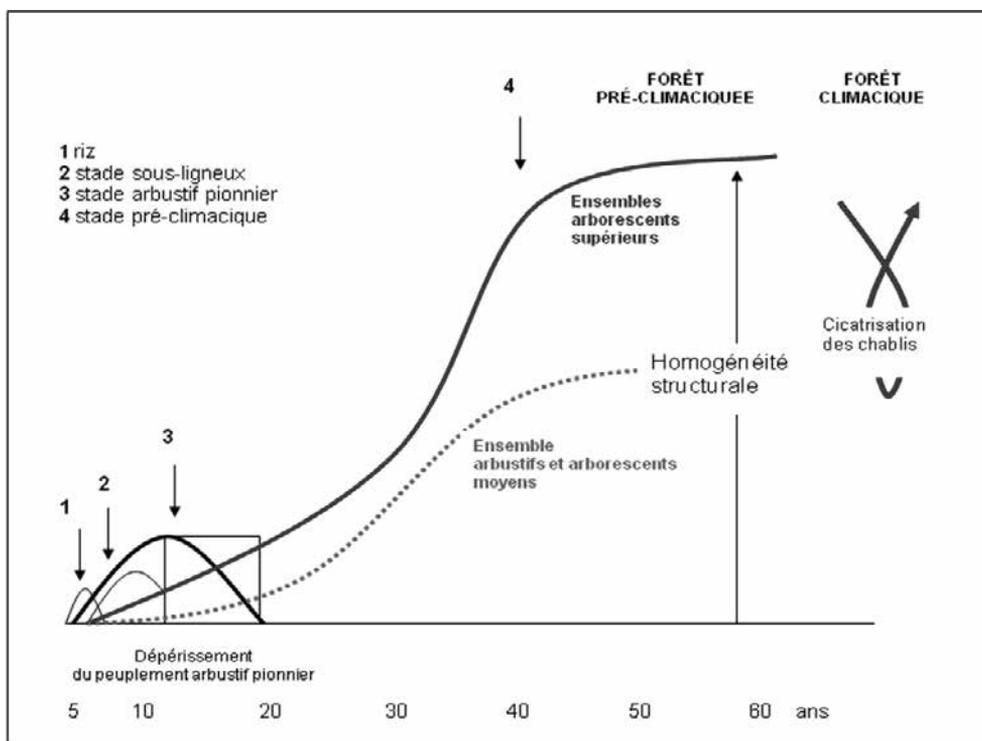


Figure 1 : Reconstitution de la forêt humide (Kahn, 1982)

Hervé et Rivière (2014), en rendant compte du colloque Résilience 2014 à Montpellier, rappellent la définition de la résilience adoptée par le réseau Resilience Alliance : « Resilience is the capacity of a system to absorb disturbance and reorganize while undergoing change so as to still retain essentially the same function, structure, identity and feedbacks » (Walker et al., 2004).

Une approche indirecte de la résilience est proposée par Martin et al. (2011 : p. 35), par la restauration: « ... the original meaning of resilience which is to keep or restore a desired property of the system » (Holling, 1973).

Il reste en effet difficile de quantifier la résilience écologique et d'identifier les mécanismes sous-jacents à la résilience écologique. Par exemple, il est assez difficile de mesurer la perte de biodiversité d'un écosystème par la caractérisation des états « dégradés » de cet écosystème, ainsi que d'isoler les processus en jeu. On est souvent réduit à lister des espèces disparues mais un écosystème n'est pas qu'une somme de populations d'espèces. Par contre les processus actifs de récupération regroupés sous le terme de « restauration » sont des interventions sur l'écosystème, donc connues, que l'on peut mesurer et chiffrer. C'est l'option choisie par Martin (2004) à propos de l'eutrophisation des lacs : traiter la résilience par le biais de la restauration, ce qui permet de calculer le coût économique de la restauration.

Dans l'étude de l'abattis-brûlis, la dynamique des deux états d'occupation du sol, forêt et non forêt, est essentielle. Le passage de forêt à non-forêt est qualifié de « perturbation », le passage de non-forêt à forêt est qualifié de « régénération ». Par son impact sur la fertilité du sol, la durée de la mise en culture influe sur les conditions de cette régénération. Le concept de résilience écologique s'applique aux deux compartiments du système, le sol et la forêt, la reconstitution de la fertilité du sol et la résilience de la forêt. Ce sont, dans chaque cas, des tendances lourdes qui s'expriment :

- la forêt ombrophile, dite forêt humide, est résiliente. En absence de toute action humaine après l'abandon cultural (feu, pâturage, nouvelle mise en culture), la forêt se reconstitue (Photo Z3);
- la fertilité du sol est résiliente ; elle se reconstitue si le sol est laissé en jachère et n'est pas cultivé pendant un certain temps.

Des actions de restauration vont, dans le premier cas, aider à conserver la forêt et stimuler sa régénération, dans le second cas aider à récupérer la fertilité du sol. La conservation des forêts et le maintien ou l'entretien de la fertilité du sol sont les deux facettes d'une gestion durable des agro-éco-systèmes.

Un autre exemple est celui de l'érosion. Le coût des services écosystémiques est évalué par les dégâts d'érosion en aval sur l'ensablement des rizières et le travail nécessaire à leur déblaiement. Le coût d'une prévention par maintien ou extension de la forêt en amont devrait rester inférieur au coût de réparation du désastre. Ce sont des questions qui intéressent également le secteur de l'assurance.

C'est le problème plus général de services rendus en aval d'un bassin versant, mais qui sont conditionnés par l'état de la ressource en amont. Les bénéficiaires payent en aval pour les services rendus mais, qui paye l'entretien ou les travaux d'aménagements en amont ?

VIABILITE

Théorie

Le principe de la viabilité est l'étude de systèmes dynamiques contrôlés soumis à un ensemble de contraintes.

La théorie de la viabilité permet de se référer à un principe d'inertie selon lequel, si un système a fonctionné longtemps sans intervention de régulation, il prend l'habitude de ne rien changer sauf lorsqu'il s'approche d'une zone dangereuse (contrôle par impulsion, réaction rapide à la perception d'un risque). Au lieu de recommander une solution optimisée rarement atteignable, on se donne la possibilité d'alerter lorsque la trajectoire sort du noyau de viabilité. L'objectif de la théorie de la viabilité est de prendre en compte les contraintes pesant sur les variables d'état, de contrôle, de régulation, d'estimer le temps de crise, d'étudier la robustesse des modes de régulation et de commande des systèmes qui s'avèrent valides dans le pire des cas. On peut déterminer et classer les situations dans lesquelles le système est en danger en calculant le temps minimum de crise et comprendre par là même les causes qui génèrent ces situations de manière à les résoudre.

En ce qui concerne la gestion des ressources naturelles, la théorie de la viabilité a été appliquée en halieutique sur des populations de poissons (Mullon *et al.*, 2004), en zootechnie sur des tailles et compositions de troupeaux

de ruminants (Tichit *et al.*, 2004), en écologie sur des peuplements d'arbres (Béné & Doyen, 2008). Bonneuil (2003) a cherché à l'appliquer à des écosystèmes et plus seulement à des populations. Rappaport *et al.* (2006), Aubin & Saint-Pierre (2007), Martinet & Doyen (2007), De Lara & Doyen (2008) ont étendu son application à la gestion des ressources naturelles.

Le concept central est celui de **noyau de viabilité**, ensemble regroupant tous les **états initiaux** à partir desquels il existe au moins **une évolution** restant dans **l'ensemble de contraintes**.

La théorie de la viabilité [Aubin, 1991] considère un système dynamique défini par son état $\vec{x}(t) \in X \subset \mathbb{R}^N$ et suppose que son évolution peut être influencée par un contrôle $\vec{u}(t)$:

$$\begin{cases} \vec{x}'(t) = f(\vec{x}(t), \vec{u}(t)) \\ \vec{u}(t) \in U(\vec{x}(t)) \end{cases} \quad (1.1)$$

L'ensemble des contrôles admissibles peut dépendre de l'état du système, $\vec{u}(t)$ est choisi dans un sous-ensemble $U(\vec{x}(t)) \subset \mathbb{R}^q$ qui dépend de l'état du système au temps t .

De tout point initial, il peut exister plusieurs évolutions possibles suivant les différentes valeurs des contrôles choisies au cours du temps $t \rightarrow u(t)$. [Aubin, 1991] a défini la notion d'état viable :

Définition 1.1 *Un état initial $\vec{x}(0)$ pour lequel il existe au moins une évolution $\vec{x}(t)$, satisfaisant le système 1.1 avec $\vec{x}(0) = \vec{x}_0$, qui reste dans un ensemble de contraintes $K \subset \mathbb{R}^N$ indéfiniment est un état viable et $\vec{x}(t)$ est appelée évolution viable.*

DEVELOPPEMENT DURABLE, RESILIENCE ET VIABILITE

Durand *et al.* (2012) relie la viabilité au développement durable. Le développement durable est une nouvelle conception de l'intérêt public, appliquée à la croissance économique. Mais le développement durable, défini à l'origine comme un mode de développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures à répondre aux leurs, souffre aujourd'hui des limites de cette définition.

La théorie de la viabilité permet d'intégrer les principales caractéristiques d'un développement durable :

- l'approche multi-objectifs,
- la prise en compte d'un horizon temporel infini,
- la possibilité de déterminer plusieurs politiques d'actions viables (Bernard & Martin, 2012)
- et le respect de l'équité intergénérationnelle.

L'enjeu est alors de déterminer **des politiques d'actions** permettant de satisfaire **un double objectif** : la conservation des ressources naturelles et la satisfaction des besoins de la population locale. On évite ainsi qu'une génération soit moins favorisée que la précédente, c'est le principe de l'équité intergénérationnelle, qui constitue une caractéristique importante d'un développement durable.

Le critère environnemental est de conserver des ressources naturelles exploitées selon un rythme à définir et à respecter. Le cadre théorique de la viabilité nous paraît particulièrement bien adapté à la problématique de gestion dans le domaine de l'environnement.

- ❑ Premièrement, il permet de se concentrer sur **la définition des contraintes**, et sur la définition des états désirables.
- ❑ Deuxièmement, la théorie de la viabilité **propose des politiques d'actions possibles**, à partir desquelles on peut définir des stratégies flexibles pour la gestion environnementale.

La figure Z1 montre que l'on ne peut pas isoler le domaine écologique du domaine économique et social. Les notions de résilience et de viabilité sont des parties intégrantes du développement durable. Ainsi le viable se définit entre l'écologie et l'économie, le vivable par l'adaptation des socio-éco systèmes et l'équitable comme répartition entre les acteurs, actuelle et future, en respectant une équité intergénérationnelle. Cette transmission aux générations futures introduit la notion de patrimoine.

- La préservation de la valeur des patrimoines hérités des générations antérieures, en adoptant un mode de gestion appropriée, c'est l'idée de gérer un capital acquis « en bon chef de famille » ;
- La durabilité de la gestion des patrimoines ou des ressources naturelles existantes ;
- La capacité à léguer les patrimoines existants aux générations futures sans détériorations ;
- La durabilité oblige à considérer la conservation comme une conséquence et non comme un objectif en soit.

Deffuant & Gilbert (2011) ont expliqué comment ils relient les deux concepts de résilience et viabilité. La définition de base de la viabilité est une généralisation de ce qu'on a appelé ingénierie, la définition de la résilience par l'ingénierie, car le retour à l'équilibre peut alors se calculer. Holling & Gunderson (2002) définissent ce retour à l'équilibre comme: « Rate and speed of return to preexisting conditions after disturbance ». Rougé (2013) dans sa thèse relie résilience et vulnérabilité dans le cadre de la théorie de la viabilité.

Dans le domaine de la conservation, ces deux concepts de résilience et de viabilité sont également liés : on ne peut pas traiter de la conservation des forêts sans aborder en même temps les conditions de vie de la population riveraine de ces forêts. L'idée d'une forêt vide d'hommes est dépassée. C'est pourquoi les deux concepts de résilience et viabilité sont proposés comme deux facettes de la conservation.

Nous proposons de confronter des modèles de viabilité, à l'échelle de la famille élargie, et des modèles de transitions, à l'échelle du paysage. Dans ce bilan, les premiers résultats sont présentés sous la forme d'équations de viabilité et de schémas de transition.

Résultats

EN FORETS HUMIDES

Equation du revenu familial en lisière de forêt humide

Les publications de Dominique Hervé (Hervé *et al.*, 2009 ; Hervé, 2012) et la thèse de Claire Bernard (Bernard, 2009, 2011) ont fourni les matériaux pour la construction de l'équation de viabilité en forêt ombrophile.

Dans les forêts humides de Fianarantsoa, on assume que le moteur de l'accumulation est l'aménagement des bas-fonds en rizières, et c'est ce qui dirige la déforestation par abattis-brûlis, tout en étant la seule défriche encore permise en forêt. La déforestation sera donc évaluée, non seulement par la réduction de la surface forestière, mais aussi, indirectement, par l'aménagement des bas-fonds en rizières, en repérant les situations de saturation des bas-fonds et les surfaces restant encore à aménager. Cependant, la régénération n'apparaît pas dans l'équation car on en reste à un bilan global des surfaces exploitées, donc défrichées et aménagées.

Trois (3) variables dynamiques :

- (1) S surface aménagée, l'aménagement comprenant à la fois la défriche sur versants et la transformation des bas-fonds en rizières : $F_0(1900) - s(t) = F(t)$ forêt restante au temps t depuis un état initial en 1900 ;
- (2) N population ;
- (3) K capital commun.

Quatre (4) variables de contrôle :

- (1) L'effort d'aménagement $\delta(t)$, en culture manuelle (avec la bêche ou angady), est limité par la capacité de travail individuelle des habitants : $\delta(t), \delta(t) < N(t) < \delta_{\max}$
- (2) La proportion des jeunes hommes en âge de travailler qui migrent en dehors du corridor $v(t)$ varie entre 0 et 1 : $0 < v(t) < 1$
- (3) L'accroissement de population $r(t)$ est borné : $r(t), R_{\min} < r(t) < R_{\max}$
- (4) Le transfert monétaire $\tau(t)$, en provenance de l'Etat ou d'une ONG, est compris dans une fourchette : $\tau(t), 0 < \tau < \tau_{\max}$.

$N'(t) = r(t) N(t) - v(t) N(t)$ / L'accroissement de population est l'accroissement naturel diminué des migrants qui sont partis

- $c N(t)$ / La consommation par personne et par an est considérée comme une constante.
- $\beta s(t) d(t)$ / Le coût d'aménagement par hectare d'une surface de bas-fond aménageable en rizière ou d'une surface en forêt défrichée pour la culture.

+ $\mu \min(s(t), \gamma (1-v(t)) N(t))$ / La production dépend de la surface cultivée avec un rendement μ , considéré comme constant, sur la surface aménagée, ou la partie de cette surface que la population restante après migration peut aménager. γ est la surface maximum cultivable par homme et par an.

+ $w v(t) N(t)$ / Les revenus annuels provenant des migrants sont versés dans le capital commun de la famille élargie que dirige le plus ancien.

+ $\tau(t)$ / Transfert monétaire annuel, provenant de l'Etat ou des ONGs, et versé dans le capital commun.

On obtient donc finalement l'équation suivante du revenu familial : (1)

$$K'(t) = -c N(t) - \beta s(t) d(t) + \mu \min(s(t), \gamma (1-v(t)) N(t)) + w v(t) N(t) + \tau(t) \quad (1)$$

Avec les deux contraintes suivantes :

- (1) La surface aménagée maximale représente la différence entre la surface de la forêt originelle F_0 et la surface minimale de la forêt que l'on décide de préserver.
 $S_{\max} = F_0 - F_{\min}$
- (2) Le capital accumulé par une famille se transmet aux descendants comme ce que leur ont transmis leurs ancêtres. L'objectif est de maintenir le capital par tête K/N , c'est-à-dire que chacun ne reçoive pas moins à chaque génération.
 $K \text{ courant} > K_{\min} \text{ et } K/N > 0$

Un commentaire sur cette équation de viabilité. Brooks *et al.* (2009) montrent bien que la migration peut être dans les deux sens ; pas toujours en départs, mais aussi en flux entrants. C'est la question que nous nous sommes posés pour le corridor COFAV, quels sont les flux migratoires entrants, internes (Betsileo – Tanala) et sortants ?

Transitions en forêts humides (Figure H1).

Les transitions en forêt humide se jouent essentiellement entre les trois états : forêt – culture – jachère mais, à termes, les surfaces boisées peuvent constituer une alternative de défrichement et mise en culture. On constate qu'il ne reste déjà plus beaucoup de plantations de pin. Si l'on accepte des sols de moindre fertilité, le labour des surfaces en herbe constitue une autre alternative à la défriche de la forêt. Le rendement espéré est cependant encore moins élevé qu'après un précédent ligneux arboré ou arbustif.

La place du compartiment « Plantation » dans le modèle de transition permet de raisonner l'évolution possible des plantations de canne à sucre si le marché légal d'alcool de canne à sucre se légalisait pour une utilisation comme carburant.

De même, la transition Herbe -> Boisement a été observée dans le passé, au cours des grandes plantations coloniales puis durant l'indépendance. Mais cette transition serait-elle envisageable dans l'avenir proche, à une échelle tout aussi massive ? Parallèlement, ces boisements sont également menacés par l'abattis-brûlis, après les interdictions de défricher la forêt mature.

Quelle surface en herbe peut-on attendre dans le futur selon les recrûs en herbe qui proviennent de cycles culturaux répétés et selon les remises en culture éventuelles, par un labour, de ces recrûs herbacés ? Cette surface en herbe risque de s'étendre ou au contraire restera-telle limitée ?

Si le moteur reste bien la défiche initiale de la forêt et l'aménagement des rizières, on voit bien qu'au-delà de certains seuils, c'est l'ensemble de la dynamique d'occupation du sol qui est à reconsidérer.

EN FORMATIONS SECHES

Equation du revenu familial dans le sud-ouest aride de Madagascar

La thèse d'anthropologie de Réau (2005), la thèse d'économie de Fanakoa (2007) et les publications ultérieures en économie qui font référence à la théorie de la viabilité (Fanakoa, 2010), ont été valorisées pour confectionner cette équation de viabilité appliquée aux formations sèches de l'Androy, au Sud de Madagascar.

On définit 3 variables dynamiques : Population, Forêt, Capital et 5 variables de contrôle.

On assume que le moteur de l'accumulation est l'élevage de zébus.

D'autres raisons d'exploiter la forêt apparaissent : l'agriculture industrielle, le charbon de bois et le pâturage en savane, valides à Mikea (Nord de Toliara), sont différentes plus au Sud, à Androy (Oroqueta, nom local donné aux *Opuntia* spp., à proximité de Fort Dauphin).

Population

$$N_{t+1} - N_t = N_t (\alpha_t - \beta + \gamma_t)$$

Taux de naissance α , taux de mortalité fixe β et taux de migration γ (en positif ou en négatif)

Surface en forêt

$$F_{t+1} - F_t = b(t) + \eta (1 - F(t)/F_{\max}) F(t) - d(t)$$

La surface en forêt F croît avec reforestation (b) et décroît avec déforestation (d). La croissance naturelle de la forêt est une constante multipliée par ce qui reste de forêt depuis 1960.

$$K_{t+1} - K_t = \mu K_t + (R_t - c_t N_t) 1/p_z$$

Le capital est accumulé sous la forme de têtes de zébus. On applique à la population animale un taux constant d'augmentation du nombre de zébus (natalité moins mortalité) et la différence entre le revenu et la consommation par personne, à un prix fixe P .

Avec $u = (a, b, c, da, dw, dz, T)$, on atteint 7 variables de contrôle :

Taux de naissance compris entre 0 et 1% (a)

Reforestation, considérée ici comme une surface reboisée, est comprise entre 0 et 100 ha (b)

Consommation annuelle par personne comprise entre simple et double d'une consommation moyenne (c)

Taux de déforestation (diminution de 2000 à 2005)

Da , surface en abattis-brûlis pour l'agriculture

Dw , surface coupée pour le bois

Dz , surface pâturée ou utilisée pour l'alimentation des zébus

T transfert monétaire

Nous ferons quelques commentaires sur cette équation de viabilité.

Dans le Sud, sec et touché par des sécheresses, les famines sont récurrentes et le taux de migration est une variable d'ajustement importante. Ce volet de la démographie a plus de poids que dans le cas des forêts humides.

Les références de Fanakoa (2007, 2010) signalent des reforestations sur des surfaces limitées dans l'Androy, qui ont justifié leur incorporation dans l'équation de viabilité. Ces programmes existent-ils dans la zone de Toliara ? Elmquist *et al.* (2007) montrent bien comment se mobilisent les communautés locales pour conserver les fragments forestiers restant. André-Domenech *et al.* (2014) ont synthétisé les travaux initiaux de Fanakoa dans le cadre de la théorie de la viabilité.

Les enquêtes agro-économiques réalisées dans la forêt de Mikea en 2012 devraient permettre d'établir une équation de viabilité directement applicable à la forêt sèche de cette zone, conformément à son modèle de transition. L'exemple nous est donné avec les travaux sur l'Androy.

Transitions en formations sèches

Le schéma de transitions qui traite des fourrés xérophiles (Figure 3 de l'article 13) se rapproche le plus des formations semi-arides du sud-ouest et Sud de Madagascar, à la base des équations de viabilité explicitées plus haut. Le cas des fourrés xérophiles pose cependant des questions particulières sur la régénération qui restent à résoudre, par rapport au cas des forêts sèches (Figure O5).

TRAJECTOIRES VIABLES

Des trajectoires éventuellement viables sont à rechercher dans le noyau de viabilité. Les représentations graphiques font appel à trois dimensions d'où des représentations non en courbes mais en enveloppes. Nous commentons à titre d'exemple la figure 4 de l'article de Bernard & Martin (2012) sur la forêt humide de Fianarantsoa (Figure Z2). Cette figure Z2, reprise de Bernard et Martin (2012 : Figure 4) montre les deux enveloppes bleues des noyaux de viabilité du système pour deux valeurs du taux de transfert monétaire, $\tau = 0$ et $\tau = 10^7$. Le graphe est à trois dimensions, puisqu'il met en exergue des combinaisons de Surface S , population P et capital K . Le cadre des contraintes est défini par l'intersection entre le cube $([S_{\min}; S_{\max}] \times [P_{\min}; P_{\max}] \times [K_{\min}; K_{\max}])$, dont les côtés sont colorés en gris et l'aire $\{s, P, K\}$ telle que $sP \leq S_{\max}$.

Les valeurs des paramètres sont $s_{\min} = S_{\max} / P_{\max}$ et $s_{\max} = S_{\max} / P_{\min}$. $S_{\max} = F_o - F_{\min}$; Forêt initiale moins forêt minimum à conserver. Les équations qui définissent le système sont détaillées dans Bernard et Martin (2012).

Discussion : Questions à débattre

RELIER ENTRE EUX LES DIAGNOSTICS SECTORIELS

On se demande quelles sont les articulations entre les typologies des exploitations agricoles, qui mettent en évidence la fragilisation des plus pauvres, les stratégies de transmission du patrimoine de la famille élargie telles qu'elles sont encore pratiquées chez les betsileo (Photo Z5), façonneurs de rizières (la même mise en réserve de terres pour la transmission héréditaire est-elle possible à l'avenir ?), et finalement les transitions observées dans les paysages (saturation des bas-fonds, fragmentation des forêts, extension des savanes). D'autres hypothèses d'articulations doivent être posées pour la forêt sèche (Photo Z6). Dans les deux cas, des réponses ne pourront être apportées à ces questions qu'en reliant entre eux des diagnostics sectoriels.

TRANSFERT MONETAIRE

Le passage de l'échelle macro aux ménages ou à la famille élargie est justement la question posée par la redistribution d'un montant gagné sur les marchés pour le stockage de carbone, un processus éminemment global, vers les ménages qui localement gèrent et peuvent contrôler d'éventuels dégâts sur la forêt. Dans cet espace entre le global et le local prennent place des intermédiaires, assez puissants pour amortir les coûts de transactions, comme sont les grandes ONG internationales de la conservation.

Plusieurs questions se posent, celle du montant global du transfert pour pouvoir infléchir les trajectoires observées, celle du rôle de l'Etat dans l'organisation de ce transfert et, finalement, la question de l'affectation et la distribution de ces sommes aux destinataires, les communautés villageoises qui vivent dans ou de la forêt.

Pour parvenir à un meilleur contrôle de ces flux monétaires escomptés, n'y aurait-il pas un niveau intermédiaire de captation et de distribution de la taxe carbone pour une déforestation évitée ?

Un contrôle étatique d'abord, ce qui suppose un Etat fort et reconnu, sinon le risque est grand que les politiques environnementales soient dictées ailleurs et ce risque existe déjà en ce qui concerne les transactions carbone.

Un contrôle assurant que les destinataires recevront finalement les compensations escomptées pour le respect des interdits et la surveillance des fragments forestiers restants.

ROLE DES COLLECTIVITES LOCALES

Le rôle des collectivités locales est à redéfinir dans les propositions de développement humain et de conservation des ressources naturelles : pourquoi les collectivités locales plutôt que les ministères ou le pouvoir central ?

1. Sur plan scientifique :
 - Quels types d'analyses et de recherches pourraient-ils permettre aux collectivités locales de lutter contre la vulnérabilité, directement ou par leur collaboration avec l'administration de niveau supérieur et les institutions internationales ?
 - Comment établir ou renforcer la recherche pluridisciplinaire pour aborder les questions se rapportant à la résilience et la viabilité ?
 - Quelle échelle est-elle la plus appropriée pour mieux aborder ces questions ?
2. Sur le plan opérationnel
 - Quelles sont les limitations du rôle que les collectivités locales peuvent jouer en matière d'adaptation et d'atténuation face au mode de gestion des ressources naturelles ?
 - Comment les gouvernements centraux, leurs ministères de tutelle, les agences de développement nationales et internationales et les professionnels ont-ils réussi à aider les collectivités locales à jouer un rôle décisif dans la lutte pour le renforcement des communautés locales et l'utilisation durable des ressources naturelles ?
 - De quel type de soutien (ressources, formation, conseils, équipements, infrastructures, systèmes de sécurité sociale) les collectivités locales ont-elles besoin de la part d'autres institutions gouvernementales et non gouvernementales pour mieux lutter contre la pauvreté, la vulnérabilité, ou favoriser l'adaptation et accroître le bien-être de base des habitants ?

Conclusion

Relier résilience et viabilité, dans la théorie c'est fait. Dans la pratique, nous n'avons présenté qu'une première étape avec les résultats de base. Il reste à relier les équations de viabilité des ménages (Photos Z5 et Z6) et les transitions entre états d'occupation du sol (Photos Z3 et Z4), sachant que ces transitions sont les moteurs des paysages en grande partie construits par les pratiques de ces mêmes ménages. Ce sont des questions complexes auxquelles doivent répondre des équipes constituées à partir de plusieurs disciplines.

L'ouvrage de Rakoto Ramiarantsoa *et al.* (2012) explore plusieurs pistes de réflexion pour des politiques environnementales. Cette réflexion convoque un ensemble de disciplines distinctes, interpellées par les questions environnementales et débouche sur des aides à la définition de politiques environnementales. C'est dans le même esprit que peuvent être mobilisés les outils issus de la théorie de la viabilité, en organisant des passerelles entre mathématiciens et spécialistes de l'environnement.

Finalement, pour mettre en pratique ces propositions et ces simulations, notre proposition est celle d'un développement décentralisé orienté par les collectivités locales.

Références bibliographiques

Andrés-Domenech P., Saint-Pierre P., Fanako P.S., Zaccour G., 2014 : « Sustainability of the dry forest in Androy. A viability analysis ». *Ecological Economics*, 104C : p. 33-49.

Aubin J.-P., 1991. *Viability Theory*. Birkhäuser.

Aubin J.-P., Bayen A., Saint-Pierre P., 2011. *Viability Theory. New Directions*. Springer, Dordrecht.

Aubin J.-P., Saint-Pierre P., 2007 : « An introduction to viability theory and management of renewable resources », dans Kropp J., J. Scheffran (eds.), *Advanced Methods for Decision Making and Risk Management in Sustainability Science*. Nova Science Publ. Inc., p. 43-80.

Béné C., Doyen L., 2008 : « Contribution values of biodiversity to ecosystem performances: a viability perspective ». *Ecological Economics*, 68 (1-2) : p. 14-23.

Bené C., Evans L., Mills D., Ovie S., Rajl S., Tafida A., Kodio A., Sinaba F., Morand P., Lemoalle J., Andrew N., 2011 : « Testing resilience thinking in a poverty context : Experience from the Niger river basin ». *Global Environmental Change*, 21 : p. 1173-1184.

Bernard C., 2009 : « Mathematical modelling of sustainable development: an application to the case of the rain-forest of Madagascar », dans BIOMAT, *9th International Symposium on Mathematical and Computational Biology*, 1-6 August, Brasilia, Brasil, Mondaini RP: p. 152-166.

Bernard C., 2011 : *La théorie de la viabilité au service de la modélisation mathématique du développement durable. Application au cas de la forêt humide de Madagascar*. Thèse doctorale en mathématiques appliquées. Ecole doctorale sciences fondamentales, laboratoire d'ingénierie des systèmes complexes LISC-Cemagref, Univ. Blaise-Pascal, Clermont II, 153 p.

Bernard C., Martin S., 2012 : « Comparing the sustainability of different action policy possibilities. Applications to the issue of both household survival and forest preservation in the corridor of Fianarantsoa ». *Mathematical Biosciences*, 245(2) : p. 322-30.

- Bonneuil N., 2003 : « Making Ecosystem Models Viable ». *Bulletin of Mathematical Biology*, 65 : p. 1081-1094.
- Brooks C.P., Holmes C., Kramer K., Barnett B., Keitt T.H., 2009 : « The Role of Demography and Markets in Determining Deforestation Rates Near Ranomafana National Park, Madagascar ». *PLoS ONE*, 4(6) : p. e5783.
- Deffuant G., Gilbert N. (eds.), 2011 : *Viability and Resilience of Complex Systems : concepts, Methods and Case Studies from Ecology and Society*. SpringerLink (Online service), XII, 224 p.
- DeLara M., Doyen L., 2008 : *Sustainable management of natural resources, mathematical models and methods*. Berlin, Springer-Verlag, 266 p.
- Durand M.H., Martin S., Saint-Pierre P, 2012 : « Viabilité et développement durable ». *Natures Sciences Sociétés*, 20 : p. 271-285.
- Elmqvist T., Pyykönen M., Tengö M., Rakotondrasoa F., Rabakonandrianina E., Radimilahy C., 2007 : « Patterns of Loss and Regeneration of Tropical Dry Forest in Madagascar: The Social Institutional Context ». *PLoS ONE*, 2(5) : p. e402.
- Fanakoa P.S., 2007 : *Dynamique des pratiques paysannes face à la déforestation dans l'extrême sud de Madagascar*. Thèse doctorale en économie, C3ED/UVSQ Université Saint-Quentin en Yvelines, France, 370 p.
- Fanakoa P.S., 2010 : *Understanding environmental issues using system dynamics methods. Pressure on natural resources in Southern Madagascar*. Les Cahiers du GERAD, G-2010-45, 08/2010 (ISSN: 0711-2440), 15 p.
- Gunderson L.H., 2000 : « Ecological resilience – in theory and application ». *Annual Review of Ecology and Systematics*, 31 : p. 425-439.
- Hervé D., 2012 : « La modélisation environnementale, un outil du politique ? », dans Rakoto Ramiarantsoa H., Blanc-Pamard C., Pinton F. (eds.), *Géopolitique et environnement. Les leçons de l'expérience malgache*. Marseille, IRD Editions (Objectifs Suds), p. 155-185.
- Hervé D., Rakotozafy R., Ratiarson V., Rakotoasimbahoaka C., Raherinina A., Ramaroson J.-H., Ganomanana T., Randriamahaleo S., 2009 : *Changer de paradigme pour conserver durablement les forêts à Madagascar. Contributions de la modélisation*. Projet DEDUCTION, Colloque Cerisy « Changer pour durer », 19-26/09/2009, Cerisy, France.
- Hervé D., Rivière M., 2014 : « Résilience, adaptation, changement: l'interdisciplinarité questionnée ». *Natures Sciences Sociétés*, 22 (3), p. 247-253.
- Holling C.S., 1973 : « Resilience and stability of ecological systems ». *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 4 : p. 1-23.
- Holling C.S., 1996 : « Engineering resilience versus ecological resilience », dans Schulze P. (ed.), *Engineering within ecological constraints*. Washington, D.C., USA, National Academy, p. 31-44
- Holling C.S., Gunderson L.H. (eds.), 2002 : *Resilience and adaptive cycles. In: Panarchy: understanding transformations in human and natural system*, Island Press, Washington.
- Kahn F., 1982 : *La reconstitution de la forêt tropicale après culture traditionnelle (sud-ouest de la Côte d'Ivoire)*. Paris, Mémoire Orstom n°97, 150 p.
- Martin S., 2004 : « The cost of restoration as a way of defining resilience: a viability approach applied to a model of lake eutrophication ». *Ecology and Society*, 9(2) : p. 8. [en ligne] - Disponible sur internet <http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss2/art8/>

Martinet V., Doyen L., 2007 : « Sustainability of an economy with an exhaustible resource : A viable control approach ». *Resource and energy economics*, 29(1): p. 17-39.

Martin S., Deffuant G., Calabrese J.M., 2011: «Defining resilience mathematically: from attractors to viability». In G. Deffuant and N. Gilbert (eds.), *Viability and resilience of complex systems, understanding complex systems*, Springer-Verlag Berlin Heideberg, pp.15-36.

Mullon C., Curry P., Shannon L., 2004 : « Viability model of trophic interactions in marine ecosystems ». *Natural Resource Model*, 17: p. 27-58.

Rakoto Ramiarantsoa H., Blanc-Pamard C., Pinton F. (eds.), 2012 : *Géopolitique et environnement. Les leçons de l'expérience malgache*. Marseille, IRD Editions (Objectifs Suds).

Rappaport A., Terreaux, J.-P., Doyen L., 2006 : « Viability analysis for the sustainable management of renewable resource ». *Journal of Mathematics and Computer Modeling*, 43 : p. 466-483.

Réau B., 2005: *Dégradation de l'environnement forestier et réactions paysannes. Les migrants tandroy sur la côte ouest de Madagascar*. Thèse de doctorat, Université de Bordeaux III, 371 p.

Rougé C., 2013: *Résilience et vulnérabilité dans le cadre de la théorie de la viabilité et des systèmes dynamiques stochastiques contrôlés*. Thèse informatique, Université Blaise Pascal, Clermont-Ferrand 2, 153 p.

Tichit M., Hubert B., Doyen L., Genin D., 2004 : « A viability model to assess the sustainability of mixed herd under climatic uncertainty ». *Animal Research* 53: p. 405-417.

Conduite de recherches interdisciplinaires sur les transitions post-forestières. L'exemple du Collectif Sud Madagascar

Interdisciplinary research management on post-forest transitions: the case of South Madagascar network

D. HERVÉ¹

S. RAZANAKA²

S. RAKOTONDRAOMPIANA³

F. RAFAMANTANANTSOA⁴

(1) Institut de Recherche pour le Développement (IRD, UMR 220 GRED), BP 64501, 34394 Montpellier, France

(2) Centre National de Recherche sur l'Environnement (CNRE), BP 1739, Antananarivo 101, Madagascar

(3) Laboratoire de Géophysique de l'Environnement et Télédétection (LGET), Institut & Observatoire de Géophysique d'Antananarivo (IOGA), Université d'Antananarivo. Antananarivo (Madagascar)

(4) Ecole Nationale d'Informatique, Université de Fianarantsoa, BP 1484, Fianarantsoa 301, Madagascar

Résumé

La dynamique de la couverture forestière fait maintenant l'objet à Madagascar d'un suivi par télédétection tous les 10 ans, échéance que l'on voudrait ramener à 5 ans et si possible jusqu'à un an. L'évaluation de la déforestation se fait donc toujours a posteriori. Afin de réfléchir en termes de prospective, sur la base de scénarios, des modèles de simulation sont élaborés à partir de séries chronologiques de longue durée sur l'occupation du sol. Pour recueillir et traiter ces données, un dispositif de recherche pluridisciplinaire a été mis en place qui combine trois axes, agronomie-écologie, géographie-télédétection et modélisation mathématique-informatique. Nous analysons les conditions de construction à Madagascar de ce collectif pluridisciplinaire à travers les chroniques des programmes GEREM (« Gestion des Espaces Ruraux et Environnement à Madagascar»), MEM («Modélisation pour l'Environnement à Madagascar») puis du projet FPPSM («Forêts, Parcs, Pauvreté dans le Sud de Madagascar»), en dégagant deux aspects essentiels: une interdisciplinarité nécessaire (vocabulaire et traduction, terrains partagés, échanges organisés) et une thématique complexe, la gestion des ressources naturelles, abordée par les dynamiques de transition, selon un diptyque conservation et développement. Ce dispositif mis en place progressivement depuis 20 ans au Sud de Madagascar, sur un axe Fianarantsoa-Toliara, a vocation à se pérenniser au sein d'un réseau interdisciplinaire de recherche sur la conservation des forêts et le développement rural à Madagascar.

Mots clés : conservation, développement, dynamique de l'occupation du sol, interdisciplinarité, modélisation, transition

Abstract

The dynamics of forest cover in Madagascar has been monitored by remote sensing every 10 years, aiming to reduce this path to five years and possibly up to one year. But the deforestation assessment is always a posteriori evaluation. Al reverse, to think with images of the future, we propose to build scenarios with simulation models based on land use long-term time series. To collect and analyse these data, a multidisciplinary research is conducted, which combines environmental studies based on agronomy, ecology and geography, and modeling studies using mathematics, computer science and remote sensing. We analyze the conditions of such network building in Madagascar through the chronicles of multidisciplinary researches : GEREM (Rural Spaces Management and Environment in Madagascar) and MEM (Environmental Modeling in Madagascar) programs, and the FPPSM project (Forests, Parks, Poverty in South Madagascar), by identifying two main aspects: a necessary interdisciplinary (vocabulary and translation, shared land, organized exchanges) and a complex subject that addresses the diptych conservation and development by the dynamics of land use transitions. This device has been developed since 20 years in southern Madagascar, above the line Fianarantsoa-Toliara. It aims to sustainable research on forest conservation and rural development in Madagascar.

Mots clés: conservation, development, land use dynamics, interdisciplinarity, modeling, transition

Introduction

« Changer pour durer », était le titre d'un colloque de Cerisy en 2009¹². Les constructions interdisciplinaires concernant l'environnement prennent du temps, elles sont souvent innovatrices mais le mot d'ordre est d'abord de durer.

Notre intention est de reconstituer comment des étapes de recherche se sont enchaînées dans le Sud de Madagascar depuis 20 ans (GEREM, Gestion des espaces ruraux et environnement à Madagascar ; puis MEM Modélisation pour l'environnement à Madagascar), pour arriver à la configuration du projet FPPSM (Forêts, Parcs, Pauvreté au Sud de Madagascar). Entre mi-2011 et mi-2014, un collectif inter-institutionnel s'est constitué à Madagascar, a appris à travailler en interactions entre disciplines de l'environnement et disciplines de la communication, pour à présent se présenter groupé dans des appels d'offres ou des choix stratégiques de priorités de recherche pour le développement.

Depuis une vingtaine d'années donc, des écologues, agronomes et géographes travaillent ensemble sur la gestion des forêts du Sud de Madagascar. Deux programmes GEREM ont étudié successivement des forêts sèches puis des forêts humides au sud de Madagascar, puis le programme MEM a introduit un volet de modélisation.

GEREM 1-Toliara (1996—2002) - Forêts sèches. Razanaka *et al.* (2001) rendent compte de l'ensemble de ce programme GEREM dans le sud-ouest de Madagascar et Lasry *et al.* (2005) traduisent dans un SIG les cartes et bases de données collectées dans la commune d'Analamisampy en lisière de la forêt sèche des Mikea. Blanc-Pamard *et al.* (2005) relatent cette expérience d'interdisciplinarité pour traiter de l'environnement, entre agronomie, écologie et géographie.

GEREM 2-Fianarantsoa (2003-2006) - Forêts humides. Serpantié *et al.* (2007) synthétisent une partie des résultats du programme GEREM dans le corridor Ranomafana-Andringitra, acquis par des chercheurs, une doctorante et de nombreux étudiants en DEA ou diplômes d'ingénieurs de l'Université d'Antananarivo.

MEM (2007-2014) – Modélisation. Avec le projet ANR DEDUCTION, sont venus se joindre aux écologues, agronomes et géographes déjà constitués en équipe, d'autres compétences, en modélisation et en télédétection (Hervé *et al.*, 2009). Trois enseignants chercheurs en informatique de l'Université de Fianarantsoa ont interagit avec ces disciplines de l'environnement et soutenu leurs thèses (2011, 2013). Des géophysiciens et des géographes

¹² Colloque IRSTEA

de l'Université d'Antananarivo se sont formés à la télédétection depuis 2008, date à laquelle se sont réunis pour la première fois tous les utilisateurs malgaches de SIG et d'imagerie satellitaire, puis avec la création en 2009 du CNT (Comité national de télédétection).

Tous les écologues formés par l'IRD ont pu être ensuite réunis au sein du projet FPPSM (FSP/PARRUR du MAE) entre 2011 et 2014. C'est dans ce projet qu'ont été comparées les forêts humides et sèches du Sud de Madagascar en actualisant les couvertures de l'occupation du sol après 10 ans. Les résultats des recherches menées par le collectif d'institutions malgaches en charge du projet FPPSM (collectif Sud Madagascar) sont restitués dans Hervé *et al.* (2015). Nous en tirons plusieurs réflexions, sur la construction de l'interdisciplinarité, et sur l'intérêt d'observatoires.

Nous retraçons tout d'abord l'enchaînement de ces trois opérations de recherche qui se sont déroulées dans le Sud de Madagascar pour comprendre la genèse des trois axes du projet FPPSM : Ecologie et agronomie, Géographie et télédétection, Modélisation. L'interdisciplinarité interne aux deux premiers axes, que nous appellerons thématiques, est illustrée par trois exemples : (1) le dialogue entre agronome et écologue sur jachère et recru, (2) la relation entre la géophysique de l'imagerie satellitaire et l'observation directe de l'occupation du sol, la « vérité terrain », (3) l'apport de l'agro-économie aux typologies d'exploitations. Enfin sont abordées les interactions entre thématiciens et informaticiens qui ont produit une modélisation de la dynamique de l'occupation du sol. Finalement l'interdisciplinarité entre les trois axes a été développée sur la base des deux concepts de résilience et de viabilité.

Chroniques

GEREM TOLIARA ET FIANARANTSOA

La dynamique rapide d'explosion du marché du maïs, puis du coton, en front de défriche d'une forêt sèche révèle un contexte d'agriculture de vente à proximité d'une aire protégée, le nouveau parc national de Mikea. Des circuits de collecte de maïs ont été organisés pour l'exportation à destination de l'élevage porcin à La Réunion. Les mêmes filières ont pu être valorisées pour un autre produit industriel, le coton. A cette fin s'est réalisée une concentration foncière au profit de très gros producteurs sur des centaines d'hectares.

Le contraste entre les terres argileuses à coton à l'est de la RN9 et la défriche de la forêt sur des terres sableuses à l'ouest de la RN9, avait été souligné par Razanaka *et al.* (2001). Pour la forêt de Mikea, Lasry *et al.* (2004) ont évalué une surface défrichée de 69,72 km² entre 1999 et 2001 soit une vitesse de recul de la forêt d'approximativement 35 km².an⁻¹, beaucoup plus rapide que celle qu'avaient observé entre 1990 et 1999 Blanc-Pamard & Rebara (2001). Ce recul forestier a été confirmé dans la forêt de Mikea, entre 2005 et 2008, avec un taux de déforestation annuel de 6,7 %, et entre 2008 et 2013, avec un taux réduit à 1,6 % (Ravonjimalala *et al.*, 2014). Ce ralentissement est à mettre en relation avec la création du parc de Mikea en 2007. Le programme GEREM-Toliara a caractérisé cette forêt sèche de peu résiliente et sensible à un processus de savanisation (Grouzis *et al.*, 2001 ; Leprun *et al.*, 2009). Elle offre encore des habitats à des ignames sauvages collectées par les plus pauvres.

Des solutions techniques ont été identifiées : extension de la culture d'arachide pour la transformation en huile et pour l'approvisionnement en grains des marchés, organisation des filières d'autres légumineuses (pois, haricots et lentilles), prêt ou vente de l'équipement en charrue et paire de zébus qui manque aux ménages pour pouvoir mettre en culture toutes leurs terres disponibles. Ces solutions ont pour principale finalité d'augmenter la fourniture d'aliments afin de contrecarrer les famines, plus au Sud, qui sont à l'origine d'un flux migratoire vers le Nord.

Durant ces 6 ans de 1996 à 2002 ont été formés de nombreux étudiants en DEA et diplômés d'ingénieurs des universités d'Antananarivo (DBEV, ESSA) et de Toliara (géographie) et deux doctorants ont soutenu leur thèse, en géographie et en écologie.

Le choix, à partir de 2002, de passer des forêts sèches de l'ouest aux forêts humides de l'est malgache, correspondait à une nouvelle étape de recherche sur les transitions agraires, à partir de formations forestières plus résilientes (GEREM-Fianarantsoa en 2003-2006). Ce choix des forêts humides de Fianarantsoa a conduit les mêmes partenaires, CNRE et UA, à engager des contacts avec des informaticiens de l'Université de Fianarantsoa.

MEM

C'est au cours du programme MEM, basé cette fois-ci à Fianarantsoa, que la thématique s'est ouverte, de 2007 à 2011, sur la modélisation et que le partenariat s'est élargi aux mathématiciens et informaticiens de l'Université de Fianarantsoa. Cette nouvelle coopération entre l'IRD et l'Université de Fianarantsoa s'est appuyée sur le projet ANR DEDUCTION (2007-2010) qui traitait, par la modélisation, de l'ingénierie du développement durable.

Enfin, un projet du FSP/PARRUR dénommé FPPSM pour « Forêts, Parcs, Pauvreté au Sud de Madagascar » a permis pendant 3 ans (2011-2014) d'étendre les terrains de recherche dans une visée comparative et d'actualiser des résultats acquis sur un terrain déjà travaillé, la forêt de Mikea, sur un pas de temps de 10 ans. Les partenaires se sont alors diversifiés pour constituer un Collectif dédié au Sud de Madagascar. Avec ce projet FSP/PARRUR, 6 partenaires se sont fédérés à l'initiative de l'IRD, dans le Collectif Sud Madagascar et en particulier trois universités : Université d'Antananarivo (IOGA, DBEV, ESSA-Forêts), Université de Fianarantsoa (ENI) et Université de Toliara. Les deux universités du Sud ont donc travaillé ensemble, et en lien avec l'université d'Antananarivo.

CHRONIQUE D'UNE RECHERCHE INTERDISCIPLINAIRE FPPSM

FPPSM, un dispositif multi-sites

Un défi du projet FPPSM a été de réunir plusieurs institutions malgaches dans une plateforme de recherche à vocation régionale et pluridisciplinaire. La conservation de la forêt ne peut en effet être envisagée sans traiter également des situations hors forêt et sans en traiter la dynamique. La comparaison de l'occupation du sol entre plusieurs dates était envisageable, soit en disposant de séries les plus longues possibles d'états annuels d'occupation du sol, soit en ayant recours à la télédétection, avec moins de dates de comparaison mais des zones de référence plus étendues. L'objectif dans les deux cas est d'analyser ces évolutions passées pour en déduire des tendances futures, avec des outils de modélisation.

Un axe horizontal a été choisi, qui traverse la grande île d'ouest en est, afin de recouper la principale diversité climatique : l'opposition entre le versant soumis aux alizés à l'est et le versant plus sec orienté vers le canal de Mozambique à l'ouest. Cet axe transversal devait traverser les principaux écosystèmes de l'île, allongés selon une orientation Nord-Sud. Cet axe Ouest-Est pourrait être placé au Nord, au niveau de Mahajanga, entre le parc d'Ankarafantsika (région Boeny au nord ouest) et la région Analanjirofo (au nord est), qui prolonge le parc Zahamena-Matadia à l'Est¹³. Deux sites à l'extrême nord et à l'extrême sud du pays ont aussi un intérêt particulier, celui de réunir sur de courtes distances ces deux écosystèmes secs et humides, au Nord à Antsiranana et au Sud à Toloanara. Nous avons décidé de faire passer cet axe transversal dans le Sud de Madagascar, globalement au Sud d'un axe Fianarantsoa-Toliara.

Les 5 sites de terrain du projet FPPSM étaient conçus pour être articulés en réseau : forêt littorale et savanes du sud-est (entre Vangaindrano et Farafangana, sur le site du MBG, Manambo) ; forêt humide de l'Est et ses bifurcations herbacées (corridor forestier COFAV, Fianarantsoa) ; forêt sèche (Mikea) et fourrés épineux (Betioky) du sud-ouest et les savanes associées (arrière pays de Toliara) ; transect forêt humide - forêt sèche à Fort-Dauphin (Andohahela). Cependant, ce dernier site a dû être abandonné du fait du coût des déplacements depuis Antananarivo, et malgré des collaborations intéressantes entre le WWF, des ONGs en partie financées sur le marché du carbone, Good Planet liée à Air France et l'ONG « Ecterra » qui travaille sur le stockage du carbone aérien et souterrain avec le CIRAD.

¹³ Cet axe avait d'ailleurs été proposé pour le projet « Pegase », soumis à l'ANR avec le CIRAD en 2013, mais non retenu.

Notre proposition s'appuie donc principalement sur deux sites dans lesquels nous disposons de séries temporelles longues, Toliara (GEREM de 1996 à 2002 puis actualisation dans le projet FPPSM de 2011 à 2014) et Fianarantsoa (programme GEREM de 2003 à 2007, programme MEM et projet Déduction de 2007 à 2011, projet FPPSM de 2011 à 2014). Sur cette base, une analyse comparée a été menée entre forêts humides à l'est et forêts sèches à l'ouest, qui pourrait être généralisée à l'ensemble du Sud de Madagascar. Le principe est de valoriser des accumulations longues de données, tant en forêts humides qu'en forêts sèches, qui pourraient servir de référence et de supports de modélisation dédiés à ces deux écosystèmes. En coordination avec des écologues (CNRE, DBEV et ESSA-Forêt de l'université d'Antananarivo, EPFL Lausanne), des géographes (UMR GRED de l'IRD-UPV, UMR ADESS du CNRS-Bordeaux 3) et des forestiers du CIRAD à Madagascar (DP-Forêt), ces axes traversant horizontalement la grande île pourraient constituer l'ossature d'un dispositif national de suivi et pilotage des forêts à Madagascar, à la condition que les différentes institutions acceptent de coordonner leurs efforts.

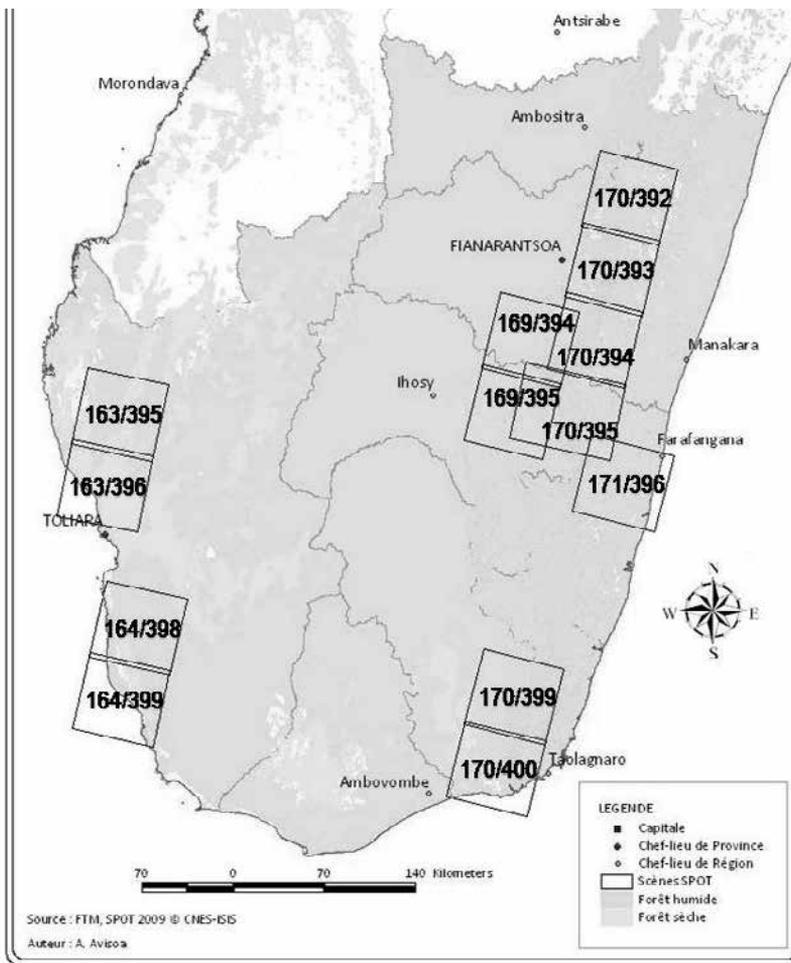


Figure 1 : Couverture Spot des 5 sites du projet FPPSM

[d'Est en Ouest: COFAV (Fianarantsoa), Manombo (Farafangana), Andohahela (Taolagnaro), Betioky (Sud Toliara), Mikea (Nord Toliara)]

Objectif et hypothèses

L'objectif est de mieux comprendre le processus qui suit la première défriche d'une surface forestière, pour prédire le devenir des couverts forestiers, et les conséquences pour les populations rurales du Sud de Madagascar. Processus signifie dynamique, mais avec ici la particularité de n'être pas limité aux processus biologiques de la croissance d'une biomasse végétale mais d'aborder également la gestion des espaces post et péri-forestiers puisque ces forêts sont habitées. Dans ce cadre d'analyse, entre nature et société, la conservation des forêts est un processus actif et dynamique dans lequel l'acteur central est l'agriculteur défricheur. Deux concepts sont mis en avant comme supports de cette conservation, la résilience et la viabilité.

Les forêts ne sont pas toutes résilientes au même niveau. La viabilité économique des peuples forestiers reste-t-elle assurée lorsque l'accès à la forêt ou aux ressources forestières est interdit ? A quel niveau de dégradation du couvert forestier et de fragmentation, cette forêt sera-t-elle menacée ?

Deux hypothèses sont discutées :

- (1) les modalités de conservation des forêts dépendent de leur capacité de résilience ;
- (2) un accès durable aux ressources forestières et fourragères serait un moyen efficace de lutter contre la pauvreté.

Mise en place et résultats d'une capacité de traitement de l'imagerie satellitaire

Une approche spatiale est priorisée, afin de détecter les changements d'occupation du sol entre deux dates, les transitions forêt-non forêt et le potentiel de régénération forestière des états non forêt. Nous avons pris l'option de rechercher un accès gratuit aux images satellitaires et de former un potentiel malgache à l'utilisation de ces images.

Le potentiel malgache reposait essentiellement sur la génération CFSIGE, comme l'avait montré la réunion organisée par l'IRD en 2008 des utilisateurs de SIG et télédétection. D'où l'incitation à la création en 2009 d'un réseau, le « Comité national de télédétection » (CNT), dont le secrétariat a été assuré depuis le début par l'IOGA basé à l'Université d'Antananarivo. Ce renforcement du potentiel malgache était programmé dans un document de travail du CNT qui a été proposé en 2012 à un financement européen (MATIS-OI/ACP EuropAid STD2, 2013-2016), en y associant les Comores, mais ce projet n'a pas été retenu.

IMAGES

L'inauguration de la station SEAS-OI à Saint-Pierre de la Réunion en 2012, et les contacts entre partenaires malgaches (CNRE, IOGA) et comoriens (CNDRS) la même année (grâce au projet IRD/PAREGO PAPAPRA), ont ouvert des possibilités d'accès gratuit à des images SPOT récentes de haute résolution, qui prenaient la relève des images d'archives payantes à un tarif subventionné pour la recherche (CNES-ISIS¹⁴). Les projets successifs, GEREM puis MEM, se sont ainsi pourvus en images multi-dates au Sud de Madagascar.

Des reconnaissances de terrain ont pu être programmées aux mêmes dates ou à des dates voisines des images SPOT 5 obtenues de la station SEAS-OI. Cet accès gratuit à des images SPOT 5 a cessé en mars 2015 avec la fin annoncée des émissions du satellite, mais doit être relayé par de nouvelles modalités d'accès aux images SPOT 6 et 7¹⁵. Ces nouveaux satellites combinent la haute résolution (1,50 m) et une couverture large utile à l'échelle

¹⁴ Le programme ISIS du CNES offre des images à un tarif préférentiel à des utilisateurs chercheurs de l'hexagone, à la condition de satisfaire aux critères de sélection des dossiers et de transmettre les publications résultantes du traitement des images commandées.

¹⁵ SPOT 6 et SPOT 7 délivrent des produits avec une résolution de 1,50m avec 5 bandes spectrales (Panchromatique PAN/ Rouge/Vert/Bleu/Proche Infra Rouge PIR), qui se superposent totalement car les acquisitions sont simultanées.

nationale d'un pays (fauchée de 60 km). D'autres satellites de la famille SPOT offrent des résolutions encore plus élevées, comme Pléiades¹⁶ qui offre une résolution de 50 cm en panchromatique et 2 m en multispectral, sur un balayage de 20 km et avec une fréquence de passage journalière.

Pour les 4 sites du projet FPPSM, d'autres commandes ont été réalisées au CNES-ISIS en novembre 2011 (début de projet, sur financement PARRUR), et dans le site de Mikea en avril-juin 2014 (fin de projet, sur financement IRD). Afin de compléter des séries temporelles d'images, ce qui est indispensable à la construction de modèles de transition, d'autres sources d'images d'archives sont maintenant prospectées à la MTD de Montpellier : GEOSUD et THEIA, pour des images SPOT d'archives de plus de 5 ans d'âge et postérieures à 1986 (programme World Heritage).

Par ailleurs, le satellite Landsat 8 prend la suite de Landsat 7, avec une résolution à 10 m en panchromatique mais toujours 30 m en multispectral, qui améliore la performance de 15 m en panchromatique qu'offrait Landsat 7. Les deux nouveaux canaux de Landsat 8 devraient améliorer les corrections atmosphériques. Mais Sentinelle-2 concurrence Landsat 8 avec une résolution de 10 m en panchromatique et 20 m en multispectral, et une fréquence de passage de 5 jours.

Pour nos modèles de transition, cet afflux de données satellitaires doit être confronté à des objectifs de traitement précis, afin d'en vérifier l'utilité. On comprend bien qu'il devient indispensable de s'organiser collectivement, d'une part pour bénéficier d'une veille technologique sur l'usage de ces outils et, d'autre part, pour suivre les modalités changeantes d'accès gratuit aux nouvelles images disponibles pour la recherche. Cette veille est actuellement assurée par le CNT (Comité national de télédétection), à l'Université d'Antananarivo. Par ailleurs, l'augmentation de la quantité d'images à traiter, leur très haute résolution et la multiplicité des nouveaux capteurs, imposent une capacité de gestion importante et évolutive des bases de données (Hajalalaina *et al.*, 2015).

TRAITEMENTS

Le traitement d'une image satellitaire requiert bien sur l'image elle-même mais ce n'est plus, à présent, le principal goulet d'étranglement. Il faut réunir également un ordinateur de mémoire suffisante et connecté à internet, avec les logiciels de traitement d'images correspondants. Il faut bien sur compter sur une personne formée en télédétection. L'effort de formation doit donc être continu, le long de toute la filière LMD, et surtout, pour la télédétection, en master et doctorat.

C'est dans cet esprit qu'un doctorant, Aimé Richard Hajalalaina, a été formé à la méthode Orfeo Tool Box (OTB), ce qui a donné lieu à une publication (Hajalalaina *et al.*, 2013), avec le collègue de l'IGN Manuel Grizonnet. D'autres formations OTB ont été organisées à Madagascar ou depuis La Réunion. Un doctorant du CNRE, Hibrahim Rijaso Ravnjimalala, travaille sur des images Landsat et SPOT de la forêt sèche des Mikea, avec le logiciel ENVI et sous MTV (classification-objet). Un doctorant du département de géographie de l'UA, Avisoa Andrianarivo, travaille sur des images SPOT avec ENVI sans recourir au langage objet. Différentes méthodes de traitement sont donc testées, combinaison (Andrianarivo *et al.*, 2015) ou fusion (Hajalalaina *et al.*, 2015), afin d'explicitier toutes les procédures et les chaînes de traitements, suivant les questions traitées.

Dans cette évolution permanente, notre objectif reste celui de constituer des séries chronologiques qui puissent alimenter des modèles de dynamique d'occupation du sol. La facilité de télécharger les images Landsat donne pratiquement accès à des images annuelles particulièrement intéressantes pour des suivis diachroniques de l'occupation du sol. La résolution de 30 m qu'offrait Landsat peut être affinée sur certaines zones bien ciblées par des images Spot 5, en combinant l'imagerie multispectrale à 10 m (T) qui restitue les contrastes et l'imagerie panchromatique à 2,50 m (J) qui permet de gagner en résolution.

¹⁶ La constellation Pléiades produit des images couleur à 50 cm de résolution les mêmes 5 bandes spectrales (Panchromatique PAN/Rouge/Vert/Bleu/Proche Infra Rouge PIR).

RESULTATS DU VOLET TELEDETECTION

Le principe était de mettre à l'épreuve les produits des satellites captés pour rendre compte d'un large spectre de couverture végétale (dense-clairsemé, arboré-arbustif-herbacé, humide-sec). Des images satellitaires combinant Landsat 7 (30 m) et Landsat 8, Spot 1 à Spot 4 (20 m) et Spot 5 (10 m - 2,50 m), suivant les dates, sont traitées pour suivre l'occupation du sol dans des zones forestières et péri-forestières (Hervé *et al.*, 2010). Dans le cas de la forêt humide, nous avons pu remonter aux premières photos aériennes datant de 1957 (Hervé, 2015). Dans chacune des formations, forêts humides et forêts sèches, sont évalués la capacité de résilience des différents types de forêts, les facteurs de déclenchement et les caractéristiques de la transition forêt-savane (Randrianarison *et al.*, 2015 ; Rakotoarisoa *et al.*, 2015). Les données permettant de comprendre ces transitions sont intégrées dans des modèles prospectifs de la dynamique de l'occupation du sol (Ratiarson *et al.*, 2011 ; Hervé *et al.*, 2013).

Nous avons constitué des jeux d'images multi-dates pouvant être traitées par des télédéTECTEURS formés, en poste dans des institutions, ou suffisamment stables afin de ne pas perdre ce capital acquis, d'où le choix de doctorants en thèse. Le démarrage s'est fait progressivement sur des images du CNES-ISIS (avant 2012), pour apprendre à sélectionner, puis à traiter ces images, enfin à les interpréter en les combinant à des vérités terrain. Les commandes se sont accélérées à partir de 2012 dès l'ouverture de la station SEAS-OI (SEAS-OI 2012-2013, CNES-ISIS 2013, SEAS-OI 2014-2015), en aboutissant à une banque d'images SPOT sur les forêts humides (Tableau I) et une autre dédiée aux forêts sèches (Tableau II).

Tableau I : Acquisition d'images satellitaires en forêts humides du sud est de Madagascar

Capteur	Date jj/mm/aaa	Numéro de scène KJ	Résolution	Remarque et Observation	Source
Spot 4	1986	170-192	20 m	Ranomafana N	Images GEREM du COFAV
	1989	170-392/8			
	1999	170-393		Ranomafana S-Androy	
	1999	170-394		Sahabe	
	2000	170-392			
	26/03/2004	170-392	20 m C et 10 m NB		Images GEREM
26/03/2004	170-393				
Spot 5	14/06/2005	170-392	J = 2.50 m et T = 10 m		CNES-ISIS
		170-393			
		170-394			
Spot 5	2009	170-392	2.50 et 10m		CNES-ISIS
		170-393			
		170-394			
Spot 5	23/08/2012	170-392	2.50 et 10 m		SEAS-OI (thèse A. Andrianarivo)
		170-393			
		170-394			
	13/10/2013	170-393	2.50 et 10 m	Nuages COFAV	SEAS-OI (DH – 03/12/2014)
		170-392	J = 2.50 m et A = 10 m	Nuages COFAV	SEAS-OI (DH – 03/12/2014)
		170-393			
	170-394				
05/06/2014	170-392	J = 2.50 m et T = 10 m	COFAV	SEAS-OI (DH – 03/12/2014)	
	170-393				
	170-394				
Spot 5	2009	171-396		Mahabo-MBG	SEAS-OI (thèse M.Rakotoarisoa)
Landsat 7	2012		30 m		
Landsat 8	2013		15 et 30 m		
Landsat 8	2014		15 et 30 m		

Dans la forêt humide de l'Est, plusieurs sites ont été couverts : le COFAV dans la zone périphérique du parc de Ranomafana (Ranomafana Nord, au Nord Est Fianarantsoa, scène 170-392 ; Ranomafana Sud, à l'Est de Fianarantsoa, scène 170-393 ; Ambalavao, scène 170-394) ; le corridor Andringitra-Ivohibe (scènes 160-394 et 160-395) et la zone littorale au Sud de Farafangana, qui correspond au Mahabo, MBG (scène 171-396). Le jeu d'images sur les forêts humides du COFAV est traité par Avisoa Andrianarivo (Andrianarivo *et al.*, 2013), et sur la transition forêt-savane du sud-est côtier par Marino Falitina Rakotoarisoa.

Dans la forêt sèche du sud-ouest, le Nord de Toliara est consacré à la Forêt de Mikea, Parc de Mikea : 163/395 au Nord, 163/396 au Sud, et le Sud de Toliara à la zone de Betioky et Soalara : 164/398 au Nord, 164/399 au Sud. Le Parc de Andohahela à Taolagnaro est couvert par les scènes de 170/399 au Nord et 170/400 au Sud. Le jeu d'images sur les forêts sèches du sud-ouest est traité par Hibrahim Rijaso Ravonjimalala (Ravonjimalala *et al.*, 2014). Par ailleurs, un sujet de master TRN (Télé-détection et Risques Naturels) concernant la dynamique des biotopes du criquet migrateur dans les fourrés du sud-ouest a été traité par Voloso Rakotova (Rakotova, 2013), avec un pilotage de la télé-détection par l'IOGA et des travaux sur le terrain par le CNRE.

L'objectif d'un transect Est-Ouest est donc atteint : forêt dense ombrophile, forêt ombrophile dégradée, forêt dense sèche, fourré xérophile, savane, Les outils de télé-détection (Landsat, Spot, Google Earth, GPS) sont donc testés avec une variabilité maximum des couverts végétaux. Les difficultés particulières d'application de la télé-détection aux forêts sèches sont abordées par Rakotondraompiana *et al.* (2015).

L'intervalle de temps entre deux images traitées oscille entre 5 et 10 ans et entre 1989 et 2014 suivant les lieux. Une période commune à la forêt humide et la forêt sèche est la dizaine d'années qui s'écoule entre 1999 et 2009. Cette fréquence de 10 ans est suffisante pour comparer avant et après la mise en place d'une aire protégée (Hervé *et al.*, 2010). L'objectif de reconstitution de la couverture végétale tous les 5 ans est plus difficile à atteindre. Par contre le suivi des dynamiques de fragmentation paysagère justifie un pas de temps plus serré, inférieur à 5 ans, si possible même annuel. C'est pourquoi nous recherchons pour la forêt de Mikea une fréquence quasi-mensuelle pour suivre l'étendue spatiale de feux de grande ampleur qui ont marqué les années 2014 et 2015.

Tableau II: Acquisition d'images satellitaires en forêts sèches du sud-ouest de Madagascar

Capteur	Date jj/mm/aaaa	Numéro de scène KJ	Résolution	Remarque et Observation	Source	
Spot 4	05/03/1997	163-395	20 m	Analamisampy (Nord Mikea)	Image GEREM Tuléar	
	03/07/1997	163-395		Analamisampy (Nord Mikea)		
	05/05/1997	164-395				
	07/03/1999	164-395				
	13/03/1999	163-394		Nord de Basibasy		
	13/03/1999	163-395		Analamisampy (Nord Mikea)		
	13/03/1999	163-396		Analamisampy (Sud Mikea)		
	15/03/2001	163-394		Nord de Basibasy		
	15/03/2001	163-395		Analamisampy (Nord Mikea)		
Spot 5	19/03/2008	162-395	2.50 et 10 m	Analamisampy (Nord-Ouest Mikea)	CNT	
	19/03/2008	162-396		Analamisampy (sud-ouest Mikea)		
	15/02/2009	163-395	2.50 et 10 m	Analamisampy (NordMikea)	CNT (thèse HR Ravonjimalala)	
	15/02/2009	163-396		Analamisampy (Sud Mikea)		
	2011	<i>162-395</i>	2.50 et 10 m	Nord Mikea	Espace DEV SEAS-OI	
		162-396		Sud Mikea		
		163-397		Soalara		
	17/08/2012	163-395	2.50 et 10 m	Analamisampy (Nord Mikea)	SEAS-OI (thèse HR Ravonjimalala)	
	17/08/2012	163-396		Analamisampy (Sud Mikea)		
04/03/2013	163-396	Analamisampy (Sud Mikea)				
Spot 5	12/03/2014	<i>162-395</i>	J, T	Analamisampy (Nord ouest)	SEAS-OI (thèse HR Ravonjimalala RAMI)	
	12/03/2014	162-394	J, T			
	12/03/2014	163-395	J, T	Analamisampy (Nord Mikea)		
	12/03/2014	163-394	J, T			
Spot 5	12/11/2013	<i>162-395</i>	J = 2.50 et T = 10 m	Nord Mikea	SEAS-OI (DH - 03/12/2014)	
	03/06/2014	<i>162-395</i>	J = 2.50 et T = 10 m	Nord Mikea		
	28/10/2014	<i>162-395</i>	J = 2.50 m	Nord Mikea		
	11/11/2014	<i>162-395</i>	J = 2.50 m	Nord Mikea		
Spot5	28/11/2014	<i>162-395</i>	J = 2.50 m	Nord Mikea	SEAS-OI (DH – 03/2015)	
	07/12/2014	<i>162-395</i>	J = 2.50 m	Nord Mikea		
Landsat 7	21/04/1990	161-075	30 m	Nord Analamisampy	USGS (thèse HR Ravonjimalala)	
	15/04/1999	161-075				
	30/04/2002	161-075				
	22/04/2005	161-075				
	05/03/2008	161-075				
	14/05/2010	161-075				
	24/04/1991	161-076	30 m	Sud Analamisampy	USGS (thèse HR Ravonjimalala)	
	15/04/1999	161-076				
	30/04/2002	161-076				
	22/04/2005	161-076				
	06/04/2008	161-076				
	14/05/2010	161-076				
	Landsat 8	20/04/2013	161-075	15 et 30 m	Nord Analamisampy	USGS (thèse HR Ravonjimalala)
		26/08/2013				
20/04/2013		161-076	15 et 30 m	Sud Analamisampy		
26/08/2013						

Exemples d'interdisciplinarités

EXEMPLE 1 – DIALOGUE ENTRE ECOLOGIE ET AGRONOMIE A PROPOS DU CONCEPT DE RESILIENCE

L'intention est d'adapter le dispositif de conservation des forêts à leur degré de résilience, qui diffère entre forêts humides, forêts sèches et fourrés à épineux, en évaluant leurs capacités de régénération. Un objectif spécifique est de comprendre les déterminants des transitions forêts-savanes et d'évaluer les disponibilités fourragères des savanes issues de forêts ou voisines des forêts restantes. Ces objectifs, qui paraissent à premier abord relever de l'écologie, en abordant la dynamique des formations forestières, doivent intégrer les successions culturales qui ont donné lieu, une fois abandonnée la culture, aux recrûs forestiers, d'où un dialogue nécessaire entre écologie et agronomie.

Les forêts humides dites « originelles » sont très rarement « primaires » (Carrière *et al.*, 2007), elles sont plus ou moins matures ou secondarisées ; en effet on y trouve des vestiges humains, habitat, tombeaux, datant d'un cycle passé ou ré-initié récemment d'exploitation aurifère. Comment passer d'un qualificatif « forêt » à un terme « forêts » qu'il faudrait alors pouvoir classer en types de forêts ? En effet, ces forêts ne sont ni homogènes, ni monolithiques (Randrianarivo *et al.*, 2014). La taille des massifs est réduite par rapport aux grands bassins forestiers de l'Amazonie ou d'Afrique centrale, et les paysages sont des mosaïques dominées par des lambeaux forestiers. Par ailleurs, l'effet de l'historique culturel se marque, dans la parcelle abandonnée, même très longtemps après l'abandon de culture, sur la composition et la structure des forêts secondaires.

Des études récentes ont montré qu'à la différence des forêts sèches du sud-ouest (Razanaka *et al.*, 2001), non résilientes, les forêts humides de moyenne altitude pouvaient se régénérer après l'exploitation (Randriamalala, 2009 ; Randriambanona, 2008), à la condition que leur mise en culture après l'abattis-brûlis ne soit pas suivie d'autres perturbations (défrichage, feux, pâturage, plantation). La capacité de résilience varie donc selon les types de forêts ; élevée en forêt humide, elle est faible mais non nulle en forêt sèche (Randriambanona *et al.*, 2015).

Pour les forêts humides, la thèse d'Andry Randrianarison pose l'hypothèse d'une importance des espèces pionnières dans la régénération des forêts humides et dans le stockage du carbone (Randrianarison *et al.*, 2014). Les possibilités de régénération apparaissent plus élevées dans la forêt ombrophile de l'est que dans la forêt xérophile de l'ouest. 2 % des parcelles suivies dans 3 bassins-versants d'Ambendrana (en forêt humide) durant 50 ans sont passées par une étape de régénération à plus de 30 ans, et parmi ces 4 parcelles, deux parcelles à plus de 40 ans (Hervé, 2015). Ce pourcentage peut paraître faible, mais il est significatif que la régénération s'observe bien, même dans des bassins versants amplement aménagés et cultivés.

La réduction de la durée de régénération des jachères à des forêts secondaires, en passant de 50 ans à moins de 30 ans, permettrait d'envisager des cycles de rotation plus courts en faisant appel aux recrûs âgés, à la place de la forêt mature, pour les mises en culture par défrichage. Il manque cependant des références pour comprendre comment se comporte une formation végétale forestière entre 20 et 50 ans. Les parcelles pouvant être datées sur de telles durées sont rares, ou elles sont rarement étudiées, si bien que l'on manque de références pour définir des rotations longues incluant des jachères forestières entre 10 et 20 ans d'âge (Hervé, 2015).

Par ailleurs, en zone de forêt sèche, une des 7 parcelles suivies depuis 20 ans présentait un faciès de régénération forestière (Randriambanona *et al.*, 2015). La régénération est plus lente mais elle n'est pas nulle ni impossible en forêt sèche. Des formes de régénération existent donc mais elles sont rares et plus difficiles ou lentes en forêt sèche qu'en forêt humide. Les composantes de cette régénération, qui reste mal connue, sont à l'étude : banque de graines (Randriamalala *et al.*, 2012), degré de connectivité entre les fragments forestiers (Ravonjimalala *et al.*, 2014). Le diagnostic d'une faible résilience des fourrés xérophiles débouche sur des recommandations en

matière de fabrication de charbon de bois et de conduite au pâturage des caprins (Radosy & Randriamalala, 2015).

EXEMPLE 2 - UNE INTERDISCIPLINARITE NECESSAIRE POUR INTERPRETER DES IMAGES SATELLITAIRES

Nous proposons de revisiter une expérience concrète d'interprétation d'images satellitaires pour l'analyse multi-dates d'une couverture forestière hétérogène, la forêt ombrophile de l'est malgache. Notre propos s'appuie sur un terrain partagé, parcouru à l'est de Fianarantsoa en 2011 (Hervé *et al.*, 2012a) et 2012 (Hervé *et al.*, 2012b) par une équipe pluridisciplinaire, suivant les voies accessibles par voiture et à pied, dans deux communes en contact avec la forêt ombrophile, Androy et Ambohimahasina (région de la Haute-Matsiatra).

Pour identifier des paysages en commun entre plusieurs disciplines, dont on pourra extraire des mesures, des objets d'étude sont construits sur le terrain par le croisement de différents points de vue, avant de cerner s'ils sont reconnaissables sur les images satellitaires prises à des dates les plus proches possibles, une fois qu'elles sont traitées pour aboutir à des classifications. La situation particulière qui nous intéresse est une mosaïque paysagère des massifs forestiers et leurs marges, dans la forêt ombrophile du sud-est de Madagascar, plus précisément dans le corridor forestier situé à l'est des villes de Fianarantsoa et d'Ambalavao, qui relie les parcs nationaux de Ranomafana et d'Andringitra. Ce type de mosaïque est représentatif des pressions exercées sur la couverture forestière résiduelle.

Trois représentants des disciplines de géographie, agronomie et écologie, ont dialogués entre eux, puis sous le contrôle d'un géomaticien spécialiste en télédétection, pour élaborer une typologie commune des paysages qui se repèrent ensuite sur des images satellitaires. Face à une fusion peu vraisemblable entre le point de vue de l'agronome exprimé par des « états d'occupation du sol entre lesquels on peut faire apparaître des transitions », le point de vue de l'écologue exprimé par « des habitats définis à partir de la structure de la végétation », le point de vue du géographe «qui nomme ce qui se voit à travers les usages», un point de vue commun aux thématiciens ne peut résulter que d'une négociation. La difficulté d'aboutir à une représentation commune tient à la place donnée d'une part à l'exhaustivité de ce qu'on voit et d'autre part aux changements d'occupation du sol pour comprendre les dynamiques spatiales. Le traitement d'images s'invite alors dans ce dialogue en mettant dans la balance les résultats des classifications de la télédétection : que parvient-on à discriminer, avec quel degré de confusion ? Quelles catégories utilisées par les thématiciens sont reconnaissables donc validées, et quelles catégories sont rejetées ? Quelles classes pourraient être regroupées, et à quel niveau hiérarchique ? Une fois accordée une typologie des paysages à une date récente, qui autorise une reconnaissance de terrain, quelles dynamiques peuvent être reconstruites entre des occupations du sol comparables entre cette date et d'autres dates antérieures ?

Tableau III: Lexique des concepts utilisés dans le projet FPPSM**CONCEPTS GENERAUX**

Viabilité, Résilience, Adaptation, Transition, Pauvreté

ECOLOGIE

Formation végétale, Succession végétale

Habitat écologique

Forêt, Déforestation

Savanisation

Arbre (A), Amas forestier (AF), Lambeau forestier (LF), Massif forestier (MF)

Forêt (F), Forêt dense (Fd), Forêt claire ou dégradée (Fc) ; Forêt humide (FH), Forêt sèche (FS)

Fourré (f) : fourré xérophile, fourré à épineux, fourré dense... le fourré est toujours bas et continu.

Arbuste (a), Amas arbustif (aa), Arbustif discontinu (ad) : couverture arbustive discontinue, Arbustif continu (ac) : couverture arbustive continue.

Steppe (St)

Savane (Sa), savane herbacée (Sh), savane arbustive (Sr), savane arborée (SR)

Herbacé, Graminée = Herbe (H)

Recrû, recrû jeune, recrû âgé, sans présager d'une remise en culture ultérieure ; c'est pourquoi nous le distinguons de la jachère. Recrû herbacé, recrû forestier.

AGRONOMIE

Succession de culture, Système de culture, Jachère

Jachère (J) = recrû, non-culture, dont on attend qu'il soit remis en culture ultérieurement.

Jachère jeune, Jachère âgée ; Jachère herbacée, Jachère forestière

Jachère intermédiaire ou inter-cultures ; Jachère finale ou post-cultures

Cycle de culture, cycle cultural : du semis ou plantation jusqu'à la récolte, puis jachère d'inter-cultures ;

un cycle = C + J

Labour, Semis, Sarclage, Récolte

Zone de production, Zone intermédiaire, Echelle intermédiaire

Système de production, Unité de production familiale

Typologie de systèmes de production

Abattis-brûlis : F → C ou P → C, avec feu, l'abattis (coupe à la hache) précédant le brûlis, réalisé une fois le bois sec.

Défriche-brûlis : J → C, avec feu, défriche sans grands arbres à couper à la hache, suivie de brûlis, réalisé une fois les arbustes secs.

GEOGRAPHIE

Paysage, Type de paysage, Macro-paysage, Dynamique de paysage

Composant paysager, Unité paysagère, Facette paysagère

Petite région

Matrice, Tache, Fragmentation, Connectivité.

Le travail autour des images et les choix nécessaires de traitements pour identifier les objets puis séparer des classes (confusion radiométrique) obligent à structurer les objets d'analyse par rapport à une typologie forcément plus simple que celle préalablement définie par chaque discipline. Ces choix simplificateurs, proposés par le géomaticien, sont argumentés par des mesures propres de pertinence et d'incertitude. Un dialogue fait donc son chemin entre des portions d'espace vues mais qu'il s'agit de qualifier, à plusieurs, par une occupation

du sol homogène, en explicitant puis en dépassant les différences lexicales entre disciplines (Tableau III), et des résultats de classifications visant à discriminer sur une base spectrale des amas de pixels différents avec toute une chaîne de traitements. Il faut dans ces allers et retours se résoudre à des simplifications, négocier des regroupements de classes, pour parvenir à une légende commune, partagée, nécessaire à l'établissement de cartes ou à la comparaison de l'occupation du sol entre deux dates.

EXEMPLE 3 – UN DIALOGUE NECESSAIRE ENTRE AGRONOMIE ET ECONOMIE A PROPOS DU CONCEPT DE VIABILITE

L'objectif affiché dans le projet FPPSM était de prospecter des alternatives économiques et des pratiques innovantes des populations vivant des forêts, en tenant compte des aspects démographiques et de la disponibilité des ressources naturelles. Il faut en effet trouver un équilibre entre la dynamique des ressources forestières et les conditions de survie des familles riveraines de ces formations forestières.

Suite au projet ANR DEDUCTION (2007-2010), dont l'université de Fianarantsoa était l'un des partenaires avec un chantier dans le COFAV, des résultats d'analyses de viabilité avaient été publiés en forêt humide (Bernard, 2009 ; Bernard & Martin, 2012), et dans l'extrême sud malgache (Fanakoa, 2010 ; Andrés-Domenech *et al.*, 2014). Leurs auteurs étaient des économistes et des mathématiciens. Dans le projet FPPSM qui a suivi (2011-2014), nous avons appliqué ce concept de viabilité au sud-ouest malgache, dans un contexte de forêts sèches, en alimentant un modèle de viabilité par des résultats d'enquêtes socio-économiques.

Une approche agronomique de la survie des ménages passe par l'analyse du fonctionnement des exploitations agricoles et de leur diversité, par le moyen de typologies. Une mise en perspective de ces typologies sur un temps long supérieur au cycle de vie d'un ménage permet de reconstituer des trajectoires entre des types d'exploitations agricoles. Ces trajectoires prennent du sens lorsqu'elles sont calées avant et après la création d'aires protégées. Un moyen d'y parvenir est de comparer des typologies d'exploitations agricoles à dix ans d'intervalle. Avec des typologies à dix ans d'intervalle, on se donne les moyens de tracer les trajectoires qu'ont suivies les types d'exploitation identifiés au départ.

En forêt sèche, nous disposons de deux typologies élaborées à 10 ans d'intervalle dans la même commune d'Anamisampy, forêt de Mikea. En 2001, des enquêtes exhaustives à Andraketa, sur le front de défriche de la forêt, et des enquêtes par sondage dans la partie de la commune d'Analamisampy concernée par la *hatsaka* (semis de maïs sur brûlis), ont donné lieu à une typologie des exploitations familiales (Aubry & Ramaromisy, 2003). Des observations complémentaires en économie datant des années 2005 ont été ensuite publiées en 2007 (Aknin *et al.*, 2007). Dix ans plus tard, des enquêtes socio-économiques ont été réalisées sur un transect allant de la lisière forestière à l'Ouest (ancienne zone de *hatsaka*), jusqu'à l'Est de la RN9, la zone traditionnellement cotonnière, dans le cadre de deux DEA soutenus à l'ESSA Agromanagement (Randrianomanana, 2013 ; Andrianantenaina, 2013).

En forêt humide, une typologie a été élaborée par Aurélie Toillier en 2004, ans la commune d'Androy, puis publiée dans sa thèse en 2009. Une actualisation avait été envisagée dans le cadre du projet PARRUR 3 en 2012, mais le projet n'a pas été accepté. Il reste donc à en faire une actualisation. Ces typologies répétées et l'analyse des trajectoires qui en découlent se trouvent limitées par le pas de temps. Pour aller au-delà de 10 ans et fouiller les relations entre exploitations agricoles, vulnérabilité des ménages et variations de la consommation alimentaire, des suivis plus longs doivent être entrepris. C'est ce qui est fait dans le réseau des observatoires ruraux (ROR¹⁷) et, pour ce qui nous intéresse, dans les observatoires situés dans la même région des Hauts Plateaux et bordures forestières à l'Est. Andrianantoandro & Bélières (2015) ont traité les données de l'observatoire d'Ambohimahaso en 2008, et les ont complétées par des entretiens en 2010 et 2011, avec une hypothèse d'impact de la structure

¹⁷ Le Réseau des Observatoires Ruraux ou ROR dépendant de la primature a fonctionné de 1999 à 2009 (<http://www.padr.gov.mg/index.php/le-reseau-des-observatoires-ruraux-ori2/>). En 2008, le réseau comportait 13 observatoires de 500 ménages en moyenne dans chaque observatoire. A la suite des la crise de 2009, il en est resté 4. D'autres observatoires de la vulnérabilité des ménages ont démarré en 2012 dans le Sud de Madagascar sous l'égide de la FAO.

démographique sur la vulnérabilité des ménages, en l'absence de capitaux financiers. C'est une étude statique. Les éléments de comparaison utilisés dans cet article, qui datent de 2003 (Minten & Razafindraibe, 2003), ne permettent pas de retracer des trajectoires, le délai de 2003 à 2008 étant trop court. Pour estimer l'évolution de la diversité des exploitations sur un pas de temps de 10 ans, des alliances sont probablement à envisager avec les observatoires ROR (Réseau d'observatoires ruraux) qui ont fonctionné jusqu'à 2009, les dispositifs d'enquêtes de l'INSTAT et les nouveaux observatoires mis en place par la FAO sur la vulnérabilité des ménages dans tout le Sud de Madagascar. Ces données de population et de revenus des ménages permettraient de mettre en perspectives nos analyses de la viabilité des ménages, tant en forêt sèche (travail amorcé) qu'en forêt humide (travail qui resterait à actualiser)¹⁸.

Dans le cadre des recherches sur la vulnérabilité des familles du Sud de Madagascar, initiées par le CITE et l'UMR Résiliences de l'IRD en 2012 et poursuivies à présent par la FAO, des indicateurs sont suivis annuellement chez un grand nombre de familles dans toutes les villes du pourtour Sud de Madagascar, depuis Manakara jusqu'à Toliara. L'évolution de la vulnérabilité des familles pourra ainsi être reliée à la pression de déforestation exercée sur les forêts littorales du sud-est et sur les forêts sèches du sud-ouest. Dans ces relations, des données de démographie localisées font défaut. Les taux de croissance démographique ont été estimés en ville, mais les données sont beaucoup plus rares dans les communes rurales, et surtout sur les franges forestières. C'est pourquoi une recherche fouillée avait été menée à Ambendrana et Amindrabe (Hervé *et al.*, 2011) sur les sources disponibles de données démographiques afin d'en dégager une méthode applicable à une plus vaste échelle. Les deux principales difficultés rencontrées sont d'une part la dynamique des frontières des unités de recensement, avec des divisions de communes lorsqu'elles deviennent trop peuplées, et d'autre part l'absence de références chiffrées sur les migrations (émigrations et immigrations), surtout en zones forestières.

Il s'agit de relier l'évolution des surfaces défrichées (forêt – surface cultivée) en fonction des capacités d'investissement en travail, soit pour l'aménagement de casiers rizicoles, soit pour la défriche de forêts ou de vieilles jachères forestières. Dans chaque cas, quel est le moteur de l'accumulation de capital dans la famille élargie et comment se différencient les petits exploitants pauvres et les gros exploitants ?

Contrairement à ce qu'on pense communément, ce ne sont pas les plus pauvres qui défrichent mais ceux qui ont une capacité d'investir en payant des défricheurs. Face aux grands défricheurs du sud-ouest, l'aire protégée serait un moyen efficace de protection de la forêt, mais les moyens financiers sont insuffisants pour organiser des patrouilles. Ce sont les ONG, parfois confessionnelles, qui en restant sur place, ont un rôle de surveillance. La participation des communautés de base à la gestion des forêts est analysée dans la durée ; tout la chaîne des institutions doit fonctionner pour que la conservation soit assurée (Ganomanana *et al.*, 2015).

Une population, globalement pauvre mais internement très disparate, et dont la pression démographique reste positive (les seules régulations en œuvre semblent être les migrations), exploite des zones forestières, sources de terrains pour la culture (rizières en priorité) ou pour l'herbe (élevage de zébus). Chaque famille constitue un capital commun qu'elle transmet à ses descendants, tout en assurant sa survie sur un pas de temps annuel, souvent de manière précaire puisque le recours à la soudure est généralisé¹⁹. La raréfaction des ressources, ou l'insécurité d'accès à ces ressources qui empêche une gestion durable, mettent en péril cette survie d'une part et la transmission d'un certain capital, d'autre part.

Les anciens perçoivent-ils cette situation ? Sont-ils inquiets pour leurs descendants ? Envisagent-ils des alternatives au capital acquis par le foncier (forêt humide) ou par les zébus (forêt sèche) ? Les stocks de terres gagnées sur la forêt ombrophile par un premier défrichement donnent droit d'accès aux descendants, ce défrichement sert à nettoyer les versants des bas-fonds aménageables en rizières. Un premier signal d'alarme de cette dynamique de fond est donné par la saturation des bas-fonds aménageables (Rakotohasimbahoaka *et al.*, 2010).

¹⁸ Des collaborations sont envisageables avec des économistes, d'une part du C3EDM de l'Université d'Antananarivo, avec lequel l'UMR GRED est associée, d'autre part de l'UMI Résiliences de l'IRD.

¹⁹ Il s'agit d'une soudure relative consistant en plusieurs mois par an sans riz. Soit l'alimentation journalière est complétée avec des tubercules, soit la ration de riz est réduite à deux repas ou même un seul repas par jour.

Les stocks de zébus maintenus sur des parcours extensifs avec un gardiennage minimum, en valorisant un taux de reproduction naturel, qui même avec des aléas, rivalise avec un taux de prêt bancaire si celui-ci était octroyé aux éleveurs, maintenaient la trésorerie anti-risque des gros exploitants dans les savanes issues des forêts sèches (Randrianomanana, 2013). Un signal d'alarme est donné par la baisse des effectifs bovins du fait de l'insécurité et la tentative d'élaborer une alternative d'élevage caprin adapté aux ressources fourragères des fourrés xérophiles (Randriamalala *et al.*, 2015).

Est-ce que la détérioration récente des conditions de vie remet en cause la constitution de ce capital que lèguera le plus ancien après sa mort, ou remet en cause sa transmission « comme avant », les ayants-droits étant devenus trop nombreux ? Peut-on continuer comme avant ou bien les ménages doivent-ils inventer de nouvelles formes de constitution et transmission de ce capital ?

Construction d'une interdisciplinarité par la modélisation

Des écologues formés à l'IRD depuis 1996 ont acquis une bonne expérience des forêts humides et des forêts sèches du Sud de Madagascar. La jonction est en train de se faire (par binômes ou double formation) avec des télédéTECTEURS formés au Comité National de TélédéTECTION (CNT) depuis 2008 en collaboration avec l'UMR 228 de l'IRD Montpellier, le Cnes de Toulouse et l'Unesco, et plus récemment grâce au master international TRN. Le recrutement d'un géophysicien, géomaticien en télédéTECTION au CNRE pour travailler avec des écologues terrestres, est un bon signe qui va dans ce sens.

Dans d'autres domaines que l'écologie ou la télédéTECTION, des outils de formalisation ont été testés également en sciences humaines et sociales pour traiter de la gouvernance, à l'Université de Fianarantsoa. La thèse en informatique de Thierry Ganomanana aborde la modélisation des transferts de gestion (Ganomanana *et al.*, 2011 ; Ganomanana *et al.*, 2015). L'autre thèse en informatique, de Jean-Hyacinthe Ramaroson, traite de l'interprétation paysanne des cartes produites pour gérer les transferts de gestion (Ramaroson *et al.*, 2012a ; Ramaroson *et al.*, 2012b) et de l'apport de leur formalisation pour l'obtention d'un consensus (Ramaroson *et al.*, 2013 ; Hervé *et al.*, 2014). Ces deux recherches, complémentaires, apportent des connaissances originales sur les transferts de gestion utiles pour la définition d'une nouvelle politique environnementale à Madagascar.

Depuis 2004, des mathématiciens et informaticiens de l'Université de Fianarantsoa ont donc pratiqué la modélisation de questions environnementales, comme le prouvent les thèses terminées et en cours à la suite du projet ANR Deduction (2007-2011) et de l'école Cimpa 2008 à Fianarantsoa : « Méthodes mathématiques et informatiques pour la modélisation des paysages » (Hervé & Treuil, 2008) qui trouve comme dernier prolongement la thèse de H.R. Ravonjimalala sur la fragmentation des paysages forestiers (Ravonjimalala *et al.*, 2014).

Des modèles de transition issus du programme MEM (Modélisation pour l'Environnement à Madagascar) pour les forêts humides et du projet FPPSM (Forêts, Parcs, Pauvreté dans le Sud de Madagascar) pour les forêts sèches sont combinés à des modèles de viabilité issus du projet ANR DEDUCTION (Bernard, 2009 et 2011 ; Bernard & Martin, 2012 ; Hervé *et al.*, 2009 ; Hervé, 2012 ; Durand *et al.*, 2012) pour tester des scénarii et des modalités d'interventions. Dans chaque cas, l'évaluation de la viabilité économique des familles vivant de la forêt et le suivi des densités de population permettent de dégager des pistes de développement.

Comme éléments de réflexion pour répondre à ces questions de développement, des modèles de transition et des modèles de viabilité sont ajustés pour chacun des écosystèmes humides et secs étudiés.

En forêts humides : Pour la population du corridor COFAV mobilisée dans des migrations internes (Betsileo-Tanala), le moteur des défrichements est l'aménagement des bas-fonds en rizières, un capital se constitue donc en rizières ; le signal d'alarme est la saturation des bas-fonds en rizières dont l'extension rencontre des limites, le

basculement dans un autre système est à anticiper ; il dépend de la transition forêt-savane.

En forêts sèches : Pour la population autochtone et migrante (venus du Sud), le capital s'accumule sous la forme d'animaux sur pieds, les zébus, dont les pâturages s'étendent sur les savanes issues de la dégradation des forêts sèches et des steppes à épineux. Le moteur des défrichements est la culture commerciale de maïs, puis de coton ; le signal d'alarme est l'insécurité qui rend trop risqué le stockage de zébus sur pied et, sur un autre plan, la généralisation des attaques de criquets favorisées par l'ouverture des couvertures arbustive et arborée à la savane. Les conditions de survie ne sont plus assurées.

Une thèse en informatique a été consacrée au modèle de transition en forêt humide (Ratiarson *et al.*, 2011), en le calibrant et le validant sur deux jeux d'historique culturels de parcelles, dans le COFAV. Une base de données d'usage annuel d'une population de parcelles sur 50 ans (1956-2006), a été constituée en 6 ans, avec des observations qui s'échelonnent de 2004 à 2008. La valorisation de la seconde période d'observation de 2006 à 2011 reste à faire. Ce premier modèle a été adapté et modifié pour les forêts sèches. Le second modèle sera traité avec des pixels issus des analyses d'images satellitaires, en valorisant la série multi-dates obtenue à partir de l'actualisation des recherches sur la forêt de Mikea. Les scénarios envisagés concernent l'évolution du couvert forestier et les relations entre les états post-forestiers Culture, Jachère et Herbe, en regard des densités de population. Sur le COFAV, la population des communes a été suivie entre plusieurs dates, en ayant soin de corriger les limites de ces communes qui sont modifiées par les fusions ou les divisions ou encore le passage de communes à districts (Hervé *et al.*, 2011) ; ce travail resterait à faire en forêt sèche.

Les deux modèles de viabilité élaborés par des mathématiciens économistes dans le cadre du projet ANR DEDUCTION (2007-2010) respectivement pour les forêts humides du COFAV et les forêts à épineux de l'Androy, sont appliqués aux contextes, différents dans les deux cas, de la constitution et transmission d'un capital familial, sur la base d'enquêtes sur l'économie familiale, dans les sites connus et revisités du COFAV (en projet) et de la forêt de Mikea (travaux d'étudiants valorisés en DEA). Ces deux études s'appuient sur des typologies passées datant d'une dizaine d'années, ce pas de temps permet d'apprécier déjà des tendances dans les trajectoires d'adaptation des familles.

Discussion

Pour atteindre ses objectifs, le dispositif pluridisciplinaire qui a fait ses preuves doit être pérennisé et consolidé : agronomie-écologie (à Tana, UA, DBEV et ESSA, et CNRE et à Toliara, UT Biodiversité et environnement), géographie-géomatique (à Tana, IOGA-CNT et département de géographie de l'UA), math-informatique (à Fianarantsoa, dept. Mathématiques et ENI). Un dialogue est nécessaire entre thématiciens entre eux et entre thématiciens et modélisateurs pour parvenir à des concepts partagés. Il faut donc aussi que ces possibilités de dialogue soient accueillies et fomentées par des institutions et qu'un cadre pérennisé et financé facilite des échanges périodiques entre Antananarivo et Fianarantsoa. Nous suggérons que le CNRE et l'Ecole doctorale « Modélisation – Informatique » de l'Université de Fianarantsoa poursuivent dans cette voie.

Après avoir expérimenté des échanges entre agronomes, écologues et modélisateurs, entre Antananarivo et Fianarantsoa, nous sommes parvenus à présent à une logique de renforcement des trois pôles : environnement, télédétection et modélisation.

Ainsi, à l'initiative du CNRE, un réseau d'écologues de différentes institutions (CNRE, DBEV, ESSA-Forêt) est en cours de consolidation et, dans cet esprit, un projet de « jeune équipe associée » (JEA) a été soumis à l'IRD.

Une proposition serait d'adosser un laboratoire de modélisation des transitions agraires à l'école doctorale « Modélisation-Informatique » de l'Université de Fianarantsoa et d'ouvrir des ponts vers d'autres foyers de recrutement de futurs modélisateurs ; les filières de math-info appliqués (MISA), les ingénieurs sortis de polytechnique ou de l'ESSA à Antananarivo (ESSA-Forêt, ESSA-Agromanagement), qui auraient acquis une

formation plus poussée en informatique. Afin de disposer de temps pour des échanges inter-disciplinaires, l'idée est de pérenniser un laboratoire de recherche sur les approches markoviennes et bayésiennes des transitions post-forestières, basé à Fianarantsoa mais qui maintienne des relations avec les thématiciens à Antananarivo. Il apparaît donc possible de structurer une équipe de recherche dédiée à la modélisation des transitions agraires, qui serait adossée à l'Ecole doctorale Modélisation – Informatique de l'Université de Fianarantsoa²⁰.

Conclusion

Nous retenons de cette expérience l'apprentissage d'un collectif avec une dimension qui peut peser sur les réponses à des appels d'offre et la construction d'une plateforme pérenne qui pourrait prendre la forme d'un observatoire. Des compétences ont été réunies et un apprentissage est en cours pour répondre à la question : Comment relier les changements de paysage, la résilience des écosystèmes, et la lutte contre la pauvreté ? Nous avons montré que la question qui en découle concerne l'organisation de la recherche : Comment faire travailler ensemble des écologues, des agro-économistes, des géographes, des géomaticiens, des modélisateurs dans des structures de recherche pérennes ?

La discussion reste ouverte en ce qui concerne les modélisateurs. Est-il envisageable d'attirer les thématiciens dans des équipes de math-informatique, en maintenant des thématiques d'application attractives (agronomes ou agro-économistes se formant en informatique) ? Une autre option est d'envoyer des informaticiens et mathématiciens pour aller travailler dans des équipes de thématiciens, le temps du développement d'une application.

Des collaborations scientifiques entre institutions de recherche malgaches, entre universités centrale et de province, entre centres de recherche et universités sont fructueuses ; elles peuvent se développer grâce à des plateformes plus larges comme l'a démontré le collectif Sud Madagascar. Un retour sur résultats pourrait être organisé auprès des signataires de la mise en place du Collectif Sud Madagascar ou du collectif élargi à l'issue du projet au 15 juin 2014, pour les convaincre de l'intérêt de pérenniser ce collectif. Cette pépinière d'initiatives est en tout cas un gage pour de futurs montages de projets.

Des ponts sont également envisagés avec d'autres équipes et collectifs à Madagascar: C3EDM (UA), CNT (UA), UPR GREEN (CIRAD), Réseau DP Forêts (CIRAD), INSTAT Madagascar. Ces acquis sont à valoriser de manière à poursuivre des analyses comparées entre forêts humides et forêts sèches et une projection prospective des dispositifs de conservation à l'échelle nationale de Madagascar. C'est possible en renforçant des réseaux existants afin qu'ils fonctionnent réellement en réseau. C'est la condition pour s'ouvrir à l'international dans la direction de l'Océan indien et, pourquoi pas, jusqu'en l'Afrique de l'Est.

²⁰ Le noyau existant se compose de : Ratiarson Venot (ENI – Markov, SMA), Rakotsimbahoaka Cyprien (ENI – Automate cellulaire), Raheiririna Angelo (ENS – Analyse bayésienne), Ganomanana Thierry (Faculté des sciences, logique floue, catégories).

Références bibliographiques

- Aknin A., Aubry C., Méral P., 2007 : « Risques et stratégies paysannes dans la forêt de Mikea », dans Chaboud C., Froger G., Méral P. (sous dir.), *Madagascar face aux enjeux du développement durable. Des politiques environnementales à l'action collective locale*. Paris : Karthala, coll. Economie et Développement, p. 203-226.
- Andrés-Domenech P., Saint-Pierre P., Smala-Fanakoa P., Zaccour G., 2014 : « Sustainability of the dry forest in Androy. A viability analysis ». *Ecological Economics*, 104C : p. 33-49.
- Andrianantenaina N.O., 2013 : *Conséquences des évolutions socio-économiques et environnementales dans le sud-ouest de Madagascar sur les exploitations agricoles en bordure du parc national Mikea*. DEA en Agro-Management, Département Agro-Management, ESSA Université d'Antananarivo, 52 p. + annexes.
- Andrianantoandro V.T., Bélières J.F., 2015 : « L'agriculture familiale malgache entre survie et développement : organisation des activités, diversification et différenciation des ménages agricoles de la région des Hautes Terres ». *Agricultures familiales, Revue Tiers Monde – IEDES*, Numéro spécial, 1 (1) : p. 69-88.
- Andrianarivo A., Delaître E., Laques A.-E., Carriere S., Hervé D., 2015 : « Détection de changement de l'occupation du sol dans une commune à la périphérie de la forêt humide de Fianarantsoa », dans D. Hervé, S. Razanaka, S. Rakotondraompiana, F. Rafamantanantsoa, S. Carrière (eds.), *Transitions agraires au sud de Madagascar, résilience et viabilité deux facettes de la conservation*. Actes du séminaire de synthèse du projet FPPSM, 10-11/06/2013, Antananarivo, IRD – FSP/PARRUR : p. 31-43.
- Aubry C., Ramaromisy A., 2003 : « Typologie d'exploitations agricoles dans un village du front pionnier de la forêt de Mikea (sud-ouest de Madagascar) ». *Cahiers Agricultures*, 12 : p. 153-65.
- Bernard C., 2009 : « Mathematical modelling of sustainable development: an application to the case of the rain-forest of Madagascar », dans *BIOMAT 2009*. 9th International Symposium on Mathematical and Computational Biology, 1-6 August, Brasilia, Brasil, Mondaini RP, p. 152-166.
- Bernard C., 2011 : *La théorie de la viabilité au service de la modélisation mathématique du développement durable. Application au cas de la forêt humide de Madagascar*. Thèse doctorat en mathématiques appliquées. Ecole doctorale sciences fondamentales, laboratoire d'ingénierie des systèmes complexes LISC-Cemagref, Univ. Blaise-Pascal, Clermont II, 153 p.
- Bernard C., Martin S., 2012 : « Comparing the sustainability of different action policy possibilities. Applications to the issue of both household survival and forest preservation in the corridor of Fianarantsoa ». *Mathematical Biosciences*, 245(2) : p. 322-30.
- Blanc-Pamard C., Milleville P., Grouzis M., Lasry F., Razanaka S., 2005 : « Une alliance de disciplines sur une question environnementale : la déforestation en forêt de Mikea (sud-ouest de Madagascar) ». *Natures Sciences Sociétés*, 13 (1) : p. 7-20.
- Blanc-Pamard C., Rebara F., 2001 : « L'école de la forêt : dynamique pionnière et construction du territoire », dans Razanaka S., Grouzis M., Milleville P., Moizo B., Aubry A. (eds.), *Sociétés paysannes, transitions agraires et dynamiques écologiques dans le sud-ouest de Madagascar*, CNRE/IRD, Antananarivo, pp. 117-137.
- Carrière S.M., Ratsimisetra L., Roger E., 2007 : « Le couloir forestier de Fianarantsoa : forêt « primaire » ou forêt des hommes ? », dans Serpantié G., Rasolofoharinoro, Carrière S. (eds.), *Transitions agraires, dynamiques écologiques et conservation : le « corridor » Ranomafana-Andringitra, Madagascar*. Antananarivo, Actes du séminaire GEREM, 9-11 novembre 2006, p. 39-47.
- Durand M.H., Martin S., Saint-Pierre P., 2012 : « Viabilité et développement durable ». *Natures Sciences Sociétés*, 20 : p. 271-285.

Fanakoia P.S., 2010 : *Understanding environmental issues using system dynamics methods. Pressure on natural resources in Southern Madagascar*. Les Cahiers du GERAD, G-2010-45, 08/2010 (ISSN: 0711-2440), 15 p.

Ganomanana T., Hervé D., Randriamahaleo S., 2011 : « Dynamique institutionnelle des transferts de gestion dans le corridor Fandriana-Vondrozo (COFAV) ». *Madagascar Conservation & Development*, 6(1) : p. 31-37.

Ganomanana T., Hervé D., Rasoazanamera M., Randriamahaleo S., 2015 : « Modélisation de la régulation institutionnelle de la gestion forestière communautaire au Sud de Madagascar », dans Hervé D., Razanaka S., Rakotondraompiana S., Rafamantanantsoa F., Carrière S. (eds.), », dans D. Hervé, S. Razanaka, S. Rakotondraompiana, F. Rafamantanantsoa, S. Carrière (eds.), *Transitions agraires au sud de Madagascar, résilience et viabilité deux facettes de la conservation*, Actes du séminaire de synthèse du projet FPPSM, 10-11/06/2013, Antananarivo, IRD-FSP/PARRUR : p. 251-266.

Grouzis M., Razanaka S., Le Floc'h E., Leprun J.-C., 2001 : Evolution de la végétation et de quelques paramètres édaphiques au cours de la phase post-culturale dans la région d'Analabo. In Razanaka S., Grouzis M., Milleville P., Moizo B., Aubry C. (dir.), *Sociétés paysannes, transitions agraires et dynamiques écologiques dans le sud-ouest de Madagascar*, Actes de l'atelier CNRE-IRD, 8-10 novembre 1999, Antananarivo, pp. 327-337.

Hajalalaina A.R., Grizonnet M., Delaître E., Rakotondraompiana S., Hervé D., 2013 : « Discrimination des zones humides en forêt malgache, proposition d'une méthodologie multirésolution et multisource utilisant Orfeo ToolBox ». *Revue Française de Photogrammétrie et de Télédétection*, 201 : p. 37-48.

Hajalalaina A.R., Hervé D., Razafimandimby J.P., Delaître E., Desconnets J.C., Libourel T., 2015 : « Formalisation des chaînes de traitements de données spatiales satellitaires sur la forêt à Madagascar », », dans D. Hervé, S. Razanaka, S. Rakotondraompiana, F. Rafamantanantsoa, S. Carrière (eds.), *Transitions agraires au sud de Madagascar, résilience et viabilité deux facettes de la conservation*, Actes du séminaire de synthèse du projet FPPSM, 10-11/06/2013, Antananarivo, IRD-FSP/PARRUR : p. 237-250.

Hervé D., 2012 : « La modélisation environnementale, un outil du politique? », dans Rakoto Ramiarantsoa H., Blanc-Pamard C., Pinton F. (eds.), *Géopolitique et environnement. Les leçons de l'expérience malgache*. Marseille : IRD Editions, coll. Objectifs Suds, Chapitre 5, p. 155-185.

Hervé D., 2015 : « 50 ans d'occupation du sol parcellaire après abattis-brûlis (forêt ombrophile de l'est malgache) », », dans D. Hervé, S. Razanaka, S. Rakotondraompiana, F. Rafamantanantsoa, S. Carrière (eds.), *Transitions agraires au sud de Madagascar, résilience et viabilité deux facettes de la conservation*, Actes du séminaire de synthèse du projet FPPSM, 10-11/06/2013, Antananarivo, IRD-FSP/PARRUR : p. 45-70.

Hervé D., Andrianarivo A., Razanaka S., Batti A., Dadu L., Delaître E., Huynh F., 2010 : « Evolution estimated by remote sensing of forest boundaries in two parks in the rainforest of Madagascar », *labeled UNESCO, 30th ERASeL Symposium: Remote Sensing for Science, Education and Natural and Cultural Heritage*. 31 May – 3 June 2010, UNESCO, Paris, Abstract Book, p. 47-48.

Hervé D., Carrière S., Andrianarivo A., Laques A.E., Delaître E., 2012b : *Rapport de mission FPPSM en forêt humide : Relevés de terrain pour l'interprétation d'images satellites et typologie des paysages (Fianarantsoa) dans les communes d'Ambohimahamasina et Androy (25/06-1/07/2012)*. Atelier pluridisciplinaire sur la télédétection à Antananarivo (2/07/2012) ; Formation à l'usage de GPS au CNT, Antananarivo (5/07/12), Rapport FPPSM N° 9, Novembre 2012, 10 p.

Hervé D., Hajalalaina A.R., Ramanandraibe H.L., Rahaingo Rafanomezantiana T., Randrianantenaina M.T., 2011 : *Aménagement des bas-fonds et population dans les communes du corridor forestier de Fandriana – Vondrozo (COFAV)*. Rapport de recherche MEM (Modélisation pour l'environnement à Madagascar), août 2011, IRD-Université de Fianarantsoa, Fianarantsoa, Madagascar, 54 p.

Hervé D., Laques A.E., Delaître E., Andrianarivo A., Carrière S., 2012a : *Relevés de terrain, images satellites et typologie des paysages en forêt humide, Ambendrana-Amindrabe, commune d'Androy (25/11-01/12/2011)*. Rapport FPPSM N° 3, Projet FPPSM (FSP-PARRUR), Montpellier, 5 p. + 3 annexes.

- Hervé D., Müller J.P., Ratiarson V., Ramamonjisoa B., 2013 : « Validation of agent-based land use model by Markovian model. Application to forest agriculture transitions in Madagascar ». *Studia Informatica Universalis*, 10 (3) : p. 33-61.
- Hervé D., Rakotozafy R., Ratiarson V., Rakotoasimbahoaka C., Raheerina A., Ramarosoan J.-H., Ganomanana T., Randriamahaleo S., 2009 : *Changer de paradigme pour conserver durablement les forêts à Madagascar. Contributions de la modélisation*. Projet DEDUCTION, Colloque Cerisy « Changer pour durer », 19-26/09/2009, 8 p.
- Hervé D., Ramarosoan J.H., Randrianarison A., Le Ber F., 2014 : « Comment les paysans du corridor forestier de Fianarantsoa (Madagascar) dessinent-ils leur territoire ? Des cartes individuelles pour confronter les points de vue ». *Cybergeo: European Journal of Geography* [en ligne] - Disponible sur internet : <http://cybergeo.tevues.org/26387>; DOI: 10.4000/cybergeo.26387, consulté le 23 juillet 2014.
- Lasry F., Blanc-Pamard C., Milleville P., Razanaka S., Grouzis M., 2005. Environnement et pratiques paysannes à Madagascar. Atlas cédérom IRD-CNRE, Paris, IRD-Editions.
- Lasry F., Grouzis M., Milleville P., Razanaka S., 2004 : « Dynamique de la déforestation et agriculture pionnière dans une région semi-aride du sud-ouest de Madagascar : exploitation diachronique de l'imagerie satellitale haute résolution ». *Photo-Interprétation*, 1 : p. 26-33.
- Leprun J.-C., Grouzis M., Randriambanona H.A., 2009 : « Post-cropping change and dynamics in soil and vegetation properties after forest clearing: exemple of the semi-arid Mikea region (southwestern Madagascar) ». *C.R. Geoscience*, 341 : p. 526-537.
- Minten B., Razafindraibe R., 2003 : « Relations terres agricoles – pauvreté », dans Minten D., Randrianarisoa J.-C., Randrianarison L. (eds.), *Agriculture, pauvreté rurale et politiques économiques à Madagascar*. USAID/Cornell University/INSTAT/FOFIFA, p. 10-15.
- Radosy H.O., Randriamalala J.R., 2015 : « Résilience des fourrés xérophiles au pâturage des petits ruminants et à la fabrication de charbon de bois dans la commune rurale de Soalara-Sud », dans D. Hervé, S. Razanaka, S. Rakotondraompiana, F. Rafamantanantsoa, S. Carrière (eds.), *Transitions agraires au sud de Madagascar, résilience et viabilité deux facettes de la conservation*, Actes du séminaire de synthèse du projet FPPSM, 10-11/06/2013, Antananarivo, IRD-FSP/PARRUR : p. 123-137.
- Rakoto Ramiarantsoa H., Blanc-Pamard C., 2014. Biodiversités en partage. Reconfigurations de ruralités dans le corridor forestier betsileo tanala (Madagascar). Marseille, IRD Editions, A travers Champs, 263 p.
- Rakotoarisoa M., Rakotoarimanana V., Razanaka S., Ludovic R., 2015 : « Influence du feu et du pâturage sur la richesse et la diversité floristiques des savanes du sud-est de Madagascar », dans D. Hervé, S. Razanaka, S. Rakotondraompiana, F. Rafamantanantsoa, S. Carrière (eds.), *Transitions agraires au sud de Madagascar, résilience et viabilité deux facettes de la conservation*, Actes du séminaire de synthèse du projet FPPSM, 10-11/06/2013, Antananarivo, IRD-FSP/PARRUR : p. 147-156.
- Rakotoasimbahoaka C., Ratiarson V., Ramamonjisoa B., Hervé D., 2010 : « Modélisation de la dynamique d'aménagement des bas-fonds rizicoles en forêt », dans Sbihi A., Badouel E., Lokpo I. (eds.), *Actes du Xème Colloque Africain sur la Recherche en Informatique et Mathématiques Appliquées*. 18-21/10/10, INRIA-Hope Connexion. CARI 2010, Yamoussoukro, Côte d'Ivoire, Rubrique Modélisation des Systèmes Complexes, p. 293-300.
- Rakotondraompiana S., Hervé D., Razanaka S., Rafamantanantsoa F., 2015 : « La télédétection pour le suivi de l'environnement en milieu sec », dans D. Hervé, S. Razanaka, S. Rakotondraompiana, F. Rafamantanantsoa, S. Carrière (eds.), *Transitions agraires au sud de Madagascar, résilience et viabilité deux facettes de la conservation*, Actes du séminaire de synthèse du projet FPPSM, 10-11/06/2013, Antananarivo, IRD-FSP/PARRUR : p. 315-321.
- Rakotovo V., 2013: *Evolution du biotope du criquet migrateur dans les communes de Soalara et le district de Betsioky, sud-ouest de Madagascar*. Master 2 International « Télédétection et Risques Naturels », Filière Géosciences, Université de La Réunion, Faculté des sciences et technologies, 52 p.

Ramaroson J.H., Hervé D., Ramamonjisoa B.O., Le Ber F., 2012a : « Organisation spatiale dessinée par les paysans du corridor forestier de Fianarantsoa ». Communication présentée lors de la 4^{ème} édition *Forum de la Recherche 2012*, 10-12 juillet 2012, *Innovations scientifiques et technologiques – Valorisation de la recherche*. Ministère de l'enseignement supérieur et de la recherche scientifique, Antananarivo, Madagascar, <http://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00764152>.

Ramaroson J.H., Le Ber F., Hervé D., 2012b : *Formalisation et comparaison de cartes paysannes malgaches par des graphes conceptuels*. Journées Fouille de données JIGOT 2012, Nancy, France [en ligne] - Disponible sur internet : http://newsit.ustrasbg.fr/gdri3_fdd/images/4/42/RJH_JIGOT12_221112.pdf.

Ramaroson J.H., Le Ber F., Ramamonjisoa B., Hervé D., 2013 : « Treillis de Galois pour la fusion de connaissances spatiales sur des territoires villageois malgaches ». *Revue de l'Intelligence Artificielle*, 4-5(27) : p. 595-617.

Randriamalala R.J., 2009 : *Influence des pratiques agricoles et du milieu sur les dynamiques forestières post-culturelles dans le corridor Ranomafana-Andringitra*. Thèse doctorat, ESSA, Université d'Antananarivo, 207 p.

Randriamalala R.J., Hervé D., Letourmy P., Carrière S., 2015 : « The effects of slash and burn practices on soil seed banks in secondary forest successions in Madagascar ». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 199 : p. 312-319.

Randriamalala R.J., Hervé D., Randriamboavonjy J.C., Carrière S., 2012. Effects of tillage regime, cropping duration and fallow age on diversity and structure of secondary vegetation in Madagascar. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 155 : p. 182-193.

Randriambanona H.A., 2008 : *Succession écologique dans les plantations de Pinus, d'acacia et dans les forêts naturelles de la région nord-ouest du corridor de Fianarantsoa (Madagascar)*. Thèse de doctorat en sciences de la vie, Faculté des sciences, Université d'Antananarivo, 100 p.

Randriambanonana H.A., Bemaheva S.N.M., Alame M., Rejo-Fienena F., Ranaivo J., Razanaka S., Ravonjimalala H.R., Hervé D., 2015 : « Etude des successions végétales entre 1997 et 2012 dans la forêt de Mikea (sud-ouest de Madagascar) », dans D. Hervé, S. Razanaka, S. Rakotondraompiana, F. Rafamantanantsoa, S. Carrière (eds.), *Transitions agraires au sud de Madagascar, résilience et viabilité deux facettes de la conservation*, Actes du séminaire de synthèse du projet FPPSM, 10-11/06/2013, Antananarivo, IRD-FSP/PARRUR : p. 95-112.

Randrianarison A., Ganomanana T., Hervé D., 2010 : « Conservation paysanne des forêts humides à Madagascar ». *Le Flamboyant*, 66/67 : p. 14-17.

Randrianarison A., Ratovonirina G., Razanaka S., Rakotoarimanana V., Hervé D., 2014 : « Eléments de typologie des forêts humides de moyenne altitude », dans Roger Edmond, Rajeriarison Charlotte, Rakouth Bakolimalala (eds.), *Recueil de documents pour le suivi écologique du programme environnemental, FSP Parrur – partenariat et recherche dans le secteur rural, DBEV, Faculté des sciences, Université d'Antananarivo, Tohiravina*, 3 : 193-208.

Randrianarison A., Razanaka S., Rakotoarimanana V., Buttler A., Carrière S., Hervé D., 2015 : « Succession floristique de forêts secondaires humides du sud-est de Madagascar », dans D. Hervé, S. Razanaka, S. Rakotondraompiana, F. Rafamantanantsoa, S. Carrière (eds.), *Transitions agraires au sud de Madagascar, résilience et viabilité deux facettes de la conservation*, Actes du séminaire de synthèse du projet FPPSM, 10-11/06/2013, Antananarivo, IRD-FSP/PARRUR : p. 15-30.

Randrianomanana M., 2013 : *Diversification des activités et viabilité des systèmes d'exploitation agricole en bordure de la forêt Mikea*. DEA en Agro-Management, Département Agro-Management, ESSA Université d'Antananarivo, 53 p. + annexes.

Ratiarson V., Hervé D., Müller J.P., 2011 : « Calibration et validation d'un modèle de dynamique d'occupation du sol post-forestière à base d'automate temporisé à l'aide d'un modèle markovien. Application à la transition forêt-agriculture à Madagascar ». *Cahiers Agricultures*, 20 (4) : p. 274-279.

Ravonjimalala H.R., Razanaka S., Hervé D., Bogaert J., Randriambanona H., Paegelow M., Rakotondraompiana S., 2014 : « Multitemporal spatial analysis of the Mikea dry forest landscape (Southern Madagascar) », dans Proceedings of 10th International Conference of the African Association of Remote Sensing of the Environment, *Space technology for societal benefits in Africa*. 27-31/10/2014, University of Johannesburg, South Africa, Plenary Sessions Abstracts, Peer-Reviewed Paper (submission ID 131), p. 88.

Razanaka S., Grouzis M., Milleville P., Moizo B., Aubry C. (eds.), 2001 : *Sociétés paysannes, transitions agraires et dynamiques écologiques dans le sud-ouest de Madagascar*. Actes de l'atelier CNRE-IRD, 8-10/11/1999, Antananarivo, IRD-CNRE, 400 p.

Serpantié G., Rasolofoharino, Carrière S. (eds.), 2007 : *Transitions agraires, dynamiques écologiques et conservation. Le « corridor » Ranomafana-Andringitra, Madagascar*. Actes du séminaire GEREM, 9-10/11/2006, Antananarivo, IRD-CITE, 278 p.

Toillier A., 2009 : *Capacités d'adaptation des agriculteurs à la conservation des forêts dans le corridor Ranomafana - Andringitra (Madagascar). Perspectives pour un aménagement intégré des territoires*. Thèse de doctorat spécialisé Sciences agronomiques, Institut des Sciences eet Industries du Vivant et de l'Environnement (AgroParisTech), 495 p.

Table des matières

Acronymes et abréviations	3
Avant-propos	6
Préface	7
Présentation	9
Introduction par les éditeurs scientifiques	11
Partie I : Forêt humide	
Succession floristique de forêts secondaires humides du sud-est de Madagascar.....	15
Détection de changement de l'occupation du sol dans une commune à la périphérie de la forêt humide de Fianarantsoa.....	31
50 ans d'occupation du sol parcellaire après abattis-brûlis (forêt ombrophile de l'est malgache)....	45
Partie II : Forêt sèche	
Forêts, fourrés, recrûs, savanes: quelles significations pratiques pour le développement et la conservation des ressources forestières à Madagascar ?.....	71
Evolution de la déforestation pour la culture de maïs sur défriche-brûlis dans la forêt de Mikea, avant et après sa mise sous statut d'aire protégée	85
Etude des successions végétales entre deux dates 1997 et 2012 dans la forêt de Mikea (sud-ouest de Madagascar)	95
Dynamique spatiale des fourrés xérophiles de Betioky-Sud et Soalara-Sud (sud-ouest, Madagascar).....	113
Résilience des fourrés xérophiles au pâturage des petits ruminants et à la fabrication de charbon de bois dans la commune rurale de Soalara-Sud (district de Toliara II, Région Atsimo-Andrefana).....	123
Productivité en biomasse aérienne des fourrés xérophiles du sud-ouest malagasy.....	139
Partie III : Forêt-Savane	
Influence du feu et du pâturage sur la richesse et la diversité floristiques des savanes du sud-est de Madagascar (cas Mahabo-Mananivo).....	147
Evolution des biotopes du criquet migrateur dans la commune de Soalara et le district de Betioky Sud, sud-ouest de Madagascar.....	157

Elaboration d'un modèle de décision pour la création de nouvelles stations d'observation acridienne. Cas du sud-ouest de Madagascar	169
---	-----

Partie IV : Modèles de transition

Transitions post-forestières en forêt sèche caducifoliée et fourré xérophile (sud-ouest de Madagascar)	179
--	-----

Scénarios de diminution du couvert forestier selon la pression démographique et l'intensification agricole	221
--	-----

Formalisation des chaînes de traitements de données spatiales satellitaires sur la forêt à Madagascar	237
---	-----

Partie V : Fonctionnement des transferts de gestion et viabilité des exploitations

Modélisation de la régulation institutionnelle de la gestion forestière communautaire au Sud de Madagascar	251
--	-----

Trajectoires d'évolution des exploitations en bordure de la forêt de Mikea, avant et après l'aire protégée	267
--	-----

Pluriactivité et gestion de la trésorerie: les capacités d'adaptation face à la protection de la forêt de Mikea sont entre les mains des plus riches.....	281
---	-----

Les facteurs écologiques régissant la répartition des ignames sauvages (Dioscorea sp.) dans la forêt de Mikea.....	295
--	-----

Partie VI : Synthèses par axe

La télédétection pour le suivi de l'environnement en milieu sec.....	315
--	-----

Résilience et viabilité, deux concepts clés pour la conservation et le développement	323
--	-----

Conduite de recherches interdisciplinaires sur les transitions post-forestières. L'exemple du Collectif Sud Madagascar	337
--	-----

Editeurs scientifiques	362
-------------------------------------	------------

Comité éditorial ouvrage FPPSM	362
---	------------

Liste des auteurs	363
--------------------------------	------------

Liste complète des membres du Collectif Sud Madagascar classés par institution	365
---	------------

Editeurs Scientifiques

Dominique Hervé est agronome à l'IRD, UMR GRED (IRD-UPV). Ses recherches portent sur les transitions agraires jachère-culture permanente dans les Andes et sur l'agriculture sur abattis-brûlis et les transitions post-forestières à Madagascar et dans l'Océan Indien, où il a dirigé des équipes interdisciplinaires entre agronomes-géographes-écologues, géomaticiens en télédétection et modélisateurs (mathématique, informatique). Il a dirigé le programme MEM (Modélisation pour l'environnement à Madagascar) depuis 2007 puis le projet FPPSM de 2011 à 2014.

Samuel Razanaka est écologue au CNRE. Il est spécialiste des forêts sèches du sud-ouest malgache (thèse doctorale et thèse d'état). Il a également travaillé sur les forêts ombrophiles du corridor forestier de Fianarantsoa. Il participe depuis 20 ans aux programmes de recherche sur le sud-ouest, qui ont associé le CNRE à l'IRD. Il animait l'axe 1 Ecologie du projet FPPSM.

Solofo Rakotondraompiana est géophysicien, directeur du LGET, laboratoire de géophysique de l'environnement et télédétection à l'IOGA (Université d'Antananarivo) et enseignant au master international TRN Télédétection et risques naturels entre les universités de La Réunion et d'Antananarivo depuis sa création. Il animait l'axe 2 Géographie du projet FPPSM.

Fontaine Rafamantanantsoa est informaticien, directeur de l'Ecole Nationale d'Informatique de l'Université de Fianarantsoa. Il est spécialiste en réseaux et fouille de données. Il a conduit des recherches avec le CNA sur l'alerte préventive des invasions de criquet grégarigène. Il animait l'axe 3 Modélisation du projet FPPSM.

Stéphanie Carrière est écologue à l'IRD, UMR GRED (IRD-UPV). Ses recherches portent sur la régénération forestière à partir des arbres isolés au Cameroun et à Madagascar, les espèces invasives et la conservation de la biodiversité. Elle a travaillé sur la forêt humide de Fianarantsoa et sur les baobabs dans le sud-ouest de Madagascar.

Comité éditorial ouvrage FPPSM

Liste des relecteurs externes

Dominique Hervé (IRD, GRED, Montpellier, France)

Stéphanie Carrière (IRD, GRED, Montpellier, France)

Anne-Elisabeth Laques (IRD, Espace-DEV, Brésil)

Solofo Rakotondraompiana (IOGA, Univ. Antananarivo, Madagascar)

Solofoarisoa Rakotonirina (IOGA, Univ. Antananarivo, Madagascar)

Jean-Pierre Sorg (ETH Zurich, Suisse)

Alexandre Buttler (EPFL, Lausanne, Suisse)

Serge Tostain (IRD, DIADE, Montpellier, France)

Edmond Roger (DBEV, Univ. Antananarivo)

Liste des auteurs

Les auteurs sont classés par ordre alphabétique des noms de famille

Les membres du Collectif Sud Madagascar (enseignants chercheurs et doctorants) sont soulignés

Les étudiants en DEA sont indiqués par une étoile *

Nom et Prénoms	Institution de rattachement	Adresse électronique
Mohamed Elhabib Bourhane Alame*	Département des Sciences Biologiques, Faculté des Sciences - Université de Toliara, Madagascar	alame_ram@yahoo.fr
Nalitina Oliva Andrianantenaina*	Master ESSA Agro-management Université d'Antananarivo, Madagascar	olivasambatra@yahoo.fr
<u>Avisoa Andrianarivo</u>	Doctorant en géographie, Université d'Antananarivo, Madagascar MEM-UMR 220 et en accueil UMR 228	anarivoandriana@gmail.com
Santatriniaina Natassia Moliène Bemaheva*	Département des Sciences Biologiques Faculté des Sciences - Université de Toliara Madagascar	bemasanta@yahoo.fr
Alexandre Buttler	Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne (EPFL), School of Architecture, Civil and Environmental Engineering, Laboratoire des systèmes écologiques (ECOS), et WSL Swiss Federal Research Institute, Station 2, CH-1015 Lausanne, Switzerland	alexandre.buttler@epfl.ch
<u>Stéphanie Carrière</u>	IRD - UMR 220 (IRD, UPV) Montpellier, France	stephanie.carriere@ird.fr
<u>Eric Delaître</u>	IRD -UMR 228 Espace Dev (IRD, UM2, UAG, UR) Montpellier, France	eric.delaitre@ird.fr
<u>Thierry Ganomanana</u>	Département de Mathématiques , Faculté des Sciences Université de Fianarantsoa	thierry.ganomanana@yahoo.fr
<u>Aimé Richard Hajalalaina</u>	CUFP, Centre Universitaire de Formation Professionnalisante Université Fianarantsoa Madagascar	arhajalalaina@yahoo.fr
<u>Dominique Hervé</u>	IRD - UMR 220 (IRD, UPV) Montpellier, France	dominique.herve@ird.fr
Hortensia Bezara Hosnah*	Département des Eaux et Forêts, ESSA Université d'Antananarivo Madagascar	
<u>Anne-Elisabeth Laques</u>	IRD -UMR 228 Espace Dev (IRD, UM2, UAG, UR) Brésil	anne-elisabeth.laques@ird.fr
Thérèse Libourel	IRD -UMR 228 Espace Dev (IRD, UM2, UAG, UR) et LIRMM (UM2) Montpellier	therese.libourel@ird.fr
Reza Ludovic	Missouri Botanical Garden - Mahabo Project Conservation officer, MBG Research and conservation, Madagascar Program	reza.ludovic@mobot-mg.org
Heriniaina Olivier Radosy*	Département des Eaux et Forêts, ESSA Université d'Antananarivo Madagascar	vonenina@gmail.com
<u>Fontaine Rafamantanantsoa</u>	Ecole Nationale d'Informatique ENI Université de Fianarantsoa Madagascar	fontainerafamant@yahoo.fr
<u>Vonjison Rakotoarimanana</u>	Département de Biologie et Ecologie Végétale DBEV Faculté des Sciences - Université d'Antananarivo Madagascar	vonjison@yahoo.fr

Nom et Prénoms	Institution de rattachement	Adresse électronique
Marrino Falitina Rakotoarisoa	Doctorant DBEV, Faculté des Sciences – Université d'Antananarivo	rino2r@hotmail.fr
Solofo Rakotondraompiana	Laboratoire de géophysique de l'environnement et télédétection (LGET), Institut & Observatoire de Géophysique d'Antananarivo (IOGA) - Université d'Antananarivo, Madagascar	srakondraompiana@gmail.com
Volaso Rosa de Lima Rakotovoao*	Master TRN, Laboratoire de Géophysique de l'Environnement et Télédétection IOGA – Université d'Antananarivo, Madagascar	volaso86@yahoo.fr
Bertin Ramamonjisoa Andriatiana	Ecole Nationale d'Informatique, Equipe d'accueil GERAD de l'Ecole Doctorale Modélisation - Informatique Université de Fianarantsoa, Madagascar	bertinram@yahoo.fr
Tahiana Ramananantoandro	Département des Eaux et Forêts, ESSA Université d'Antananarivo, Madagascar	ramananantoandro@gmail.com
Jean-Hyacinthe Ramaroson	Ecole Nationale d'Informatique Université de Fianarantsoa, Madagascar	ramjhyac@yahoo.fr
Ravosoa Tianarinoro Ramaroson	Département des Eaux et Forêts, ESSA Université d'Antananarivo, Madagascar	r.ravosoa@yahoo.fr
Jaona Ranaivo	Centre National de Recherche sur l'Environnement (CNRE), Antananarivo, Madagascar	ranaivo_jaona@yahoo.fr
Sedraniaina Ranaivoarimanana	Laboratoire de géophysique de l'environnement et télédétection (LGET), Institut & Observatoire de Géophysique d'Antananarivo (IOGA) - Université d'Antananarivo, Madagascar	rshwana@gmail.fr
Rado Elysé Ranaivoson	Département Agromanagement, ESSA Université d'Antananarivo, Madagascar	radoelyse@yahoo.fr
Solo Randriamahaleo	Département Mathématiques, Faculté des Sciences, Université de Fianarantsoa, Madagascar	solo.randriamahaleo@gmail.com
Josoa Randriamalala	Département des Eaux et Forêts, ESSA Université d'Antananarivo, Madagascar	rramarolanonana@gmail.com
Herizo Randriambanona	Centre National de Recherche sur l'Environnement (CNRE), Antananarivo, Madagascar	zombanona@yahoo.fr
Andry Randrianarison	Département de Biologie et Ecologie Végétale, Faculté des Sciences - Université d'Antananarivo, Madagascar	arandrianarison@yahoo.fr
Maholisoa Randrianomanama*	Master Département Agro-management, ESSA Université d'Antananarivo, Madagascar	maholisoa@hotmail.fr
Marie Monique Rasoazanamera	Ministre de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique Pdt Université de Fianarantsoa, Madagascar	soanera@yahoo.fr
Venot Ratiarson	Ecole Nationale d'Informatique, BP 1487, Université de Fianarantsoa	r_venot@yahoo.fr
Hibrahim Rijaso Ravoijimalala	Centre National de Recherche sur l'Environnement (CNRE), Antananarivo, Madagascar	ravoijimalala@gmail.com
Josvah Paul Razafimandimby	Equipe d'accueil LIMAD de l'Ecole Doctorale Modélisation - Informatique Université de Fianarantsoa, Madagascar	razafimandimby@gmail.com
Samuel Razanaka	Centre National de Recherche sur l'Environnement (CNRE), Antananarivo, Madagascar	samuel.razanaka@gmail.com
Félicitée Rejo-Fienena	Dir. Centre National de Recherche sur l'Environnement (CNRE), Antananarivo, Madagascar	rejo_felicite@yahoo.fr

Liste complète des membres du collectif Sud Madagascar classés par institution

Les noms du coordinateur et des responsables d'axes sont soulignés.
Cette liste est la liste finale actualisée à l'issue du projet FPPSM.

1. **IRD**
 - HERVE Dominique, UMR 220, CR, Agronome
 - CARRIERE Stéphanie, UMR 220, CR, Ecologue
 - LAQUES Anne-Elizabeth, UMR 228, DR et HDR, Géographe
 - DELAITRE Eric, UMR 228, IR, Géomatique
 - ANDRIANARIVO Avisoa, Doctorant en géographie, MEM-UMR GRED et accueil UMR 228
2. **CNRE, Antananarivo**
 - RAZANAKA Samuel, Prof. Ecologue, Thèse Etat, HDR
 - RANDRIAMBANONA Herizo, Docteur Ecologue
 - RANAIVO Jaona, Master Ecologue
 - RAVONJIMALALA Hibrahim Rijaso, Doctorant en géophysique-téledétection à l'IIOGA (UA), MEM-UMR GRED
3. **Université de Fianarantsoa, ENI**
 - RAFAMANANTSOA Fontaine, Docteur Informatique, Directeur ENI Ecole Nationale Informatique
 - RAKOTOASIMBAHOAKA Cyprien, Docteur Informatique
 - RATIARSON Venot, Docteur Informatique
 - SIAKA, Ingénieur Informatique
 - GANOMANANA Thierry, Doctorant en informatique à l'UF, MEM-UMR GRED
 - RAMAROSON Jean-Hyacinthe, Doctorant en informatique à l'UF, MEM-UMR GRED
4. **Université d'Antananarivo**
 - IOGA** - RAKOTONDRAOMPIANA Solofo, Prof. Géophysique – Télédétection et HDR
 - RAKOTONIRINA Solofoarisoa, Prof. Physicien – Télédétection et HDR
 - HAJALALAINA Aimé Richard, Enseignant-chercheur CUFP Centre Universitaire de Formation Professionnalisante de l'Université de Fianarantsoa, Doctorant en informatique au MEM et en accueil UMR 228
 - DBEV** - RAKOTOARIMANANA Vonjison, Prof. Ecologue et HDR
 - RANDRIANARISON Andry, Doctorant en écologie au DBEV, MEM-UMR GRED
 - RAKOTOARISOA Marrino Falitina, Doctorant en écologie au DBEV
 - ESSA** - RANDRIAMALALA Josoa, Docteur Agronomie, MdC ESSA-Forêts
 - RANAIVOSON Rado Elysé, Docteur Agronomie, MdC ESSA-Agromanagement
5. **CNA, Toliara**
 - SOLOFONIAINA Hardy, Ingénieur météorologue, Chef du département technique opérationnel
 - WALSON John René, directeur du CNA

DLI N° 2015/07/003 • Tirage : 800 ex
Impression : MYE Antananarivo • Madagascar Août 2015

Transitions agraires au sud de Madagascar

Résilience et viabilité deux facettes de la conservation

La conservation des forêts ne doit pas occulter la vie des familles qui vivent des ressources forestières. Au fur et à mesure que les massifs forestiers se fragmentent, et les forêts sèchent plus rapidement que les forêts humides, les activités agricoles occupent un espace plus important. Mais l'une et l'autre de ces dynamiques sont interdépendantes. C'est donc en modélisant leurs interactions que l'on peut faire apparaître des trajectoires viables. Ces résultats sur la résilience et la viabilité apportent à la conservation un nouvel éclairage en montrant comment la réconciliation des peuples avec leurs forêts, puis l'accord de toutes les parties prenantes sur un objectif de conservation, permettraient de s'engager vers une gestion durable.

Dominique Hervé, agronome, IRD
Samuel Razanaka, écologue, CNRE
Solofo Rakotondraompiana, géophysicien, IOGA
Fontaine Rafamantanantsoa, informaticien, ENI
Stéphanie Carrière, écologue, IRD



Institut de recherche
pour le développement



9 782709 918916