

Plantations forestières d'espèces exotiques à Madagascar : un moyen pour restaurer les paysages forestiers et préserver la biodiversité ?

Jean-Pierre Bouillet¹, Jean-Marc Bouvet¹, Daniel Verhaegen¹, Alain Rasimindisa², Nicolas Andriamapianina², Hery Rakotondraoelina², Viviane Andriamampandry², Marie-Christine Rakotonirina², Richard Knodt³, Christian Andriamanantseho³, Jacques Berthieu Rajoelina³

¹ Cirad, DP Forêts et Biodiversité; ²Fofifa-DRFGRN, DP Forêts et Biodiversité; ³ Projet Eco-Diana

Contexte

Les forêts naturelles (FN) sont en constante régression dans le monde avec une perte de 120 millions d'ha entre 1990 et 2015 (FAO, 2015). Ceci, particulièrement sous les tropiques (Fig 1) avec de fortes pressions en Asie (arc indonésien), Amérique du Sud (Amazonie) et Afrique (Bassin du Congo).

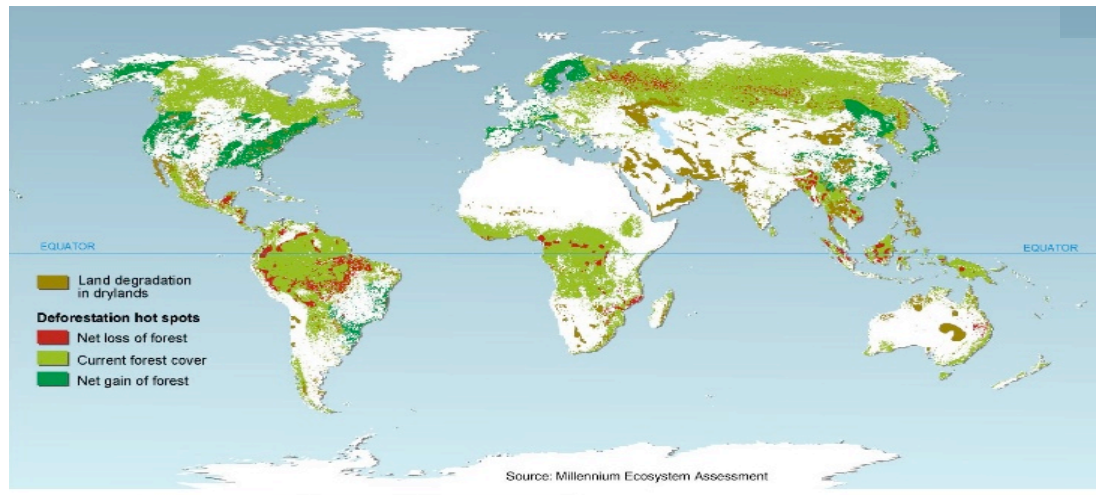


Figure 1. Localisation des zones de pertes et gains nets de forêts entre 1992 et 2012

(Source : Millenium Assessment)

Madagascar est aussi très concerné par ce phénomène, la surface des forêts de la côte Est étant passée de 7,2 à 3,6 millions ha entre 1950 et 1985 (Green et al. 1990). La déforestation/dégradation des FN y reste toujours très élevée avec des taux estimés entre 0,9 à 2,3 % an⁻¹ pour les forêts humides et 0,5 à 1,2% an⁻¹ pour les forêts sèches (Grinand et al., 2013 ; Rakotomalala et al., 2015). La cause principale est la pratique du tavy (Styger et al., 2007). La FN initiale est exploitée puis brûlée. Des cultures agricoles (riz ...) sont alors pratiquées profitant de l'amélioration temporaire des propriétés édaphiques lié au brûlis (Styger et al., 2009). Ceci pendant quelques années jusqu'à ce que la diminution de la fertilité des sols et l'envahissement par les adventices ne justifient plus de poursuivre les cultures. Le terrain est alors laissé en jachère avec l'installation d'une végétation secondaire (savoka). Celle-ci est de nouveau exploitée après quelques années, cette séquence se répétant dans le temps avec une dégradation progressive de la biodiversité végétale et faunique. A la fin du processus, la parcelle est considérée par les agriculteurs comme impropre à la culture (tany maty).

Une autre cause de la dégradation des FN est la recherche par les populations locales de ressources pour fournir du bois de service (perches, ...) et d'œuvre (planches...) et en 1^{er} lieu du bois énergie. En effet, principale source d'énergie des ménages malgaches, le bois fournit près de 90 % de l'énergie totale utilisée dans le pays (Montagne et al., 2009). A Mandritsara (Androno), une enquête auprès des vendeurs de charbon de bois et du Service Forestier a montré l'exploitation d'*Adina microcephala*, *Albizzia fastigiata*, *Dalbergia sp.* (palissandres), *Grewia madagascariensis* ou *Brachylaena ramiflora*. Mais cette exploitation ne semble pas durable comme l'indique la coupe d'arbres fruitiers (*Mangifera indica*, *Tamarindus indica*). Un autre exemple de la non durabilité de cette pratique est celui des forêts xérophiles du plateau Mahafaly (SW de Madagascar) où des espèces des genres *Ruellia*, *Dalbergia*, *Hilsenbergia*, *Terminalia*, *Acacia* ou *Euphorbia* sont exploitées pour fabriquer du charbon de bois à destination de Tuléar (Randriamalala et al., 2016, 2017 (in press)). Ces auteurs estiment qu'au vu de la très faible productivité de cet écosystème, l'ensemble de la zone d'étude disparaîtra en moins de 15 ans. L'utilisation d'espèces de FN pour l'approvisionnement en énergie domestique conduit à l'appauvrissement de la biodiversité de ces écosystèmes, voire à leur disparition. Ce phénomène est vraisemblablement amplifié par la présence de rémanents d'exploitation au sol, l'ouverture du couvert et la présence d'adventices rendant plus sensibles ces écosystèmes aux dégâts de feux de brousse et à la perte de biodiversité associée.

Une solution alternative : les plantations forestières exotiques dédiées ?

Différentes espèces forestières exotiques (e.g. *Pinus sp.*) ont été introduites à Madagascar pour tester leurs performances et leur possible substitution aux espèces natives (Sutter and Rakotonioely, 1990). Les Eucalyptus se sont distingués par leur croissance rapide, leur rusticité, leur frugalité et leur capacité à rejeter de souche, permettant de ne pas replanter après exploitation des peuplements. *E. robusta* a été ainsi planté fin du 19^e siècle sur les Hautes Terres pour alimenter en bois de chauffage les locomotives à vapeur de la ligne Tamatave-Tananarive (Aubréville, 1953 ; Verhaegen et al., 2014). L'expansion des plantations s'est ensuite poursuivie par des initiatives individuelles dans un but de délimitation et d'appropriation des terres mais aussi pour l'alimentation en bois énergie de la capitale (Bertrand, 1999). On peut estimer que les plantations d'*E. robusta* couvrent actuellement 150.000 ha sur les Hautes Plateaux (Randrianjafy, 1999). La dynamique de plantation s'est poursuivie sur l'ensemble de la Grande Ile. Ainsi 16 000 ha d'*Eucalyptus sp.* ont été mis en place entre 1991 et 1998 (Ramamonjisoa, 1999). Dans la région de Diana, 9.000 ha de plantations villageoises à base d'*E. camaldulensis* ainsi que d'*Acacia auriculiformis* et *Acacia mangium* fournissant 40% de l'énergie domestique de Diego Suarez ont été installés dans le cadre du projet PAGE (Programme d'Appui à la Gestion de Environnementale) Eco-Diana. Dans la région de Tuléar II, 400 ha de plantations d'*Eucalyptus sp.* *A. mangium*, *Prosopis juliflora* et *Azadirachta indica* ont été mis en place entre 2007-2012. A l'horizon 2019, le projet ASA (EU-FED) vise à l'installation dans l'Analamanga de 9200 ha de plantations villageoises à but énergétique (*E. robusta*, *A. mangium*, *A. leptocarpa*). Cependant, pour qu'elles remplissent convenablement leur rôle, les plantations doivent bien répondre aux besoins du marché. A titre de contre-exemple, les 3000 ha d'*E. camaldulensis* d'Antanimieva/Andranovory mis en place dans les années 1960 pour fournir du bois énergie à Tuléar n'ont que très partiellement rempli leur rôle. Les populations préférant utiliser des espèces des formations naturelles qui présentaient l'avantage d'un accès aisé et libre et d'une bonne qualité de charbon de bois.

Risques et opportunités liées aux plantations forestières d'espèces exotiques

L'utilisation durable de plantations forestières d'espèces exotiques pour préserver la biodiversité de Madagascar nécessite de quantifier leurs impacts environnementaux. Nous mettrons ici plus

particulièrement l'accent sur les plantations d'Eucalyptus, souvent critiquées à cet effet (e.g. Great Debate : www.fao.org/DOCREP/).

Stock du carbone du sol

A Hawaï la conversion des pâturages en plantations d'eucalyptus augmente le stock de C du 1^{er} mètre de sol de 17.5% auquel s'ajoute la substitution du C fossile par de la biomasse renouvelable (Crow et al. 2016). Au Brésil l'afforestation en Eucalyptus ne change pas significativement le stock de C du sol (Fialho and Zinn, 2014) mais là aussi il convient de prendre en compte la biomasse sur pied. A Madagascar, la conduite en taillis d'*E. robusta* sur les hautes terres aboutit à une augmentation du stock de C par rapport à la savane originelle de 38 tC /ha, essentiellement via les souches et le système racinaire (Razakamanarivo et al., 2010). Des travaux spécifiques doivent être menés pour tenir compte des facteurs (e.g. topographie, texture des sols) pouvant influencer sur le stockage de C et sa répartition entre les compartiments de l'écosystème (sol, biomasse souterraine, biomasse aérienne).

Fertilité minérale et réserves hydriques des sols

- Un propos classique est que les eucalyptus diminuent la fertilité des sols, voire les « stériliseraient » et les transformeraient en « désert vert » (concept du « deserto verde » au Brésil). De nombreux travaux ont été menés avec des résultats contrastés en fonction des caractéristiques écologiques et des modes de gestion des plantations. Au Nigeria, l'afforestation en *E. camaldulensis* de savanes en zones semi-arides conduit à une diminution des quantités de matière organique et d'éléments minéraux dans le sol superficiel (Jaiyeoba, 1995). Le mécanisme évoqué est l'augmentation des pertes par drainage de surface sous plantations. Au Brésil, en comparaison à la savane originelle (cerrado), une diminution de la concentration en carbone du sol superficiel a été observée sous *E. camaldulensis* planté sur sols sableux mais pas argileux (Zinn et al., 2002). A l'inverse, les caractéristiques du carbone du sol ont été modifiées par l'afforestation seulement sur sol argileux. Les concentrations en K^+ , Ca^{2+} et Mg^{2+} sont inférieures après plusieurs rotations d'*Eucalyptus* par rapport au contrôle (pâturages dégradés (Leite et al., 2010). Par contre les quantités de P assimilables augmentent. En Inde les quantités échangeables dans le sol de P, K, Ca, Mg, Cu, Mn, Fe and B diminuent avec l'âge des plantations d'*E. citriodora*. L'inverse est observé pour N, S et Zn (Ramamurthy et al., 2016). Au Congo, équilibrer le bilan d'éléments minéraux pour le compartiment sol à la fin de la 1^{ère} rotation de futaie nécessite un apport de 120 kg N/ha (Laclau et al., 2005). Mais le bilan est équilibré pour les autres éléments. Une même tendance au déséquilibre du bilan N sans fertilisation existe aussi au Brésil, et d'une manière générale pour les plantations productives d'eucalyptus (Laclau et al., 2010). Le bilan en éléments minéraux d'une plantation étant le résultat de l'interaction entre conditions de station (propriétés édaphiques, apports atmosphériques), modes de gestion (e.g. durée de rotation) et besoins de la plante satisfaits par les prélèvements au sol et le recyclage (interne ou via les litières), il apparaît que des études spécifiques sont nécessaires pour connaître l'impact des plantations sur la fertilité du sol.

- Une préoccupation majeure relative à l'utilisation des eucalyptus est leur impact sur les ressources hydriques du sol et le débit des rivières (Cossalter and Pye-Smith, 2003; Smethurst et al., 2015). Ces espèces, comme toute plante, consomment de l'eau pour leur croissance et leur entretien physiologique pouvant impacter, par exemple, le niveau des nappes phréatiques (observation des auteurs sur les plantations d'eucalyptus d'Antanimieva). Pour des plantations très productives (50 m³/ha/an dans l'Etat de São Paulo - Brésil) la consommation a été estimée en moyenne à 1390 mm/an sur une rotation de 6 ans, pour des précipitations annuelles moyennes de 1450 mm

(Christina et al., 2016). Cette consommation sera très inférieure pour des plantations peu productives ($< 10 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{an}$) comme souvent le cas à Madagascar. Des travaux spécifiques doivent être donc menés, la consommation hydrique des plantations dépendant des productions, mais aussi des génotypes plantés et des conditions environnementales : ainsi, pour une même production, de fortes valeurs du déficit de pression de vapeur, liées par exemple à des températures élevées et des vents forts, vont entraîner une consommation en eau plus élevée des arbres.

Biodiversité

- L'impact de l'afforestation en *Eucalyptus* sur la faune du sol apparaît également contrasté en fonction des conditions écologiques et des systèmes de référence. Dans l'horizon de surface (0-5cm) une biomasse microbienne identique a été trouvée sous *E. grandis* et *E. cloeziana* et dans des reliquats de forêts avoisinantes dans le Minas Gerais (Brésil) (Braga et al., 2016). Dans le Nord de ce pays, la diversité de fourmis relevée dans les litières d'*Eucalyptus* était intermédiaire entre celle en forêt naturelle et en monocultures de maïs (de Nadai Corassa et al., 2015). Au Brésil, Camara et al. (2012) ont trouvé une diversité d'arthropodes du sol supérieure sous forêt naturelle (mata atlantica) que sous plantations d'*Eucalyptus*. L'inverse a été observé en Inde dans des afforestations d'*Eucalyptus* par rapport aux savanes originelles (Reddy and Venkataiah, 1990). Au Brésil la diversité de collemboles et d'acariens était inférieure dans des plantations d'eucalyptus par rapport aux formations herbues natives (Rieff et al., 2016). En Chine, la litière d'*E. grandis* présentait une plus grande quantité de collemboles que celle d'*Alder formosa* (aulne). Par contre une macrofaune plus importante a été relevée quand les litières des deux espèces étaient en mélange (Li et al., 2013). La conduite d'études spécifiques apparaît donc ici aussi nécessaire pour juger de l'effet des plantations

- L'impact des plantations sur la biodiversité aérienne dépend également de la situation de référence. Il est certain que le remplacement d'une FN par des plantations entraînerait une perte majeure de biodiversité aérienne. Mais tel n'est pas le cas à Madagascar où les plantations sont classiquement mises en place sur des écosystèmes de type savane, souvent parcourus par les feux. Au-delà, les plantations peuvent favoriser la régénération des espèces natives (effet catalytique). Au Kenya, on observe une faible régénération d'espèces forestières de montagne sous eucalyptus (Thijs et al., 2014). Au Congo, des parcelles d'Eucalyptus protégées des feux et à faible distance de FN ($< 100\text{m}$) peuvent voir le développement d'un très important sous-bois d'espèces de FN (Loumeto and Huttel, 1997). Au Brésil, les Eucalyptus, en créant un micro climat propice (ombrage, humidité de l'air), sont utilisés en mélange avec des espèces natives pour des opérations de restauration forestière. Les eucalyptus permettent en parallèle de générer des revenus intermédiaires (coupe à 10-15 ans), favorisant l'opérationnalité de ces restaurations.

- La diversification des espèces est une voie de gestion des plantations promue par le projet Eco-Diana. Les paysans ont d'abord privilégié *E. camaldulensis* mais le projet a poussé pour l'utilisation en association ou en parcelles pures d'espèces fixatrices d'azote (*A. auriculiformis* et *A. mangium*). Des essais sont en cours pour augmenter le nombre d'espèces avec l'association des espèces exotiques *Corymbia citriodora*, *Azadirachta indica* et *Albizia lebbek* (sub-spontanée à Madagascar) et de la légumineuse locale *Albizia gummifera*. Il est prévu d'amplifier cet effort sur les ourlets forestiers en y associant des espèces trouvées naturellement sur ces zones de lisière des formations naturelles qui pourront aussi être associées aux plantations à objectifs bois énergie, une fois la maîtrise de leur sylviculture suffisamment avancée (récoltes des graines, pépinières, plantation, conduite etc...).

Risques d'envahissement

A l'inverse, il est important d'estimer le risque d'envahissement des espèces exotiques dans les écosystèmes environnants. Ces risques sont très faibles avec les eucalyptus qui sont, aux très jeunes

stades, très peu compétitifs par rapport à la végétation native (e.g. graminées) comme observé au Brésil (Silva et al., 2011, 2016). On ne voit pas non plus d'envahissement significatif par les eucalyptus à Madagascar ou à Maurice (*E. robusta*, *E. camaldulensis*, *E. tereticornis*) alors que ces espèces ont été introduites depuis 150 ans dans ces deux pays. Le risque d'envahissement peut exister pour les pins et les acacias (photo 1) *via* la dispersion à moyenne/longue distance des graines (par le vent pour les pins et les oiseaux pour les acacias) et leur levée de dormance par les feux. Le grevillea blanc (*Grevillea banksii*) est aussi une espèce potentiellement invasive pouvant constituer des fourrés denses lorsque les conditions sont favorables.



Photo 1. Dispersion de *Pinus kesiya* au sein de peuplement de tapia dans l'Itasy (à gauche) ; régénération dense d'*Acacia auriculiformis* après passage de feux dans la région de Diana (à droite) (crédit photo : JM Bouvet)

Il apparaît ici aussi le besoin de recherches spécifiques, comme sur l'occurrence d'ingression des espèces exotiques dans les formations naturelles (e.g. peuplements de tapia dans l'Itasy, FN à Diana). Mais ceci en prenant en compte les compromis nécessaires entre besoins en bois des populations et risques d'invasion. Plus généralement, la mise en place et la gestion des plantations doivent être raisonnées en fonction des besoins des acteurs et ceci sur l'ensemble du bassin versant.

Restauration des paysages forestiers

La Stratégie Nationale sur la Restauration des Paysages Forestiers et des Infrastructures vertes à Madagascar (MEEF, 2017) souligne que : «... La superficie informée sur une étendue très restreinte des plantations actuelles face aux besoins accrus en bois alors que des enjeux évidents apparaissent sur une meilleure gestion de ces espaces :

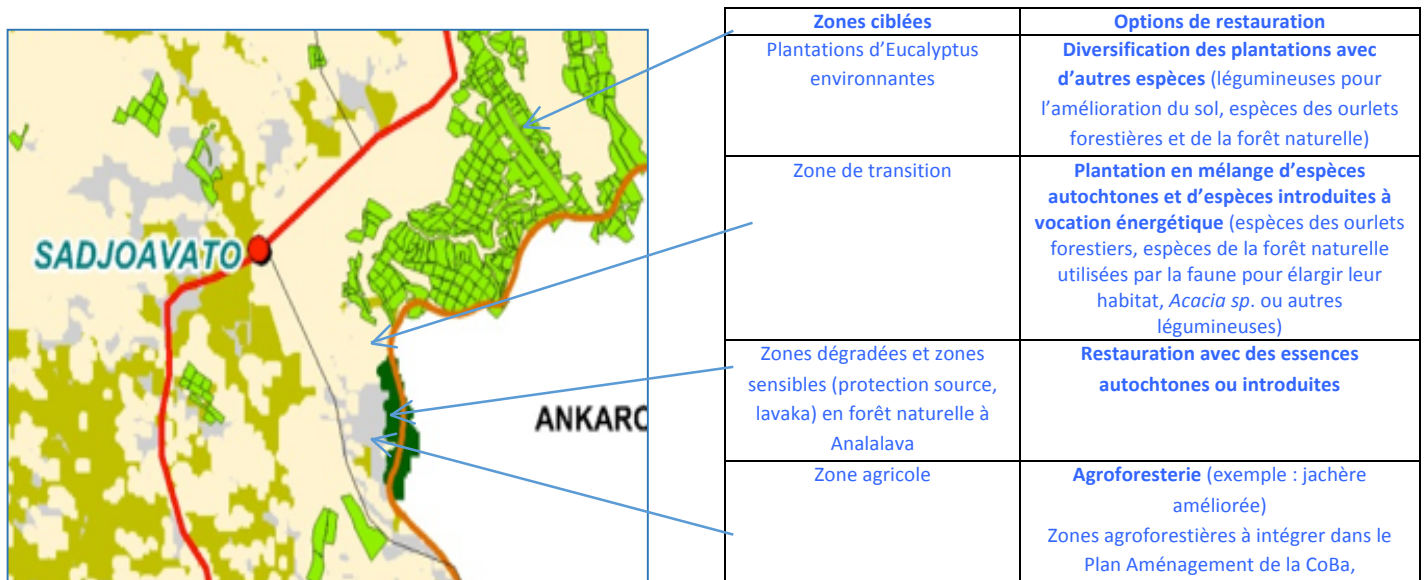
- la maîtrise d'une pression accrue sur les forêts naturelles,
- l'extension des superficies de plantations forestières notamment dans les espaces dénudés, la protection des bassins versants et la lutte contre l'érosion... »

C'est dans ce cadre de politique nationale et en lien avec ce qui a été développé précédemment que les plantations d'espèces exotiques peuvent s'intégrer dans des stratégies de restauration et de conservation de la biodiversité.

C'est le cas dans la région de Diana avec le projet PAGE Eco-Diana. Au-delà de la diversification d'espèces précédemment mentionnée il est prévu, dans la commune de Sadjoavato, des aménagements à l'échelle de bassins versants, associant des plantations d'*Eucalyptus* en plein ou en mélange dans des zones dégradées, des zones d'intensification de régénération naturelle d'espèces autochtones dans les ourlets forestiers et des mesures de conservation des fragments de forêt naturelle en interaction avec les zones agricoles (Fig. 2). Il s'agit là d'intervenir dans un paysage

forestier constitué de plantations, de zones de savanes et de fragments de forêts pour améliorer les services écosystémiques liés à la diversité biologique des zones naturelles et des zones plantées

Figure 2 : Illustration des zones d'action du projet de restauration de la zone forestière de Sadjoavato



Dans le contexte malgache, la restauration des espaces forestiers au sein des paysages doit faire face à deux challenges majeurs :

- la maîtrise des techniques de restauration. Il est crucial de pouvoir disposer d'itinéraires techniques efficaces et robustes (connaissance de la phénologie, pépinière, plantation, sylviculture...) applicables dans des contextes où les aléas environnementaux sont nombreux (feux, cyclones, parasites...). Si ceux-ci sont bien connus pour les espèces exotiques (eucalyptus, acacias, pins, etc...) ils restent encore fragmentaires pour les espèces autochtones. Des efforts de la recherche en relation avec les projets doivent se poursuivre pour ces espèces.

- une approche participative, associant des représentants des parties prenantes du projet de restauration (agriculteurs, reboiseurs, élus locaux, représentant de l'administration forestière et foncière, experts techniques et responsables de projet) aux différentes étapes de diagnostic, de définition des objectifs, des moyens et des solutions techniques mises en œuvre jusqu'aux étapes de suivi et d'évaluation du projet. Cette approche participative doit aussi être conduite dans un cadre de gestion adaptative où les outils de gestion sont régulièrement ajustés pour tenir compte de l'évolution de la ressource, du contexte socio-économique, des progrès de la science et des techniques.

Conclusion

Le rôle des forêts plantées, en particulier en espèces exotiques dans la conservation de la biodiversité et la fourniture de services écosystémiques liés à la diversité biologique est une question à analyser sous différents prismes. Les plantations diversifiées à base d'espèces locales, lorsque cela est possible, mais aussi d'espèces exotiques lorsque les conditions environnementales, économiques

et sociales l'exigent peuvent fortement contribuer à la restauration des paysages (Brocknerhoff et al., 2013). L'exemple de Madagascar montre qu'il est nécessaire de sortir d'une vision dichotomique où préservation de la biodiversité et plantations forestières seraient antinomiques. En fait la préservation de la biodiversité malgache et la restauration des services écosystémiques passera pour partie par des actions communes sur les espèces exotiques et natives.

Références

Aubréville, 1953. Bois et Forêts des Tropiques ; Bertrand, 1999. African Studies Quarterly ; Braga et al., 2016. Cerne ; Brocknerhoff et al., 2013. Forest Ecology and Management ; Camara et al., 2012. Bioscience Journal ; Cossalter and Pye-Smith, 2003. CIFOR, Bogor, Indonesia ; Christina et al., 2016. Functional Ecology ; Crow et al., 2016. Carbon Management ; de Nadai Corassa et al., 2015. Comunicata Scientiae ; Fialho and Zinn, 2014. Land Degradation and Development ; Green et al., 1990. Science ; Grinand et al., 2013. Remote Sensing of Environment ; Jaiyeoba, 1995. Soil Use and Management ; Laclau et al., 2005, 2010. Forest Ecology and Management ; Leite et al., 2010. Revista Brasileira de Ciencia do Solo ; Li et al., 2013. Acta Ecologica Sinica ; Loumeto and Huttel, 1997. Forest Ecology and Management ; MEEF, 2017. Stratégie Nationale sur la Restauration des Paysages Forestiers et des Infrastructures vertes à Madagascar ; Montagne et al., 2009. Document Cite, Madagascar ; Rakotomalala et al., 2015. Forest Ecology and Management ; Ramamurthy et al., 2016. Research on Crops ; Randriamalala et al., 2016. Journal of Arid Environments ; Randriamalala et al., 2017. Forest Ecology and Management. Randrianjafy, 1999. FAO/CE GCP/Int/679/EC ; Razakamanarivo et al., 2010. Bois et Forêts des Tropiques ; Reddy and Venkataiah, 1990. Environment and Ecology ; Rieff et al., 2016. Current Science ; Silva et al., 2011, 2016. Forest Ecology and Management ; Smethurst et al., 2015. Journal of Hydrology: Regional Studies ; Styger et al., 2007. Agriculture, Ecosystems and Environment ; Styger et al., 2009. Agroforestry Systems ; Sutter and Rakotonoely, 1990. Min. Coop France ; Thijs et al., 2014. Restoration ; Zinn et al., 2002. Forest Ecology and Management.