

Evolution des surfaces forestières à l'échelle du Parc national de Ranomafana et sa périphérie (Sud-Est de Madagascar) entre 1989 et 2013

Dominique DUMAS, Sylvain BIGOT, Télesphore Yao BROU, Marine BOULOGNE, Samuel RAZANAKA ⁴, Valéry GOND ⁵

¹ EVS, UMR 56000, Université de Lyon, Lyon3, F-69000 Lyon, France

² IGE (UMR 5001), Université Grenoble Alpes, CNRS-IRD-GINP, F-38000 Grenoble, France

³ UR OIES – CREGUR, Université de La Réunion, F-97744 Saint-Denis, France

⁴ IGE (UMR 5001), Université Grenoble Alpes, CNRS-IRD-GINP, F-38000 Grenoble, France

⁵ Centre National de Recherche sur l'Environnement (CNRE), Antananarivo, Madagascar

⁶ CIRAD – ES, UPR 105 Forêts et Sociétés, F-34398, Montpellier, France

Résumé

A Madagascar, le taux de déforestation est parmi le plus intense des régions tropicales. Pour la préservation des espaces forestiers, l'une des actions fortes des pouvoirs publics ces dernières décennies a été la mise en place d'espaces protégés. La connaissance des dynamiques d'occupation du sol avant et après la mise en place d'un parc permet d'estimer plus précisément l'efficacité de ces dispositifs de protection. Dans cette optique, l'étude proposée cherche à évaluer les évolutions dans le parc national de Ranomafana et sa région, juste avant sa mise en place en 1991 jusqu'en 2013. Cet espace protégé, de plus de 400 km², classé au patrimoine mondiale de l'UNESCO en 2007, est totalement inscrit dans les forêts humides du SE de l'île. Dans cette étude, les évolutions paysagères forestières et agro-culturelles sont analysées à partir de l'imagerie Landsat sur trois décennies depuis le début des années 1990. Si, sur la période étudiée, et sur l'ensemble de la région, la part de la couverture forestière montre une tendance générale à la baisse, l'évolution au sein du parc correspond clairement à des caractéristiques qui échappent à cette tendance régionale. Entre la création du parc et son impact sur une diminution de la déforestation, un décalage d'une décennie s'observe, mais son influence est tangible. On observe parfois des phases de reconquête forestière. Cependant, l'efficacité de la protection liée à la mise en place du parc s'émousse en une décennie, et progressivement les dynamiques de déforestation observées antérieurement, ou régionalement, se réinstallent. A Madagascar, les parcs seuls ne peuvent probablement pas être suffisants pour enrayer la déforestation.

Mots-clés : *Agriculture, Déforestation, Forêt humide, Madagascar, Parc national Ranomafana, Télédétection.*

Abstract

In Madagascar, the deforestation rate is among the highest in the tropics. One of the strong actions taken by the public authorities in recent decades to preserve forest areas has been the creation of protected areas. Knowledge of the dynamics of land use before and after the establishment of a park makes it possible to estimate more precisely the efficiency of these protection measures. With this in mind, the proposed study seeks to evaluate the evolution in the Ranomafana National Park and its region, just before its establishment in 1991 and several years after. This protected area of more than 400 km², classified as a UNESCO World Heritage

Site in 2007, is totally inscribed in the humid forests of the SE of the island. In this study, forest and agro-cultural landscape changes are analysed using Landsat imagery over three decades since the early 1990s. If, over the period studied, and over the region as a whole, the share of forest cover shows a general downward trend, the evolution within the park clearly corresponds to characteristics that escape this regional trend. Between the creation of the park and its impact on a reduction in deforestation, a time lag of a decade can be observed, but its influence is tangible. There are sometimes phases of return of the forest. However, the efficiency of the protection linked to the creation of the park diminishes within a decade and gradually the dynamics of deforestation observed previously, or regionally, are reestablished. In Madagascar, parks alone are probably not sufficient to stop deforestation.

Keywords : *Agriculture, Deforestation, humid forest, Madagascar, Ranomafana National Park, Remote sensing.*

I. Introduction et contexte de l'étude

L'île de Madagascar subit une forte pression sur ses milieux naturels et, en particulier, sur ses milieux forestiers (Vieilledent *et al.*, 2018). Les causes de l'intense déforestation sont multiples et bien connues (Méral *et al.*, 2017). Les pratiques agricoles, dont l'exploitation forestière (bois d'œuvre et ressources charbonnières), expliquent en grande partie ces dynamiques (Kull, 2000 ; Erdmann, 2003 ; Casse *et al.*, 2004 ; Clark, 2012 ; ONE, 2013 ; Vololonirainy et Mietton, 2013). Mais, la croissance démographique et la difficile mise en place d'un système de préservation des milieux qui soit efficace et pérenne sur le terrain interviennent également indirectement (Gorenflo *et al.*, 2011 ; Busch *et al.*, 2012 ; Bertrand *et al.*, 2014). A cela s'ajoute les contraintes environnementales, liées essentiellement aux modifications climatiques en cours, perturbant les régimes pluvio-thermiques, et par conséquent, les fonctionnements écosystémiques (Raxworthy *et al.*, 2008 ; Lawrence et Vandecar, 2015).

Actuellement, plus de 20 % du territoire malgache est recouvert par la forêt (Brinkmann *et al.*, 2014). La forêt humide, à l'Est de l'île, occupe près de 5,5 Mha, tandis que la forêt sèche, essentiellement à l'Ouest du pays, représente plus de 3,7 Mha (Mayaux *et al.*, 2000). L'ensemble de la couverture forestière constitue environ 13 Mha, et chaque année, quelque 200 à 300 000 ha de forêt disparaissent, presque toujours par initialement une exploitation forestière illégale (Mayaux *et al.*, 2000 ; Grouzis *et al.*, 2000 ; Harper *et al.*, 2007 ; ONE, 2013). Si le taux de déforestation pour l'Afrique continentale s'élève en moyenne à 0,43 %.an⁻¹, à Madagascar, ce taux moyen est 3 à 6 fois plus important, et il oscille ainsi entre 1,5 et 2,3 %.an⁻¹, taux parmi les plus intenses du monde tropical (Achard *et al.*, 2002 ; Allnut *et al.*, 2013 ; Achard *et al.* 2014 ; FAO, 2015 ; Méral *et al.*, 2017). A Madagascar, cette déforestation est souvent irréversible car les espaces gagnés sur la forêt sont ensuite rapidement cultivés, puis abandonnés quelques années après et réaffectés à d'autres usages (Gade, 1996 ; Petit, 2009). Les terres sont dès lors régulièrement parcourues par des feux de brousse et la reprise forestière devient très difficile, ou largement marginale. Dans les forêts sèches, plus sensibles aux conditions et évolutions climatiques, même faibles, la reconstitution d'une forêt secondaire est encore plus difficile.

Dans la région du Parc de Ranomafana (figure 1), en zone humide, le suivi des dynamiques d'occupation du sol constitue un enjeu pour la préservation des milieux naturels et surtout des milieux forestiers. Avec notamment l'agriculture sur brûlis, mais aussi avec l'exploitation du

bois, le charbonnage, l'accès à des ressources minières, ils subissent aujourd'hui, sur l'ensemble du pays et dans le Parc de Ranomafana, des menaces de plus en plus visibles. Ce travail cherche donc à évaluer précisément l'impact de ces activités anthropiques sur l'évolution des milieux forestiers dans cet espace protégé et sur sa périphérie, jusqu'à 10 km. Pour cela, un suivi des dynamiques d'occupation du sol est calculé grâce à des données satellitaires LANDSAT inscrites entre 1989 et 2013. L'objectif principal est de cerner précisément les évolutions de l'occupation du sol dans la région du Parc. Dans cet esprit, l'étude cherche à mettre en lumière le rôle, et le degré d'efficacité, de la mise en place de cette aire protégée sur la préservation des milieux forestiers.

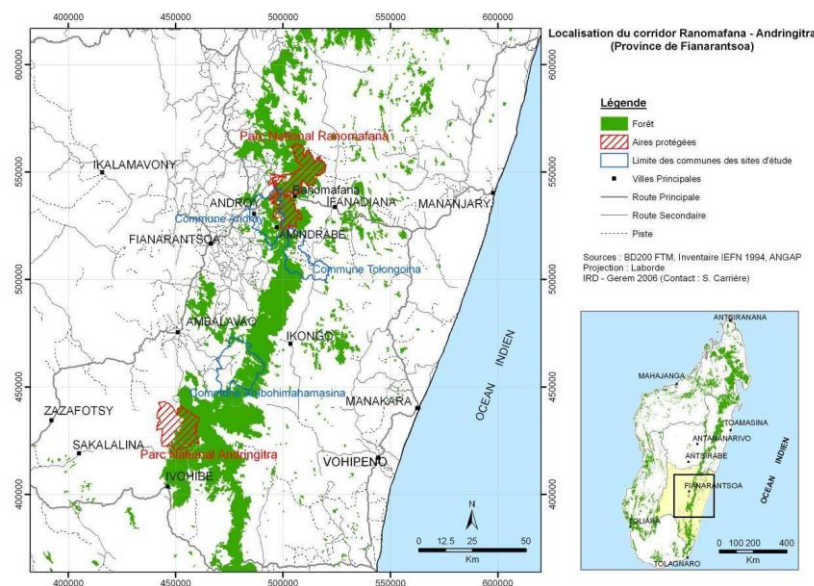


Fig. 1. Carte de localisation du Parc de Ranomafana dans le corridor Ranomafana-Andringitra.

Source : Carrière *et al.*, 2008.

1.1. La déforestation à Madagascar

A Madagascar, les prémices de la déforestation sont apparues dans les Hautes Terres Centrales dès le début du 17^{ème} siècle avec l'utilisation du feu à la fois pour faire pâturer les zébus, et avec la pratique agricole sur abattis-brûlis, le *tavy* (Gade, 1996 ; Bertrand et Sourdat, 1998 ; Aubert *et al.*, 2008). Encore au début du 20^{ème} siècle, sauf sur quelques rares espaces densément peuplés, l'agriculture sur brûlis pouvait être considérée comme durable, le temps de jachère était suffisamment long en laissant le temps nécessaire les premiers horizons pédologiques du sol de se régénérer (Rakotomanana, 1989 ; Clark, 2012 ; Brinkmann *et al.*, 2014). La croissance démographique du 20^{ème} siècle a eu comme corollaire de réduire ce temps de jachère des cultures sur brûlis, en ne laissant plus le temps au sol de se régénérer. Les agriculteurs tendent dès lors à étendre leur espace agricole au détriment des milieux naturels (Jolly, 1989 ; Brand et Zurbuchen, 1997 ; Laub-Fischer *et al.*, 1997 ; Gorenflo *et al.*, 2011). Depuis 1930, avec la première loi nationale sur l'exploitation de la forêt (Corson, 2017), puis surtout depuis trois décennies avec la promulgation de nouvelles lois sur l'usage de la forêt et les aménagements fonciers, le gouvernement malgache tente de limiter le *tavy* mais sans que cela n'ait beaucoup d'effets (Brinkmann *et al.*, 2014). A l'heure actuelle, l'agriculture sur brûlis est considérée comme extrêmement préjudiciable à Madagascar car ses effets sont de longue durée. Les milieux touchés subissent rapidement les effets de l'épuisement et de l'érosion des sols qui les

rendent d'abord impropres à l'agriculture puis ensuite difficiles à restaurer. Aussi, si la superficie des forêts ne cesse de diminuer, celle des terres agricoles n'augmente pas pour autant. Entre 1997 et 2012, à Madagascar, la superficie des forêts aurait diminué à une vitesse moyenne de 0,44 % par an, alors que les superficies des terres arables et celle des terres agricoles n'ont que très peu évolué (FAO, 2015).

Les causes de la déforestation à Madagascar varient cependant localement (Gorenflo *et al.*, 2011). A l'échelle du pays, avec une croissance démographique explosive (+2,7 % en 2016 selon la Banque Mondiale, pour une population alors estimée à 24,8 millions d'habitants) et la dépendance des populations à l'agriculture de subsistance ou au bois énergie, elle reste difficile à enrayer (Harper *et al.*, 2007 ; Méral *et al.*, 2017) et touche une grande partie du pays, notamment la façade orientale et ses formations de forêts humides (figure 2).

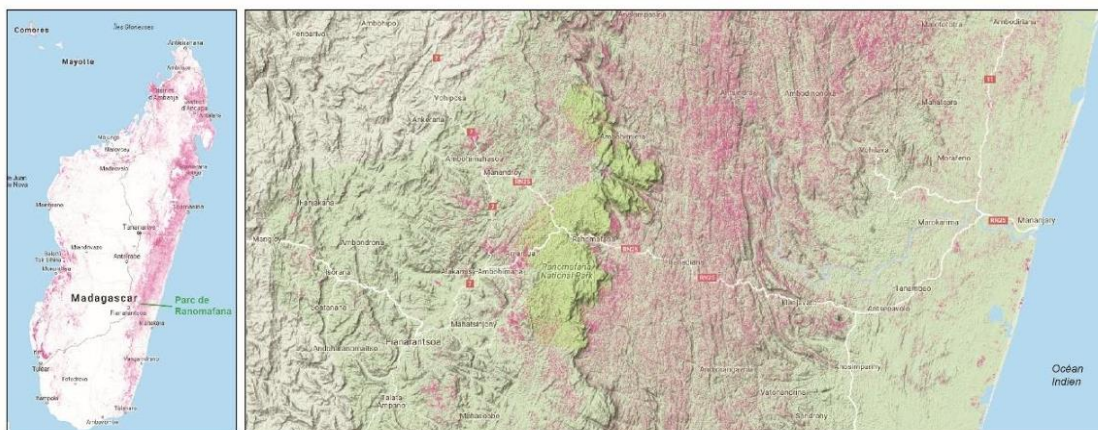


Fig. 2. Espaces affectés par la déforestation (en rouge) et détectés par télédétection entre 2000 et 2015 : à l'échelle de Madagascar (à gauche) et à celle d'un zoom sur la région du parc de Ranomafana (à droite).

Sources : Adapté d'après les données fournies par le Global Forest Watch ; le zoom cartographique à droite intègre également la topographie moyenne issue de Google Earth.

C'est dans ce contexte que de nombreuses aires protégées sont mises en place. Madagascar compte actuellement 43 Parcs nationaux, 5 réserves intégrales et 23 réserves spéciales. Lors du congrès de l'International Union for Conservation of Nature (IUCN) à Durban en 2003, le gouvernement malgache avait annoncé vouloir tripler la superficie des aires protégées en passant de 1,7 Mha à 6,0 Mha à horizon 2010. L'objectif n'a pas été atteint, puisque 2,3 Mha bénéficient actuellement d'un statut d'aire protégée (Ministère de l'Environnement, des Eaux et des Forêts, 2012 ; ONE, 2013 ; Corson, 2017). Cependant, la mise en aire protégée de milieux forestiers ne garantit pas forcément efficacement leur protection, toujours en proie à une pression liée à l'exploitation de la forêt (Casse *et al.*, 2004 ; Brinkmann *et al.*, 2014). La mise en place de protection de l'environnement reste difficile à l'échelle nationale du fait du manque de moyens financiers et humains accordés à cet objectif (Jolly, 1989 ; Urech *et al.*, 2015 ; Méral *et al.*, 2017). A leur périphérie, les aires protégées ont néanmoins induit, parfois encore juste amorcé, un transfert de gestion de l'État aux communautés locales. Cette cogestion, où les acteurs locaux s'organisent et dialoguent, favorise une protection souvent plus efficace des milieux forestiers. L'implication des riverains pour la gestion de leur environnement renforce généralement leur prise de conscience et leur volonté de préserver les ressources forestières en

limitant ou modifiant les prélèvements. Souvent, ils saisissent plus directement sur le terrain que l'utilisation future de leurs ressources et de leurs biens est devenue tributaire de leurs propres actions, bien plus que de choix imposés par un Etat plus ou moins lointain, et toujours plus ou moins acceptés.

Les causes de la déforestation restent cependant complexes, varient localement et sont diverses. La conversion des milieux forestiers en terres agricoles demeure l'une des principales causes de la déforestation (Jarosz, 1993 ; Klein, 2002 ; Kull, 2000), l'exploitation des produits ligneux, ou la création de pâturages quelques années après, sont des conséquences de cette conversion initialement tournée vers l'exploitation agricole. D'une manière plus indirecte, en amont de ce processus, la déforestation est également le produit des migrations intérieures, des politiques gouvernementales instables, des prix des exportations très variables et du droit foncier (Casse *et al.*, 2004). La nécessité de trouver de nouvelles terres agricoles est favorisée par la croissance démographique du pays, mais surtout par la grande pauvreté des populations locales (Grouzis *et al.*, 2000).

1.2. Le Parc national de Ranomafana

Non loin d'une ville touristique, et dans le cadre d'une volonté de protection des milieux forestiers et de sa faune, notamment le lémurien bambou découvert en 1987 (*Hapalemur aureus*), le Parc national de Ranomafana (416 km² de superficie) a été créé en 1991. Il est localisé sur les régions de la Haute Matsiatra et de Vatovavy-Fitovinany, à environ 412 km au SE d'Antananarivo, et à 65 km au NE de Fianarantsoa. La zone d'intervention du Parc est assez vaste puisque 137 villages et 7 communes sont concernés, ainsi que 32 *fokontany* (villages traditionnels à Madagascar). Une zone tampon a été mise en place en partant des limites du parc jusqu'à 3 km autour ; à l'intérieur de cette marge, l'exploitation forestière n'est pas strictement interdite mais réglementée. Les pratiques agricoles traditionnelles régionales sont fonctions des deux principales ethnies occupant principalement le territoire : à l'ouest, les Betsileo qui pratiquent essentiellement une riziculture de bas-fond, tandis qu'à l'est, les Tanala sont davantage tournés vers le *tavy* (Serpantié *et al.*, 2007). Ces deux sociétés ont peuplé des écosystèmes très différents ; faibles pentes, peu de pluies pour les Betsileo, fortes pentes, fortes pluies pour les Tanala. Ces écosystèmes et climats n'autorisent donc pas les mêmes pratiques (Serpantié *et al.*, 2007).

Cet espace protégé situé dans les forêts humides de l'est de l'île est classé au patrimoine mondial de l'UNESCO en 2007, notamment grâce à la découverte en 1987 du lémurien bambou doré, *Hapalemur aureus*, endémique de cet espace. Par la suite, la redécouverte d'une autre espèce de lémurien, le Grand hapalémur (*Prolemur simus*), a également favorisé la création du territoire protégé (Wright *et al.*, 2012). Le sud du Parc de Ranomafana est également intégré dans une zone de conservation plus grande (ou Nouvelle Aire Protégée), défini comme le « Corridor forestier Ambositra-Vondrozo » (COFAV) mis en place en 2006 sur 300 km de long et 5 à 15 km de large (figure 2), englobant la majeure partie des forêts humides d'altitude de la Province de Fianarantsoa (Carrière-Buchsenchutz, 2006 ; Rakoto Ramiarantsoa *et al.*, 2014). Ce territoire est aussi soumis à une cogestion entre les différents acteurs, essentiellement des ONG internationales (WWF et Conservation International) ainsi que les communautés locales. Les paysages sont variés, largement marqués par la présence de forêt sur les collines et par les rizières dans les bas-fonds (Photo 1). Dans les zones les moins accessibles, on y distingue encore des lambeaux d'une forêt primaire (Koechlin *et al.*, 1974 ; Carrière *et al.*, 2008), parfois même à basse altitude. La végétation est essentiellement composée d'une forêt dense ombrophile avec une strate supérieure constituée d'arbres de 20 à 25 m de hauteur d'espèces

très variées. Les genres *Weinmania* (Cunoniaceae) et *Tambourissa* (Monimiaceae) sont les plus représentés. Dans cet espace forestier, souvent peu accessible, le diamètre des troncs est généralement encore important à cause des prélèvements moins nombreux des plus gros arbres (Koechlin *et al.*, 1974). Au sein de cette forêt incluse dans les limites du Parc ou dans les marges, se développent des forêts de bambous, formation généralement associée à différentes espèces forestières. Elles sont considérées comme des zones de conservation prioritaires, car à la base du régime alimentaire du Hapalémur doré. On retrouve également des lambeaux de forêts de *Pandanus* (Pandanaeae) le long des cours d'eau, lorsqu'ils sont du type aquatique, ou regroupés en isola à l'intérieur des espaces forestiers lorsqu'ils sont du type terrestre.



Photo 1. Exemple d'une transformation du paysage observée dans la région du Parc national de Ranomafana avec les rizières en bas-fond et le développement de cultures de versant sur des espaces déforestés et brûlés récemment.

Cette photo montre le développement d'un terroir agricole, avec sur les pentes des cultures alternant avec des jachères et des cordons végétalisés anti-érosifs, et des aménagements sur les bas-fonds (maisons, parc arboré, rizières).

Les formations forestières sont aussi largement des forêts de reconquête (Gade, 1996 ; Kull, 2000 ; Carrière-Buchsenchutz, 2006 ; Bertrand *et al.*, 2014). Les arbres les plus importants en taille, ou les espèces de bois précieux (notamment le bois de rose et le pallissandre), ont été fortement prélevés dans l'ensemble de ces forêts. Les chablis consécutifs sont rapidement investis par d'autres espèces forestières, dont souvent l'arbre du voyageur (*Ravenala madagascariensis*). Sur les versants, dans la forêt ou entre les cultures, de nombreuses parcelles apparaissent en jachère. Pour une mise en culture, la population défriche par brûlis les parcelles forestières et les jachères de recrus forestier (Photos 2 et 3), ou laboure de vieilles jachères herbeuses, afin d'y mettre en place des cultures de tubercules (manioc), de céréales (maïs) ou des rizières pluviales (Photo 4).



Photos 2. Exemple de paysages agroforestiers en périphérie du Parc national de Ranomafana

Clichés : S. Bigot

A gauche, les espaces cultivés gagnés par déforestation sur la forêt dense, et à droite, un espace quasiment totalement déforesté.



Photo 3. A la périphérie du Parc national de Ranomafana, un front de défrichage avec brulis récent

Cliché : S. Razanaka, 2015



Photo 4 - Rizière dans un bas-fond dans la partie Ouest du Parc national de Ranomafana avec un défrichement récent (cliché : S. Razanaka, 2015).

Après une ou deux années, les sols s'appauvrissent et ces parcelles sont laissées en jachère. Pour que le sol et son écosystème puissent théoriquement se reconstituer, le temps de mise en jachère peut durer plus de 25 ans, voire davantage (Carrière *et al.*, 2005 ; Aubert *et al.*, 2008). Ce temps varie localement, avec une tendance à la diminution près du Corridor forestier Ambositra-Vondrozo (Andriamahazo *et al.*, 2004). Combiné à ces ensembles forestiers, la place des cultures dans le paysage est importante. Les parcelles sont cultivées essentiellement avec du riz (de type *Japonica* dans cette région), et plus marginalement avec des espèces maraichères (carottes, courges...), de la canne à sucre, des légumineuses et tubercules variées (pommes de terre, manioc, taro) et des cultures de fruits diverses.

Lorsqu'on s'éloigne du Parc, notamment vers l'ouest, les espaces ouverts déforestés et les savanes deviennent dominantes dans le paysage. Ce sont régionalement des formations végétales qui peuvent aller de la simple savane herbacée à une savane arbustive, arborée ou encore boisée (Scholes et Archer, 1997). Le feu pastoral demeure une composante explicative majeure de la dynamique végétale de ces savanes (Jeltsch *et al.*, 2000), la région de Ranomafana enregistrant une saison d'incendies particulièrement intense.

2. Données et méthodologies utilisées

Les dynamiques paysagères forestières et agro-culturelles sont analysées à partir de l'imagerie Landsat sur trois décennies depuis le début des années 1990. Avant cette période, les données satellitaires librement disponibles sont inutilisables du fait d'un nombre trop élevé d'artefacts ou une nébulosité trop marquée. De par leur profondeur temporelle, leur variété de bandes spectrales et le temps de revisite des satellites (16 jours), les données Landsat sont adaptées au suivi des dynamiques d'occupation du sol sur plusieurs décennies, particulièrement dans les espaces tropicaux qui subissent des modifications d'usages des sols (Oszwald *et al.*, 2010 ; Margono *et al.*, 2012 ; Grinand *et al.*, 2013 ; Ferreira *et al.*, 2015 ; Potapov *et al.*, 2015 ; Rufin *et al.*, 2015).

Les images utilisées sont obtenues à partir des plateformes GLOVIS (<http://glovis.usgs.gov/>) et Earth Explorer (<http://earthexplorer.usgs.gov/>). Sur la période 1989-2013, 355 images sont potentiellement disponibles. Mais en milieu forestier tropical, il est souvent difficile d'acquérir des données satellitaires dénuées de couverture nuageuse, particulièrement lors des saisons des pluies. La présence de ce biais atmosphérique reste donc un des premiers critères de sélection des images analysées. Le choix est également guidé par la date de mise en place du Parc de Ranomafana (en 1991), car il est important dans l'étude des trajectoires paysagères de disposer d'un état des lieux antérieur au classement en zone protégée avec la création du Parc de Ranomafana. Finalement, 6 images sont retenues pour établir le suivi multi-temporel de l'occupation du sol (tableau I) : une en 1989 (la seule exploitable) ; quatre réparties sur les années 1993, 1998, 2002 et 2009 ; et une dernière en 2013 qui correspond à la date d'une mission de terrain permettant d'effectuer des relevés et validations *in situ*. Acquises à différentes saisons de l'année, deux images se situent au début de la saison humide (novembre 2009 et octobre 2013), deux en début de saison sèche (mai 1993 et mai 2002), une en pleine saison sèche (juillet 1998) et une en fin de saison sèche (septembre 1989).

Tab. 1. Pourcentage de nébulosité et résolution spatiale (en m) des six images Landsat analysées (VIS = visible ; PIR = proche Infrarouge ; MIR = Moyen Infrarouge ; PAN = Panchromatique).

Satellite LANDSAT	Date	% de nébulosité	VIS	PIR	MIR	IR thermique	PAN	Aérosols	Cirrus
	20/09/1989	0							
TM 5	26/05/1993	2	30	30	30	120	-	-	-
	11/07/1998	5							
	14/11/2009	8							
ETM 7	27/05/2002	2	30	30	30	60	15	-	-
OLI 8	08/10/2013	1	30	30	30	30	15	30	30

2.1. Les corrections apportées aux images Landsat

Ces corrections atmosphériques et radiométriques sont indispensables afin de pouvoir comparer les images à un même niveau de référence (Song *et al.*, 2001), surtout aussi parce que les images analysées proviennent historiquement de différents capteurs Landsat (TM - *Thematic Mapper*, ETM - *Enhanced Thematic Mapper* et OLI - *Operational Land Imager*). Le protocole de correction consiste d'abord à passer des valeurs brutes des pixels de l'image à la luminance (Chander *et al.* (2009)). Les valeurs de luminance sont transformées en réflectance exo-atmosphérique, puis en réflectance au sol. Une fois les corrections effectuées, les valeurs des pixels ne sont plus des comptes numériques bruts mais des pourcentages de réflectance au sol. L'ensemble des corrections est mené *via* le Système d'Information Géographique ArcGIS grâce au modèle 6S (Seconde Simulation du Signal Satellitaire dans le Spectre Solaire) qui permet de faire cela de manière quasi-automatique (Kergomard, 2000).

Les images LANDSAT sont obtenues au format L1T (*Standard Terrain Correction*) et sont déjà projetées en coordonnées UTM WGS84. Il n'est donc pas utile de leur attribuer un autre système de coordonnées. Cependant, comme les images disponibles à différentes dates correspondent à différents capteurs, il est nécessaire de les rendre strictement superposables afin de limiter les erreurs dans les intercomparaisons. Ces superpositions impliquent un calage des images réalisé à partir d'amers aisément repérables et fixes sur les images étudiées (par exemple des croisements de routes, des points géographiques remarquables, certains bâtiments). Au total, quatorze points de calage ont ainsi été créés pour les analyses.

2.2. La classification des images : extraction des espaces forestiers

Une méthode de type classification supervisée, *i.e.* basée sur l'utilisation d'échantillons observés sur le terrain pour établir les procédures d'analyses géostatistiques, est privilégiée (avec un algorithme de type maximum de vraisemblance). L'échantillonnage a pu être réalisé à partir d'observations effectuées sur le terrain dans un premier temps en mars-avril 2013 (recueil de 429 points géoréférencés) et dans un second temps, en avril 2014 (recueil de 174 points). Pour les années antérieures, les échantillons ont été sélectionnés à partir de la réflectance spectrale des classes d'occupation du sol de l'année 2013. La validation des classes définies est obtenue à partir de l'indice Kappa, calculé en comparant la classification avec des données de validation terrain (Girard et Girard, 1999). Dans le cas inverse, il convient de reprendre l'échantillonnage et la classification afin d'obtenir un indice significatif (généralement défini comme étant supérieur à 0,61). Cette cartographie multodate permet d'évaluer l'évolution des surfaces forestières et de spatialiser ses dynamiques à l'échelle de Ranomafana.

3. Résultats et Discussion

A partir des différentes cartes d'occupation du sol, les superficies sont calculées à chaque date et pour chacune des formations (Tab. 2). La couverture forestière représente une part importante du paysage au niveau du Parc, entre 81 et 85 % selon les périodes étudiées (soit de 330 à 343 km²). La part de l'espace forestier dans le paysage diminue au fur et à mesure que l'on s'éloigne de ses limites. D'abord, sur sa bordure immédiate et jusqu'à 3 km, la forêt devient moins dominante, ne représentant plus que 29 à 47 % des superficies selon les années étudiées (137 à 221 km²). La part de la forêt continue de chuter au fur et à mesure de l'éloignement du Parc : entre 5 et 10 km, elle ne pèse plus que 9 à 25 % (Tab. 2. de 120 à 333 km²). Sur la période étudiée, et à l'échelle de l'ensemble de la zone d'étude (parc + périphéries), la part de la couverture forestière montre une tendance générale à la baisse, et passe ainsi de 41 % en 1989 (1032 km²), à un peu moins de 27 % en 2013 (665 km²), soit une disparition de 367 km² de forêt (Tab.2.).

Tab. 2. Superficies du couvert forestier (F) et non forestier (NF) déterminées à partir de l'analyse des 6 images Landsat distribuées entre 1989 et 2013, sur le Parc de Ranomafana et ses pourtours*

Zone couverte	Forêt (F), Non forêt (NF)	1989	1993	1998	2002	2009	2013
		en km ²	en km ²	en km ²	en km ²	en km ²	en km ²
Parc (406,3 km ²)	F	346	343	330	337	340	333
	NF	60	63	76	70	67	73
Pourtour du Parc à 3 km (473,9 km ²)	F	221	210	167	163	152	137
	NF	253	263	307	311	322	337
Pourtour de 3 à 5 km (289,1 km ²)	F	111	102	73	68	62	52
	NF	178	187	217	221	227	237
Pourtour de 5 à 10 km (1325,3 km ²)	F	333	301	198	171	152	120
	NF	992	1024	1127	1154	1173	1205
Zone entière (2494,5 km ²)	F	1032	978	790	762	728	665
	NF	1462	1516	1705	1733	1766	1829

***Les surfaces sont corrigées en tenant compte de la couverture nuageuse détectée (1 à 9 % selon les dates) et à partir d'un masque commun.**

Afin de suivre les évolutions de la couverture forestière sur l'ensemble de la période 1989-2013, les cartes des milieux forestiers sont croisées deux à deux, en suivant les années consécutives, puis entre les deux années 1989 et 2013. Ce type de traitement "pas à pas" permet de mieux discriminer les évolutions diachroniques et d'identifier les pixels (*i.e.* les formations) associés, et d'aboutir à la quantification des évolutions (tableau III). Il montre également les sous-espaces où l'on peut observer une reprise végétale ainsi que ceux où la couverture arborée n'a pas évolué. Cette évolution intègre une proportion variable de forêt entièrement préservée, de zones restées sans la moindre couverture forestière, de forêt ayant été dégradée, ou bien, à l'inverse, de zones avec une reprise forestière.

Sur la période d'étude 1989-2013 et pour l'ensemble de l'espace analysé, le rythme annuel moyen de la déforestation est évalué à 0,62 %.an⁻¹, soit une perte moyenne de 15,6 km².an⁻¹. Sur cette période, ce taux de déforestation régionale, tout en restant dans la même gamme d'intensité, est de 50 % supérieur au taux annuel moyen de déforestation observé sur l'ensemble de Madagascar, soit environ 0,41 %.an⁻¹ d'après la FAO (2015). Cependant, le taux moyen de déforestation à Madagascar passe à plus de 1,5%.an⁻¹ lorsque l'on prend en compte les années 60 et 70 (FAO, 2015).

Sur l'ensemble de la période étudiée, la diminution du couvert forestier la plus marquée s'effectue entre 1993 et 1998, période durant laquelle on passe de près de 39 % de couverture forestière à seulement 32 % (978 à 790 km²), avec un taux de déforestation record de plus de 1,50 %.an⁻¹, observé sur certains espaces (figure 3). Durant les autres sous-périodes, même si une diminution a lieu, elle reste toujours nettement moins rapide. On retrouve néanmoins ce taux de déforestation moyen de 1,50 %.an⁻¹ sur la zone orientale du pays entre 1950 et 1985 (Green et Sussman, 1990).

Tab.3. Evolution diachronique des superficies de la couverture forestière entre les images analysées, et des taux annuels de déforestation en fonction de l'éloignement au Parc de Ranomafana

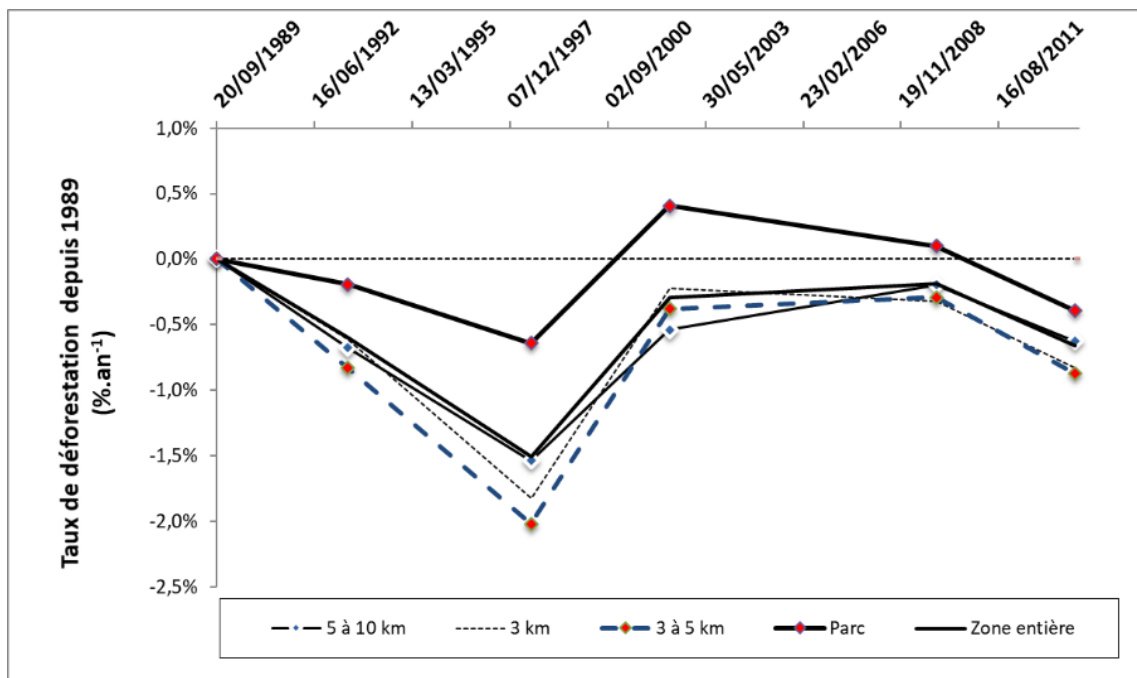
Zones		1989-93	1993-98	1998-02	2002-09	2009-13	1989-2013
<i>Durée entre deux images en jours</i>		1344	1872	1416	2728	1424	8784
Parc	<i>km² / période</i>	-2,8	-13,1	6,3	3,0	-6,1	-12,8
	<i>km² / an</i>	-0,8	-2,6	1,7	0,4	-1,6	-0,5
	<i>% / an</i>	-0,19	-0,64	0,41	0,10	-0,39	-0,13
du Parc à 3 km	<i>km² / période</i>	-10,4	-43,5	-4,0	-11,2	-15,0	-84,2
	<i>km² / an</i>	-2,9	-8,6	-1,1	-1,5	-3,9	-3,6
	<i>% / an</i>	-0,61	-1,82	-0,22	-0,32	-0,83	-0,75
de 3 à 5 km	<i>km² / période</i>	-8,7	-29,4	-4,2	-6,2	-9,7	-58,1
	<i>km² / an</i>	-2,4	-5,8	-1,1	-0,8	-2,5	-2,5
	<i>% / an</i>	-0,83	-2,02	-0,38	-0,29	-0,87	-0,85
de 5 à 10 km	<i>km² / période</i>	-32,3	-102,6	-27,1	-19,1	-31,8	-212,9
	<i>km² / an</i>	-9,0	-20,4	-7,1	-2,6	-8,3	-9,0
	<i>% / an</i>	-0,68	-1,54	-0,54	-0,20	-0,63	-0,68
Zone entière	<i>km² / période</i>	-54,0	-188,8	-27,8	-33,8	-62,9	-367,2
	<i>km²/an</i>	-14,9	-37,5	-7,3	-4,6	-16,4	-15,6
	<i>% / an</i>	-0,60	-1,50	-0,29	-0,18	-0,66	-0,62

A l'échelle des limites du parc de Ranomafana, cette dynamique est largement atténuée. Sur l'ensemble de la période étudiée, entre 1989 et 2013, on passe d'un espace forestier de 346 à 333 km², soit un taux de déforestation moyen évalué à 0,13 %.an⁻¹. Cette diminution de la superficie boisée semble indiquer une mauvaise efficacité de la protection, et on pourrait imaginer dès lors que la création du parc, en 1991, n'a eu qu'un effet limité sur la déforestation dans l'enceinte du parc, sans permettre d'arrêter ou même d'inverser la dynamique générale observée pour l'ensemble de la région. Mais une analyse interannuelle plus fine sur la période étudiée montre plusieurs évolutions sur la zone protégée. Ainsi, entre 1989 et 1993, la déforestation moyenne du couvert est réduite à 0,19 %.an⁻¹, puis entre 1993 et 1998, elle passe à 0,64 %.an⁻¹ malgré la création du parc. A partir de la fin des années 90, la couverture forestière cesse de décroître et gagne même en superficie entre 1998 et 2002. Le taux de reconquête forestière atteint alors 0,41 %.an⁻¹, devient plus réduit (0,10 %.an⁻¹) entre 2002 et 2009, puis cette progression de la forêt cesse. Cette reconquête des espaces arborés n'a donc duré qu'un peu plus d'une décennie, et sur la période suivante 2009-2013, la déforestation de la couverture forestière reprend rapidement, avec même une forte intensité (taux de déforestation de 0,39 %.an⁻¹). Sur le terrain, les enquêtes conduites auprès des agriculteurs semblent indiquer que

cette reconquête forestière a été parfois parfaitement perçue localement (Boulogne, 2016). Naturellement, le détail et les précisions des surfaces ne peuvent être appréciés par les acteurs de terrain, ici dans la région du parc de Ranomafana ou ailleurs sur d'autres territoires, qui ne peuvent que très difficilement apprécier objectivement le recul ou les avancées forestières sur un large territoire.

Dans la zone périphérique du Parc inscrite à la limite des 3 km, la tendance est à la forte diminution du couvert forestier, avec un taux de $0,75 \text{ \%} \cdot \text{an}^{-1}$, puisque l'on passe de près de 47 % de couverture forestière en 1989 (221 km²), à près de 29 % en 2013 (137 km²). Dans la zone un peu plus éloignée (entre 3 et 5 km), la tendance est là aussi à la diminution du couvert forestier, avec 38 % en 1989 (111 km²) contre seulement 18 % en 2013 (52 km²), soit un taux de déforestation moyen de $0,85 \text{ \%} \cdot \text{an}^{-1}$ (tableau III). Les résultats sont relativement similaires pour la zone comprise entre 5 et 10 km (25 % en 1989, et plus que 9 % en 2013, soit une baisse de $0,68 \text{ \%} \cdot \text{an}^{-1}$ sur 1989-2013).

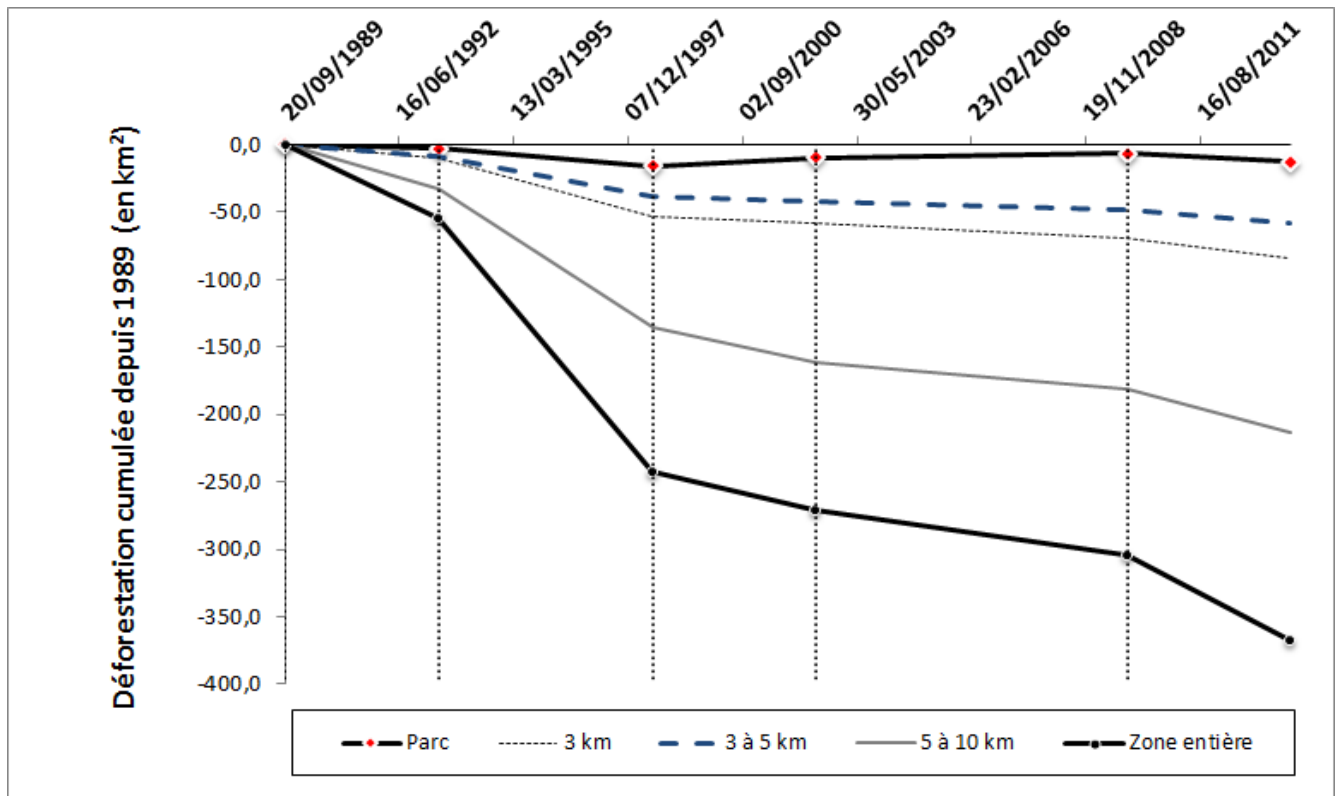
Fig. 3. Taux de déforestation moyen des surfaces forestières à l'échelle du parc de Ranomafana et de ses alentours pour les différentes sous-périodes étudiées entre 1989 et 2013*



***L'année 1989 est utilisée comme référence**

Ces résultats révèlent que la couverture forestière dans la région du Parc de Ranomafana ne cesse de diminuer depuis la fin des années 80. Au sein de l'espace protégé, un ralentissement semble s'être opéré après sa mise en place en 1991 (Fig. 4).

Fig. 4 - Evolution (en km²) de la surface forestière du parc de Ranomafana et de ses alentours (entre 1989 et 2013)*



***Par rapport à la situation de référence observée en septembre 1989 : dans le parc, sur son pourtour jusqu'à 3 km, et dans ses périphéries (3-5 km et 5-10 km).**

On observe en effet qu'entre 1989 et 1993, la déforestation moyenne est moindre dans le Parc que dans les espaces périphériques. Entre les périodes 1989-92 et 1992-98, la déforestation est toujours plus réduite que dans le reste de la région, dans un rapport d'environ 1 à 3. Sur cette période, la création du Parc explique probablement cette moindre déforestation de l'espace forestier. Sur l'ensemble des années 90, la moindre déforestation de la couverture forestière dans le Parc peut s'expliquer en partie par la position éloignée des villages et l'accès difficile à cause de la topographie. Cependant, même au sein du territoire protégé, la déforestation continue et s'amplifie entre 1993 et 1998, en suivant la même dynamique forestière que celle observée dans le reste de la région.

L'influence protectrice du Parc ne semble apparaître réellement qu'après 1998. L'évolution de la couverture forestière se singularise alors très nettement de celle observée à l'échelle du reste de la région (figure 4). Sur la période 1998-2009, on observe même un accroissement de la surface forestière, avec des taux d'extension pouvant atteindre 0,41 % .an⁻¹, soit dans le Parc, une progression des surfaces forestières équivalente à 1,6 km².an⁻¹. Parallèlement, jusqu'en 2002, sur l'ensemble de la zone d'étude, la surface de forêt diminue moins vite. A partir de 2002, au sein du parc, l'extension de la forêt ralentit pour atteindre une moyenne de 0,1 % .an⁻¹ (soit 0,4 km².an⁻¹). Cette extension des milieux forestiers s'observe exclusivement aux limites du Parc, car au-delà, même au sein de la zone tampon de 3 km, les milieux forestiers sont rapidement dégradés par l'absence d'une politique de protection. Le suivi interannuel de la zone

limitrophe (à 3 km) montre même que cet espace subit une déforestation plus intense que pour les autres espaces (tableau III et figure 4).

Après 2009, la déforestation reprend un rythme proche de celui observé avant la fin des années 90. Toujours un peu plus réduite à l'intérieur du parc, elle retrouve sensiblement la même évolution sur l'ensemble des autres espaces (figure 4). Cette reprise est sans doute en lien étroit avec la crise politique du pays en 2009, faisant suite à un coup d'état, qui s'accompagne d'une crise économique majeure pour les populations, et avec comme corollaire, un amoindrissement des moyens de surveillance des espaces protégées ainsi que des populations locales rendues encore plus dépendantes économiquement des ressources ligneuses et forestières pour survivre (bois de feu, fabrication de charbon, extraction de bois, déforestation par *tavy* pour le riz pluvial).

Au-delà du Parc, la déforestation présente des degrés d'intensité variable selon les espaces concernés. Depuis septembre 1989, la déforestation cumulée dans la région étudiée représente 367 km² (soit un taux de déforestation moyen de 0,62%.an⁻¹), dont 213 km² se situent dans la marge du Parc à 5-10 km (figure 4). C'est dans cet espace que l'on observe la déforestation annuelle la plus forte autour du Parc en termes de superficie. A proximité des limites de l'espace protégé (<3 km), la déforestation est atténuée par les mesures et contraintes d'exploitation forestière (Aubert *et al.*, 2013). Mais rapportée à la superficie des différents sous-espaces étudiés, la déforestation annuelle relative la plus marquée intervient dans l'espace marginal entre 3 et 5 km, avec une diminution moyenne de couverture forestière de 0,85 %.an⁻¹. C'est également ici que les espaces agricoles se développent de manière privilégiée.

Dans le détail, entre 1989 et 1998, période durant laquelle la déforestation est intense, on observe une nette augmentation des surfaces agricoles au fur et à mesure qu'on s'éloigne du Parc. La zone la plus en proie à la déforestation reste cependant toujours celle située entre 3 et 5 km des limites du parc. La partie périphérique (de 1 à 3 km), réglementée et avec des prélèvements de bois contingentés, demeure un peu plus protégée. Même si les atteintes aux surfaces forestières se situent principalement en périphérie du territoire protégé, certaines sont également fortes sur ses lisières, et plus ponctuellement aussi, en coeur de parc avec des exploitations aurifères illicites. Après la mise en *tavy*, les parcelles sont laissées en jachère, et la formation de forêt secondaire prend parfois des années, alors que sur ce laps de temps, la parcelle peut être de nouveau défrichée (Milleville *et al.*, 1999 ; Bertrand *et al.*, 2014 ; Urech *et al.*, 2015). Ces parcelles de vieilles jachères laissées à l'abandon peuvent aussi être rapidement colonisées par des espèces invasives, comme le goyavier, qui bloquent la reprise d'une forêt secondaire (Jeltsch *et al.*, 2000 ; Kull, 2000 ; Petit, 2009).

4. Conclusion

Dans le Parc de Ranomafana, la couverture forestière représente environ 85 % de sa superficie. Plus on s'éloigne des limites du Parc, plus le pourcentage de couverture forestière diminue. Malgré son statut d'espace protégé, la déforestation reste présente dans le Parc, avec la disparition de 13 km² de forêt entre 1989 et 2013, soit un taux moyen de 0,13 %.an⁻¹, ou encore l'équivalent de 0,54 km² de forêt disparaissant chaque année. Sur cette période étudiée, la déforestation présente cependant des variations importantes, tant à l'intérieur du Parc que sur la zone périphérique étudiée. Jusqu'en 1998, avant que la protection du Parc ne soit vraiment effective, la déforestation est patente sur l'ensemble de la région. Le classement du Parc en

zone protégée en 1991 n'a pas eu un effet immédiat sur la préservation du milieu forestier, et ce n'est qu'à partir du début des années 2000, pour un temps seulement, que la déforestation s'inverse pour laisser place à une reconquête de la forêt. Cette dynamique de diminution de la couverture forestière a été enrayerée sur un peu plus d'une décennie. Mais la crise politique à l'échelle du pays en 2009 modifie totalement la donne ainsi que les relations des populations avec leurs demandes en ressources naturelles : le Parc est alors de nouveau victime de fortes dégradations forestières (Blanc-Pamard et Rakoto Ramiarantsoa, 2003 ; Casse *et al.*, 2004).

Entre 1989 et 2013, et sur l'ensemble de la région étudiée, ce sont ainsi un peu moins de 160 km² de surfaces de forêt de basse altitude qui ont été convertis en zones agricoles, et près de 83 km² de forêt de moyenne altitude. Au vu des dynamiques observées à la périphérie du parc de Ranomafana, la question de sa préservation à plus long terme devient préoccupante, d'autant plus que l'instabilité politique et économique qui perdure semble très rapidement avoir un effet sur la qualité de la préservation des milieux forestiers. Par ailleurs, la création de Parcs ne peut probablement pas être l'unique réponse à cette crise environnementale pour enrayer durablement la déforestation (Vieilledent *et al.*, 2018). Les approches participatives, intégrant les populations locales, voire les populations migrantes, apparaissent indirectement plus que nécessaire.

Remerciements

Les auteurs remercient le Pôle de recherche et de valorisation en télédétection et géomatique SEAS-OI (La Réunion) pour l'obtention de certaines données satellitaires.

Références bibliographiques

- Achard F., Eva H.D., Stibig H.-J., Mayaux P., Gallego J., Richard T., Malingreau J.-P., 2002, Determination of deforestation rates of the World's humid tropical forests, *Science*, 297, 999-1002.
- Achard F., Beuchle R., Mayaux P., Stibig H.-J., Bodart C., Brink A., Carboni S., Desclée B., Donnay F., Eva H.D., Lupi A., Rasi R., Seliger R., Simonetti D., 2014, Determination of tropical deforestation rates and related carbon losses from 1990 to 2010. *Global Change Biology*, 20, 2540-2554.
- Allnut T.F., Asner G.P., Powell G.V.N., Golden C.D., 2013, Mapping recent deforestation and forest disturbance in northeastern Madagascar. *Tropical Conservation Science*, 6 (1), 1-15.
- Andriamahazo M., Ebene Onana C. Y., Ibrahima A., Komena K. B., Razafindrandimby J., 2004, Concilier exploitation des ressources naturelles et protection de la forêt : Cas du Corridor Forestier de Fianarantsoa (Madagascar). *Rapport IRD*, 143 p.
- Aubert S., Razafiarison S., Bertrand A., 2008, *Déforestation et systèmes agraires à Madagascar. Les dynamiques des tavy sur la côte orientale*, éd. CIRAD, 210 p.
- Aubert, S., Rambintsoatra, S., Razafiarijaona, J., 2013, L'insécurité foncière dans et autour des Aires Protégées de Madagascar: un obstacle à surmonter pour la conservation de la biodiversité et le développement rural. *Développement durable et territoires*. Économie, géographie, politique, droit, sociologie, 4(1), 35-48.

- Bertrand A., Sourdat M., 1998, Feux et déforestation à Madagascar, revues bibliographiques. Antananarivo : CIRAD.
- Bertrand A., Aubert S., Montagne P., Lohanivo A.C., Razafintsalama M.H., 2014, Madagascar, politique forestière : *Bilan 1990–2013 et propositions. Madagascar Conservation et Development*, 9 (1), 20-30.
- Blanc-Pamard, C., Rakoto Ramiarantsoa, H., 2003, Madagascar : les enjeux environnementaux. *L’Afrique. Vulnérable et Défis*, M. Lesourd (ed.), 354-376.
- Boulogne, M., 2016, Vulnérabilité des paysages forestiers dans le parc de Ranomafana (Madagascar) : dynamiques environnementales et trajectoires agroforestières. Université de Grenoble, 349 p.
- Brand, J., Zurbuchen, J., 1997, La déforestation et le changement du couvert végétal. Un système agro-écologique dominé par le tavy : la région de Beforona, Falaise-Est de Madagascar. *African Mountain Development in a Changing World*. International Mountain Society, Bern, Switzerland 6, 59-67.
- Brinkmann K., Fanambinantsoa N., Rakotomalala Y., Buerkert A., 2014, Deforestation processes in south-western Madagascar over the past 40 years: what can we learn from settlement characteristics? *Agriculture Ecosystems and Environment*, 195, 231-243.
- Busch, J., Dave, R., Hannah, L. E. E., Cameron, A., Rasolohery, A., Roehrdanz, P., Schatz, G. (2012) - Climate change and the cost of conserving species in Madagascar. *Conservation Biology*, 26(3), 408-419.
- Carrière S.M., Andrianotahianahary H., Ranaivoarivelo N., Randriamalala J. (2005) - Savoirs et usages des recrues post-agricoles du pays Betsileo : valorisation d'une biodiversité oubliée à Madagascar. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, 6 (1), 1-14.
- Carrière S.M., Randrianasolo E., Hennenfent J., 2008, Aires protégées et lutte contre les bioinvasions : des objectifs antagonistes ? Le cas de *Psidium cattleianum* Sabine (Myrtaceae) autour du Parc national de Ranomafana à Madagascar. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, 8 (1), 1-14.
- Carrière-Buchsenchutz S., 2006, L'urgence d'une confirmation par la science du rôle écologique du corridor forestier de Fianarantsoa. *Etudes Rurales*, 178, 181-196.
- 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, 33-48.
- Chander G., Markham B.L., Helder D.L. (2009) - Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+ and EO-1 ALI sensors. *Remote Sensing of Environment*, 113, 893-903.
- Clark M., 2012, Deforestation in Madagascar: Consequences of population growth and unsustainable agricultural processes. *Global Majority E-Journal*, 3 (1), 61-71.
- Corson, C., 2017, A history of conservation politics in Madagascar. *Madagascar Conservation & Development*, 12(1).
- Erdmann T. K., 2003, Selected forest management initiatives and issues with an emphasis on the Cadre d'Appui Forestier project. *The Natural History of Madagascar*, 1437-1444.

- FAO, 2015, Evaluation des ressources forestières mondiales 2015. Comment les forêts de la planète changent-elles ? Organisation des Nations Unies Pour l'Alimentation et l'Agriculture, Rome, Rapport 56.
- Ferreira P.M., Alves D.S., Shimabukuro Y.E., 2015, Forest dynamics and land-use transitions in the Brazilian Atlantic Forest: the case of sugarcane expansion. *Regional Environmental Change*, 15 (2), 365-377.
- Gade D.W., 1996, Deforestation and its effects in highland Madagascar. *Mountain Research Development*, 16 (2), 101-116.
- Girard M.-C. et Girard C.-M., 1999, *Traitement des données de télédétection*. Edition DUNOD, 529 p.
- Gorenflo L.J., Corson C., Chomitz K.M., Harper G., Honzák M., Özler B. (2011) - Exploring the association between people and deforestation in Madagascar. In: Cincotta R.P., Gorenflo L.J. (eds) *Human population: its influences on biological diversity*. Springer, Berlin, 197-221.
- Green G.M., Sussman R.W. (1990) - Deforestation history of the eastern rainforest of Madagascar from Satellite images. *Science*, 248 (4952), 212-215.
- Grinand C., Rakotomalala F., Gond V., Vaudry R., Bernoux M., Vieilledent G., 2013, Estimating deforestation in tropical humid and dry forests in Madagascar from 2000 to 2010 using multi-date Landsat satellite images and the random forests classifier. *Remote Sensing of Environment*, 139, 68-80.
- Grouzis M., Milleville P., Razanaka S., 2000, Exploitation du milieu et dynamiques écologiques. In : Sociétés paysannes, dynamiques écologiques et gestion de l'espace rural dans le sud-ouest de Madagascar. Rapport scientifique final, comité SEAH, CNRS.
- Harper G.J., Steininger M.K., Tucker C.J., Juhn D., Hawkins F., 2007, Fifty years of deforestation and forest fragmentation in Madagascar. *Environmental Conservation*, 34 (4), 325-333.
- Horning N., 2012, Debunking three myths about Madagascar's deforestation. *Madagascar Conservation and Development*, 7 (3), 116-119.
- Jarosz L., 1993, Defining and explaining tropical deforestation: shifting cultivation and population-growth in colonial Madagascar. *Economic Geography*, 69 (4), 366-379.
- Jeltsch F., Weber G.E., Grimm V., 2000, Ecological buffering mechanisms in savannas: a unifying theory of long-term tree-grass coexistence. *Plant Ecology*, Vol 150 (1), 161-171.
- Jolly A., 1989, The Madagascar challenge: human needs and fragile ecosystems. In: Leonard HJ (ed) *Environment and the poor: development strategies for a common agenda*. Transaction Books, New Brunswick, NJ, 189-211.
- Klein J., 2002, Deforestation in the Madagascar Highlands - Established 'Truth' and Scientific Uncertainty. *GeoJournal*, 56 (3), 191-199.
- Koechlin J., Guillaumet J.-L., Morat P., 1974, *Flore et végétation de Madagascar*. J. Cramer, Gantner Verlag, Vaduz, 687 p.

- Kergomard C., 2000, Pratique des corrections atmosphériques en télédétection : utilisation du logiciel 5S-PC. *Cybergeo: European Journal of Geography* [En ligne], Dossiers, document 181, <http://cybergeo.revues.org/1679>.
- Kull C.A., 2000, Deforestation, erosion and fire: Degradation myths in the Environmental History of Madagascar. *Environment and History*, 6 (4), 423-450.
- Laub-Fischer R., Wehr R., Roge A., 1997, L'approche planification de la gestion du terroir est-elle un remède efficace dans la gestion durable des ressources naturelles? *Akon'ny Ala*, 22/23, 34-49.
- Lawrence D., Vandecar K., 2015, Effects of tropical deforestation on climate and agriculture. *Nature Climate Change*, 5 (1), 27-36.
- Margono B.A., Turubanova S., Zhuravleva I., Potapov P., Tyukavina A., Baccini A., Goetz S., Hansen M.C., 2012, Mapping and monitoring deforestation and forest degradation in Sumatra (Indonesia) using Landsat time series data set from 1990 to 2010. *Environmental Research Letter*, 7 (3), 16 p.
- Mayaux P., Gond V., Bartholomé E., 2000, A near-real time forest-cover map of Madagascar derived from SPOT-4 VEGETATION data. *International Journal of Remote Sensing*, 21 (16), 3139-3144.
- Méral P., Serpantié G., Andriamahefazafy F., 2017, La déforestation à Madagascar : enjeux et perspectives. *Diplomatie Magazine*, Janvier-Février, 26-30.
- Milleville P., Grouzis M., Razanaka S., Razafindrandimby J., 1999, Systèmes de culture sur abattis-brûlis et déterminisme de l'abandon cultural dans une zone semi-aride du sud-ouest de Madagascar. In: Actes du colloque La jachère en Afrique Tropicale : rôles ; aménagements ; alternatives. Dakar, 13-16 avril 1999, 59-72.
- Ministère de l'Environnement, des Eaux et des Forêts, 2012, *Rapport sur l'état de l'environnement à Madagascar*. Rapport, 506 p.
- ONE, 2013, *Evolution de la couverture des forêts naturelles à Madagascar, 2005-2010*, Rapport, 48 p.
- Oszwald J., Lefebvre A., Arnauld de Sartre X., Thalès M., Gond V., 2010, Analyse des directions de changement des états de surface végétaux pour renseigner la dynamique du front pionnier de Maçaranduba (Para, Brésil) entre 1997 et 2006. *Télédétection*, 9 (2), 97-111.
- Petit, M., 2009, *L'homme et la forêt à Madagascar, Quatre siècles d'évolution du paysage forestier*. Publication de l'Institut de civilisations-Musée d'art et d'archéologie, Université d'Antananarivo, 332 p.
- Potapov P.V., Turubanova S.A., Tyukavina A., Krylov A.M., McCarty J.L., Radeloff V.C., Hansen M.C., (2015) - Eastern Europe's forest cover dynamics from 1985 to 2012 quantified from the full Landsat archive. *Remote Sensing of Environment*, 159, 28-43.
- Rakoto Ramiarantsoa H., Blanc-Pamard C., Andriantseheno D., Ramamonjy H., (2014) - Des territoires et des contrats au service de l'environnement. Le Lalangina, sur le versant ouest du COFAV (corridor forestier Ambositra Vondrozo) à Madagascar. *Cybergeo : European Journal of Geography, Environnement, Nature, Paysage*, document 691.

- Rakotomanana, J., (1989) - La conservation des sols-côté paysans. *Akon'ny Ala*, 3, 15-19.
- Raxworthy C.J., Pearson R.G., Rabibisoa N., Rakotondrazafy A.M., Ramanamanjato J.B., Raselimanana A.P., Wu S., Nussbaum R.A., Stone D.A. (2008) - Extinction vulnerability of tropical montane endemism from warming and upslope displacement: a preliminary appraisal for the highest massif in Madagascar. *Global Change Biology*, 14, 1-18.
- Rufin P., Müller H., Pflugmacher D., Hostert P., (2015) - Land use intensity trajectories on Amazonian pastures derived from Landsat time series. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 41, 1-10.
- Scholes R.J., Archer S., (1997) - Tree-grass interactions in savannas. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28, 517-544.
- Serpantié G., Toillier A., Carrière S., Razanaka S., (2007) - Déforestation à Fianarantsoa au 20^{ème} siècle : un « corridor » en sursis. In *Transitions agraires, dynamiques écologiques et conservation*. Dir. Serpantié G., Rasolofoharino, Carrière S., 47-56.
- Song C., Woodcock C.E., Seto K.C., Lenney M.P., Macomber S.A., (2001) - Classification and change detection using Landsat TM data: When and how to correct atmospheric effects? *Remote Sensing of Environment*, 75, 230-244.
- Urech Z. L., Zaehring J. G., Rickenbach O., Sorg J. P., Felber H. R., (2015) - Understanding deforestation and forest fragmentation from a livelihood perspective. *Madagascar Conservation et Development*, 10 (2), 67-76.
- Vieilledent G., Grinand C., Rakotomalala F. A., Ranaivosoa R., Rakotoarijaona J.-R., Allnutte T. F., Achard F., (2018) - Combining global tree cover loss data with historical national forest cover maps to look at six decades of deforestation and forest fragmentation in Madagascar. *Biological Conservation*, 222, 189-197.
- Vololonirainy R., Mietton M., (2013). L'évolution spatiale de la forêt relictuelle d'Anjozorobe – Angavo (Hautes Terres centrales de Madagascar). *Les Cahiers d'Outre-Mer*, 264, 393-493.
- Wright P.C., Erhart E.M., Tecot S., Baden A.L., Arrigo-Nelson S.J., Herrera J., Morelli T.L., Blanco M.B., Deppe A., Atsalis S., Johnson S., Ratelolahy F., Tan C., Zohdy S., (2012) - Long-term Lemur research at Centre Valbio, Ranomafana National Park, Madagascar. In: *Long-Term Field Studies of Primates*, Kappeler P.M., Watts D.P. (eds.). Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 464 p.