



MADAGASCAR CONSERVATION & DEVELOPMENT

INVESTING FOR A SUSTAINABLE NATURAL ENVIRONMENT FOR FUTURE GENERATIONS OF HUMANS, ANIMALS AND PLANTS OF MADAGASCAR

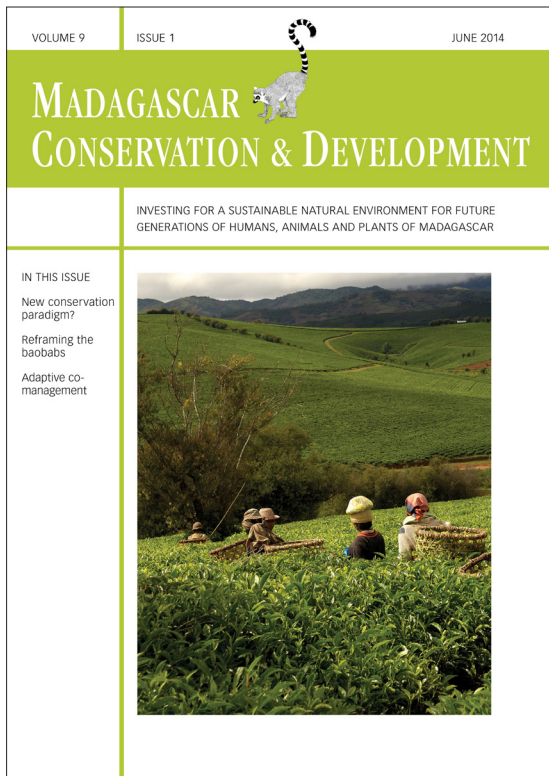
IN THIS ISSUE

New conservation paradigm?

Reframing the baobabs

Adaptive co-management





Madagascar Conservation & Development is the journal of Indian Ocean e-Ink. It is produced under the responsibility of this institution. The views expressed in contributions to MCD are solely those of the authors and not those of the journal editors or the publisher.

All the Issues and articles are freely available at <http://www.journalmcd.com>



Contact Journal MCD
info@journalmcd.net for general inquiries regarding MCD
funding@journalmcd.net to support the journal

Madagascar Conservation & Development
 Institute and Museum of Anthropology
 University of Zurich
 Winterthurerstrasse 190
 CH-8057 Zurich
 Switzerland

io@i

Indian Ocean e-Ink
 Promoting African Publishing and Education
www.ioeink.com

 MISSOURI BOTANICAL GARDEN

Missouri Botanical Garden (MBG)
 Madagascar Research and Conservation Program
 BP 3391
 Antananarivo, 101, Madagascar

TABLE OF CONTENTS

EDITORIAL

- 3 Publishing for conservation and development?
Gardner, C. J.
- 54 Impressum

SPOTLIGHTS

- 5 The future of conservation and development in
Madagascar: time for a new paradigm? *Scales, J. R.*

ARTICLES

- 13 Recommandations pour une agriculture plus écologique
respectant les besoins socio-économiques locaux, région
du Menabe Central, côte ouest de Madagascar. *Dirac
Ramohavelo, C., Sorg, J.-P., Buttler, A. and Reinhard, M.*
- 20 Madagascar, politique forestière : Bilan 1990 – 2013
et propositions. *Bertrand, A., Aubert, S., Montagne, P.,
Lohanivo, A. C. and Razafintsalama, M. H.*
- 31 Les baobabs de Madagascar : quel cadre réglementaire
pour leur conservation ? *Raveloson, C. O., Andriafidison,
D., Razafimanahaka, J. H., Rabesihanaka, S. and Jenkins, R.
K. B.*
- 36 Towards a more adaptive co-management of natural
resources – increasing social-ecological resilience in
southeast Madagascar. *Holloway, G. and Short, S.*

SHORT NOTES

- 49 Approche expérimentale de l'utilisation de glyphosate
dans le contrôle de *Melaleuca quinquenervia* (Myrtaceae),
une espèce envahissante dans la réserve communautaire
de la forêt d'Analalava-Foulpointe (Madagascar).
*Miandrimanana, C., Solovavy, N., Marinjakasandrata, R.
and Birkinshaw, C. B.*

EDITORIAL

<http://dx.doi.org/10.4314/mcd.v9i1.1>

Publishing for conservation and development?

I was not part of the Madagascar Conservation & Development (MCD) team when it was launched in 2006; indeed, I was not even aware that such a journal was in the pipeline. So, like many others, I was very excited to read the first issue: here, at last, was a modern journal – online, open access, bilingual, transdisciplinary – to meet Madagascar's emerging information needs as it implements its ambitious Durban Vision and struggles to cope with increasingly urgent environmental and development challenges. Launched as a "(...) forum for the exchange of experiences and knowledge (...)" (Waeber and Hänni 2006: 2), I felt that the journal offered a real opportunity for researchers and practitioners to contribute to the development of the country and conservation of its unique biodiversity. As we publish our 100th peer-reviewed contribution in this, our 15th issue, it is pertinent to reflect on how well this resource is being put to use by the country's conservation and development community.

For a scientific journal to make a tangible contribution to conservation, it must make efforts to overcome the 'researcher-practitioner divide' – an increasingly-recognised phenomenon that limits the utility of science to the real-world practice of conserving biodiversity. The divide manifests itself in numerous ways: conservation practitioners do not tend to read the latest literature or make use of its findings to inform their actions, at least in part because they don't have access to it, and because they are too busy fighting fires (literally and figuratively) in their day-to-day jobs (Pullin and Knight 2005, Cook et al. 2010). Most researchers, in turn, rarely consider practitioners' information needs when developing their research agendas – since their motivation is to publish in high impact international journals, they tend to focus on sophisticated analyses of global relevance rather than the local case studies that conservationists need to inform their work (Arlettaz et al. 2010, Hulme 2011). The result is the publication of vast quantities of conservation-related research that is only peripherally relevant to the practice of conservation (Smith et al. 2009, Milner-Gulland et al. 2010); it tells us how urgent the threats are and where we should focus our efforts, among other things, but only rarely advises us of 'how' to go about reversing the observed trends. Even when research of practical use is produced, its authors do not necessarily share it with those who could use it (Gardner 2012).

MCD offers several ways to start bridging this researcher-practitioner divide. As an open access journal, its articles are freely available to download and thus accessible to anybody with an internet connection – most international journals are hidden behind expensive paywalls, their subscriptions only affordable to well-funded academic institutions. MCD papers can be freely shared because they are published under a Creative Commons license, but this practice is not permitted by many other publishers (see <http://www.sherpa.ac.uk/romeo/>).

By publishing in French as well as English, MCD also minimises the language barrier that places most of the research carried out in Madagascar beyond the reach of much of its potential audience. In doing so, it also provides an opportunity for those Malagasy and francophone researchers who lack the necessary linguistic skills for international publication to ensure that their work gets out into the public domain. Since only 17% of MCD's contributions so far have been published in French it is clear that this opportunity has not yet been fully exploited, although an encouraging 53% of contributions have featured a Malagasy author and 34% had a Malagasy first author.

To my mind, however, the greatest potential of MCD to bridge the divide and contribute to conservation stems from its position as a forum for the exchange of experiences. Most scientific journals, at least those in the fields of applied ecology and conservation biology with which I'm most familiar, focus on the exchange of knowledge and, in particular, ways of generating knowledge (i.e. 'clever new methods'): these journals are concerned with 'science', and the more sophisticated and groundbreaking it is the better. In the real world, however, conservation practice is rarely driven by science; instead it is usually implemented through trial and error, informed by intuition and anecdote. This means that practitioners are in possession of a huge body of experiential knowledge – an understanding of what worked, what didn't, and what factors influenced the success or failure of their actions – that provides an invaluable complement to scientific knowledge (Fazey et al. 2006), yet these experiences are rarely shared except face-to-face.

Encouraging practitioners to share their experiences is essential if we are to make conservation more effective (Sunderland et al. 2009) – it allows us to learn from each other's efforts, avoid repeating the same mistakes, and start developing best practice. As such, I have found the most interesting and useful articles in MCD to be those in which practitioners have shared lessons learned from their experiences of implementing conservation actions on the ground. These include Harris (2007), Rabearivony et al. (2008), and Richard and Ratsirarson (2013), which provide insights from the establishment and management of Velondriake, Manambolamaty and Bezà Mahafaly protected areas respectively, and whose experiences are highly relevant to the managers of co-managed protected areas in Madagascar and across the world. What's more, such experiential papers give researchers an insight into the information needs of conservation actors, allowing them to develop more relevant research agendas.

As useful as they are, these types of contributions rarely feature in the peer-reviewed literature – practitioners seldom write them because they are not rewarded for doing so by their employers, and international journals tend to shun them because, being anecdotal and failing to test any hypotheses, they are not seen as sufficiently scientific. What's more, since they are local rather than global in scope, editors fear that they will not generate sufficient citations to keep their journals at the top of the rankings in their field. Some journals recognise this failing and provide a special forum for these exchanges – such as 'Practitioner's Perspectives' in *Journal of Applied Ecology* or 'Conservation Practice and Policy' in *Conservation Biology*, but opportunities to share experiences in the literature remain marginal.

Not so in Madagascar. With its transdisciplinary scope and the primacy it places on advancing conservation and develop-

ment, rather than simply science, MCD offers opportunities to conservationists that few peer-reviewed journals can match. As the country progresses with its Durban Vision and ambitious goal of simultaneously conserving biodiversity whilst promoting its sustainable use for poverty alleviation and development, such opportunities should not be overlooked. Ensuring that Madagascar meets its conservation and development goals is an enormous challenge, but one that can be lessened if the diverse actors involved make the effort to share their experiences and learn from those of others. I look forward to editing many more such experiential contributions over the coming years.

Charlie J. Gardner

Durrell Institute of Conservation and Ecology (DICE), University of Kent and
WWF Madagascar and Western Indian Ocean Programme Office
cg235@kent.ac.uk

REFERENCES

- Arlettaz, R., Schaub, M., Fournier, J., Reichlin, T. S., Sierro, A., Watson, J. E. M. and Braunisch, V. 2010. From publications to public actions: when conservation biologists bridge the gap between research and implementation. *BioScience* 60, 10: 835–842. (doi:10.1525/bio.2010.60.10.10)
- Cook, C. N., Hockings, M. and Carter, R. W. 2010. Conservation in the dark? The information used to support management decisions. *Frontiers in Ecology and the Environment* 8, 4: 181–186. (doi:10.1890/090020)
- Fazey, I., Fazey, J. A., Salisbury, J. G., Lindenmayer, D. B. and Dovers, S. 2006. The nature and role of experiential knowledge for environmental conservation. *Environmental Conservation* 33, 1: 1–10. (doi:10.1017/S037689290600275X)
- Gardner, C. J. 2012. Social learning and the researcher-practitioner divide. *Oryx* 46, 3: 313–314. (doi:10.1017/S0030605312000737)
- Harris, A. 2007. “To live with the sea”: development of the Velondriake community-managed protected area network, southwest Madagascar. *Madagascar Conservation & Development* 2, 1: 43–49. (doi:10.4314/mcd.v2i1.44129)
- Hulme, P. E. 2011. Practitioner’s perspectives: introducing a different voice in applied ecology. *Journal of Applied Ecology* 48, 1: 1–2. (doi:10.1111/j.1365-2664.2010.01938.x)
- Milner-Gulland, E. J., Fisher, M., Browne, S., Redford, K. H., Spencer, M. and Sutherland, W. J. 2010. Do we need to develop a more relevant conservation literature? *Oryx* 44, 1: 1–2. (doi:10.1017/S0030605309991001)
- Pullin, A. S. and Knight, T. M. 2005. Assessing conservation management’s evidence base: a survey of management-plan compilers in the United Kingdom and Australia. *Conservation Biology* 19, 6: 1989–1996. (doi:10.1111/j.1523-1739.2005.00287.x)
- Rabearivony, J., Fanameha, E., Mampandra, J. and Thorstrom, R. 2008. Taboos and social contracts: tools for ecosystem management – lessons from the Manambolamaty Lakes Ramsar site, western Madagascar. *Madagascar Conservation & Development* 3, 1: 7–16. (doi:10.4314/mcd.v3i1.44130)
- Richard, A. F. and Ratsirarson, J. 2013. Partnership in practice: making conservation work at Bezà Mahafaly, southwest Madagascar. *Madagascar Conservation & Development* 8, 1: 12–20. (doi:10.4314/mcd.v8i1.3)
- Smith, R.J., Verissimo, D., Leader-Williams, N., Cowling, R.M. & Knight, A.T. (2009). Let the locals lead. *Nature* 462: 280–281. (doi:10.1038/462280a)
- Sunderland, T., Sunderland-Groves, J., Shanley, P. and Campbell, B. 2009. Bridging the gap: how can information access and exchange between conservation biologists and field practitioners be improved for better conservation outcomes? *Biotropica* 41, 5: 549–554. (doi:10.1111/j.1744-7429.2009.00557.x)
- Waeber, P. and Hänni, D. 2006. Combining conservation & development. *Madagascar Conservation & Development* 1, 1: 2.

SPOTLIGHTS

<http://dx.doi.org/10.4314/mcd.v9i1.2>

The future of conservation and development in Madagascar: time for a new paradigm?

Ivan R. Scales

St Catharine's College
University of Cambridge
U.K.
E-mail: irs28@cam.ac.uk

ABSTRACT

The history of conservation policy and practice in Madagascar over the last 30 years shows that the Malagasy government, donors and non-governmental organisations (NGOs) have not been short of bold solutions, with ambitious attempts to involve local communities in resource management as well as expand protected areas. While there have been notable achievements, continued threats to the island's flora and fauna, as well as the negative impacts that conservation policy has often had on rural livelihoods, show that there is still much to be done. So what are the lessons from the past and the challenges ahead? In this paper I provide a broad overview of recent research in the social sciences on conservation and development in Madagascar. I argue that conservation science and policy have often been based on overly simplistic understandings of human-environment interactions and sometimes even plain myths. This has contributed to a narrow policy vision, with important issues and ecosystems receiving less attention. Furthermore, conservation policy continues to be based on a highly uneven distribution of costs and benefits. In order to address these limitations, research and policy must do more to deal with differences in perceptions, priorities and power and be willing to embrace trade-offs between various conservation and development goals.

RÉSUMÉ

L'histoire de la politique et la pratique de la protection de la nature à Madagascar au cours des 30 dernières années montre que le gouvernement malgache, les donateurs, et les organisations non-gouvernementales (ONG) n'ont pas manqué de grandes solutions. Cela inclut l'implication des communautés locales dans la gestion des ressources naturelles ainsi que l'expansion des aires protégées. Malgré des réussites notables, il reste beaucoup à faire car la biodiversité continue d'être menacée et les politiques adoptées ont souvent eu des impacts négatifs sur les moyens d'existence des ménages ruraux. Quelles sont les leçons à tirer du passé et les défis à relever pour le futur ? Au cours des deux dernières années, j'ai eu le privilège d'être le rédacteur et coordinateur d'une publication sur la 'Conservation et la Gestion de l'Environnement à Madagascar' (Routledge, Londres). Je me propose de résumer ici les thèmes, les enjeux et les débats qui ont émergé de cette publication. Mon argument principal est que la science et la politique de la conservation

à Madagascar ont souvent été basées sur une conception étroite des interactions entre l'homme et l'environnement, en particulier sur les facteurs sociaux, politiques et économiques de l'utilisation des ressources naturelles et la dégradation de l'environnement. Les histoires de crise jalonnent le discours environnemental de Madagascar dans lequel dominent les problématiques. Le leitmotiv le plus commun, qui est aussi le plus problématique, porte sur l'idée que le déboisement de l'île a été de 90%. Ce 'fait' est souvent énoncé dans la littérature académique et généralement repris les organisations de conservation de la nature afin de montrer l'urgence du problème de la dégradation de l'environnement. En conséquence les zones herbeuses de l'île sont tout simplement perçues comme des paysages dégradés. Un autre leitmotiv concerne la culture sur brûlis qui est imputée à la pauvreté et une ignorance de 'meilleures' pratiques. Ces formules galvaudées ont contribué à une politique aux perspectives restreintes dans laquelle certaines problématiques et des écosystèmes importants ne reçoivent pas les considérations qu'ils méritent. Elles ont également contribué à établir des 'forteresses de la conservation' qui sont essentiellement fondées sur l'exclusion des paysans malgaches des zones protégées avec son lot de conséquences sur les moyens d'existence des populations rurales. Malgré les efforts déployés pour impliquer les communautés rurales dans la gestion des ressources naturelles, la politique continue d'aboutir à une répartition inégale des coûts et des avantages. Pour trouver une solution, la recherche et les politiques doivent adopter un nouveau paradigme qui : i) s'éloigne des récits et des mythes problématiques ; ii) reconnaisse les différences dans les perceptions et les priorités des divers acteurs ; iii) adopte l'arbitrage entre les différents objectifs de conservation et de développement ; et iv) englobe un ensemble plus diversifié de voix et d'opinions.

INTRODUCTION

The central challenge for conservation policy in Madagascar needs little introduction to readers of this journal: how to protect the island's remarkable biological diversity at the same time as improving the livelihoods of the millions of people directly dependent on its ecosystems for their livelihoods? As Bill McConnell (2002: 10) reminds us "Few places on Earth evoke such simultaneous awe and consternation as Madagascar, a country with unique biological riches on a seemingly immuta-

ble path of impoverishment". The history of policy and practice over the last 30 years shows that the Malagasy government, donors and non-governmental organisations (NGOs) have not been short of bold solutions, from the National Environmental Action Plan (NEAP) launched in 1991, to attempts to devolve natural resource management to communities through the Gestion Locale Sécurisée (GELOSE) law of 1996, and the tripling of the island's protected areas under the 2003 Durban Vision.

There have been some notable achievements, including the greater participation of local stakeholders in resource management, as well as efforts to generate alternative sources of income for rural households so that their livelihoods place less pressure on ecosystems and habitats (Ferguson and Gardner 2010). However, the continued loss and fragmentation of forest (Harper et al. 2007); the recent increase in the illegal trade in exotic hardwoods (Schuurman and Lowry 2009); the exploitation of protected species through bushmeat consumption (Jenkins et al. 2011); and the negative impacts that conservation policy has often had on rural livelihoods (Ghimire 1994, Ferraro 2002) show that there is still much to be done.

While the island's flora and fauna have received considerable attention, including prime time wildlife documentaries and landmark publications such as *The Natural History of Madagascar* (Goodman et al. 2003), the human dimensions of environmental change in Madagascar have received less publicity. This belies the fact that there has been a wealth of research, with insights coming from a wide range of disciplines, including anthropology, economics, geography, political science, environmental history, archaeology and palaeoecology. There have been significant efforts to better understand the drivers of natural resource use decisions and environmental degradation in different geographical and historical contexts, as well as the impacts of conservation policy on rural livelihoods (both positive and negative). So what can we take away from these efforts? What are the lessons from the past and priorities for the future?

Over the course of the last two years I have had the privilege of editing a book on 'Conservation and Environmental Management in Madagascar' (Routledge, London). This has brought me into contact with a diverse range of academics and practitioners, who together have many lifetimes of experience of research and policy implementation. The aim of this paper is to distil the key themes, issues and debates that have emerged from the book. My central argument is that conservation science and policy have often been based on a narrow understanding of complex and diverse human-environment interactions, especially in terms of the social, political and economic drivers of natural resource use and environmental degradation. This has led to a 'fortress conservation' policy approach based primarily on excluding people from protected areas and has had serious implications for rural livelihoods. Despite efforts to involve communities in resource management, policy continues to lead to a highly uneven distribution of costs and benefits. In order to address these limitations research and policy must embrace a new paradigm that: i) moves away from problematic narratives and myths about human-environment interactions; ii) acknowledges differences in perceptions and priorities between different stakeholders; iii) embraces trade-offs between various conservation and development goals; and iv) opens up environmental discourse and decision-making to include a more diverse set of voices and opinions.

MOVING BEYOND STORIES, MYTHS AND OVER-SIMPLIFICATIONS

When reading about environmental issues in Madagascar – whether in the scientific literature, travel guides or the media – one tends to come across a set of recurring stories. The most influential idea, critiqued by authors such as Kull (2000), McConnell (2002) and Dewar (2014), is that of an Eden-like island-wide forest ruined by the arrival of humans. The other common theme, highlighted and critiqued by authors such as Kull (2000), McConnell (2002), Pollini (2010), Scales (2011) and Horning (2012), is the continued devastation of delicate ecosystems by the actions of rural households, who are portrayed as too poor and too stubborn to change their destructive ways. The island's environmental history is thus held up as a cautionary tale of what happens when untouched nature is suddenly subjected to humanity's rapacious tendencies.

Madagascar's environmental discourse is full of stories of crisis and impending doom (Scales 2014a). Such 'narratives' play a major role in shaping environmental policy, helping people to weave bits of information together into a coherent account of why environmental problems occur and how they might be solved (Dryzek 1997). Although useful in helping people to understand the world, these environmental narratives can be problematic, especially when it turns out that they have little empirical basis. As Kull argues (2000: 441): "Received wisdoms about the environmental history of Madagascar include much confusion, misunderstanding and misinterpretation."

The clearest example of problematic narratives in Madagascar's environmental discourse is the '90%' deforestation statistic that is liberally cited in the academic literature and trotted out by conservation NGOs to show just how urgent the conservation problem is: "Much of the justification for conservation action depends on descriptions of previously extensive forests being cut and burned, on documentation of the threats to the patches that remain, and on success in slowing or stopping deforestation." (McConnell and Kull 2014: 67).

However, the 90% deforestation 'fact' is ultimately based on the assumption that Madagascar was more-or-less entirely covered in forest before human arrival. There is in reality little evidence that the island has ever been entirely forested: "Many popular discussions contrast modern landscapes with the 'original vegetation' of Madagascar as part of a narrative in which people arrived on the island, destroyed the forest, and thereby unleashed a wave of extinctions. This is a problematic way to frame the discussion, in light of mounting palaeoecological evidence of landscapes in continuous, if usually slow, change. The phrase 'original vegetation' is commonly used to refer to the vegetative cover at the very beginning of human activity in Madagascar, but this implies a more confident understanding of the early period of Malagasy prehistory than we currently possess." (Dewar 2014: 55).

Recent empirical evidence points to more complex pre-human vegetation dynamics and the importance of grasslands in their own right (Burney et al. 2004, Wilmé et al. 2006, Bond et al. 2008, Virah-Sawmy 2009, Mercier and Wilmé 2013, Ganzhorn et al. 2014). This is not to deny that humans have had considerable impacts on the island's flora and fauna. Rates of forest loss over the last fifty years in particular are a cause for concern and forest clearance agriculture has been the principle land use responsible for land cover change (Harper

et al. 2007). However, deforestation is sufficiently alarming without resorting to dubious statistics: “The loss of forest in some portions of the island is (...) dramatic enough that such exaggerations are unnecessary. These exaggerations are even potentially harmful in that they can undermine scientific authority, put blinders on the types of questions that are asked, and push to the sidelines important debates about the impacts of strong conservation policies on rural people.” (McConnell and Kull 2014: 67–68). As well as these issues regarding the extent of environmental change, the received wisdom is also based on problematic assumptions about the drivers of resource use and environmental degradation. Environmental narratives are often explicitly neo-Malthusian: “(...) the poverty that afflicts Madagascar’s people threatens to destroy what remains of this unique biology (...) widespread poverty, increasing population, and the absence of resources and techniques to improve the productivity of agricultural and pasture lands have led to massive deforestation (...)” (Sussman et al. 1994: 334).

Once again, this oversimplifies human-environment interactions. Research suggests that the drivers of environmental change are more diverse and nuanced than simply population growth and poverty. It is true that humans have played a significant role in shaping the island’s landscapes and contributed to species extinctions through hunting, forest clearance, livestock practices and the introduction of non-native species (Dewar 1984, Burney et al. 2004, Dewar 2014). It is also clear that population growth and poverty can constrain the livelihood choices of rural households (Casse et al. 2004, Scales 2011, Scales 2014b). However, contrary to the received wisdom, environmental degradation is not driven purely by the need to feed a growing population. For example, studies of the causes of deforestation have identified a wide range of factors including cash cropping by wealthy rural households using migrant labor (Minten and Méral 2006, Scales 2011); cash cropping by migrants to build-up wealth and purchase zebu cattle before returning home (Réau 2002); the establishment of foreign-owned large-scale plantations (Jarosz 1993, Scales 2011); and increases in global commodity prices stimulating the expansion of cash crops (Casse et al. 2004, Minten and Méral 2006).

In general, the relationship between poverty, population growth, economic growth and natural resource use is far more complex than the received wisdom makes out (Jolly 1994, Geist and Lambin 2002, Carr 2004, Carr et al. 2006). This is important, as research and policy in Madagascar tend to focus on the activities of poor rural households at the expense of paying more attention to the role of powerful elites or external drivers of forest loss. Policies have often been built on the implicit assumption that raising income in rural areas will solve problems of environmental degradation. However, as Kull (2000: 433) points out “Give the average Malagasy tavy farmer more money, and deforestation may just as well increase as they utilise better tools and pay for additional labour.” This suggests that policy and research need to give greater consideration to the cultural and institutional dimensions of livelihoods, rather than assuming a simple relationship between economic growth and natural resource use. Ultimately, simplistic narratives and myths about environmental degradation hinder progress and limit options.

THE NARROW VISION OF CONSERVATION AND DEVELOPMENT

The received wisdom is important because it has played a major role in influencing the research and policy agenda in Madagascar (Kull 2014, McConnell and Kull 2014, Scales 2014c). The tendency to see Madagascar’s forests as the last bastions of the island’s biodiversity (and the last remnants of an island-wide forest) has led to rather narrow ‘fortress conservation’ mentality that has focused on excluding people from protected areas as well as limiting practices such as swidden cultivation and grassland burning.

From a conservation perspective it is understandable that attention and efforts have tended to concentrate on protecting Madagascar’s remaining forests, since they contain the majority of the island’s endemic terrestrial biodiversity (Goodman and Benstead 2005). It is also important to note that there have been efforts to ensure that protected areas reflect the diversity of the island’s various ecosystems (Kremen et al. 2008, Rasoavahiny et al. 2008). There have been efforts to broaden the scope of the island’s protected area network to incorporate IUCN (International Union for the Conservation Nature) Category V (Protected Landscape) and Category VI (Protected Area with Sustainable Use of Natural Resources), which allow some human land uses and include cultural as well as biological values. Projects have also sought to involve communities in conservation activities, most notably through GELOSE (*Gestion Locale Sécurisée*) and GCF (*Gestion Contractualisée des Forêts*).

Despite these laudable efforts, there are still considerable gaps in our knowledge of human-environment interactions and ecological change on the island. Because of the myth of the island-wide forest, Madagascar’s grasslands have been especially neglected. Policy tends to operate on the assumption that they are simply degraded landscapes and thus not worthy of research or policy attention (Dewar 2014). Grasslands tend to be viewed as ‘unnatural’ landscapes, created through forest clearance for agriculture and burning grasslands for pasture. Pollen records show that grasslands have a long history and likely invaded Madagascar millions of years ago as part of a worldwide expansion of grassy biomes (ibid). Recent research on the island’s grasslands has revealed the diversity of their flora and fauna, with the presence of numerous endemic species: “We suggest that biologists should take a fresh look at Madagascan grasslands, not least because the grassland biota has been largely neglected in biological inventories for conservation in a country characterized by almost unparalleled levels of endemism. Grassy ecosystems in general have been viewed as an alien, rather than intrinsic, component of this extraordinary island.” (Bond et al. 2008: 1753).

In general, far too little is known about the spatial and temporal dynamics of environmental change. Palaeoecology shows us that Madagascar’s diverse ecosystems have followed different trajectories, yet little is known about the specifics of vegetation change or the role of human action (Kull 2000, Dewar 2014). This is especially the case with fire, which has a deep history on the island, pre-dating human presence (Burney 1987, Gasse and Van Campo 2001). While fire has received considerable attention as a policy issue, our knowledge of its role in different ecosystems is still poor: “Until recently, it was supposed that the first people on Madagascar imported fire, and the result was a gigantic conflagration utterly destructive to a forested but fragile landscape.

(...) That view now appears wrong for at least two reasons. First, the palaeoecological research of the last quarter century makes clear that periodic fires have been an important element of many Malagasy ecosystems for tens of thousands of years. (...) A second reason for rejecting the 'gigantic conflagration' view is that Malagasy plant formations are not uniformly vulnerable to fire (...). Replacing 'gigantic conflagration' is evidence that specific vegetational changes over the past 2,000 years have many causes, some related to pastoralism, some to the introduction of crops and fields, some to forestry and logging, and some to substantial environmental degradation in the vicinity of high populations... Much research is still needed to piece together accurate, place-specific accounts, and major puzzles remain." (Dewar 2014: 56).

THE UNEVEN DISTRIBUTION OF COSTS AND BENEFITS IN CONSERVATION PROJECTS

As well as driving a narrow research and policy agenda, the focus of environmental discourse on 'fortress conservation' and the idea of an 'island forest' have contributed to conservation practices with a highly uneven distribution of costs and benefits. The establishment of protected areas has led to severe restrictions on natural resource use and the disruption of livelihoods, property systems and cultural values (Ghimire 1994, Peters 1999, Pollini 2011). For example, a study of the impact of Ranomafana National Park estimated the cost of lost access to natural resources to be \$US39/year per household, equivalent to as much as 25% of household income (Ferraro 2002).

In an attempt to improve the performance of protected areas, as well as create incentives for conservation and generate alternative sources of income for rural households, conservation organizations and government ministries have experimented with a wide range of schemes. Policy has increasingly turned to incentive-based mechanisms that attempt to create financial motives for conservation. Tourism in particular continues to be promoted by some researchers and policymakers as a strategy for reconciling conservation and development goals. For example, in a recent paper on lemur conservation published in the journal *Science*, Schwitzer et al. (2014: 843) advocate 'eco'-tourism as the ideal way to address the issue of funding conservation and integrating conservation and development: "Promoting and expanding ecotourism is one important component of the action plan. Lemurs represent Madagascar's most distinctive 'brand' for tourism. Ecotourism continues in spite of political problems and remains one of the country's most important foreign-exchange earners, providing livelihoods for the rural poor in environmentally sensitive regions and often fostering local valuation of primates and ecosystems."

As well as tourism, we have seen a recent flourishing of schemes based on payments for environmental services (PES). Both tourism and PES offer the tantalising prospect of generating funds from forests and other ecosystems without directly consuming any natural resources. Given the severity and urgency of biodiversity conservation and poverty alleviation, it is little surprise that policymakers have sought a 'miracle cure' to tackle both at the same time.

The history of tourism-based conservation in Madagascar offers some important lessons about the challenges of integrating conservation and development and demonstrates how uneven the distribution of costs and benefits of conser-

vation can be. The most significant problem is that tourism has mostly been incapable of generating sufficient income. At present, it is concentrated in a few geographical regions and a small number of protected areas. According to Christie and Crompton (2003), four national parks (Andasibe-Mantadia, Isalo, Ranomafana, Montagne d'Ambre) and one special reserve (Ankarana) attracted over 88% of the visitors between 1992 and 2000. Even for these parks there are limitations to how much tourism can achieve.

In theory tourism can create a range of benefits, ranging from a share of revenue from park entrance fees to employment opportunities and broader benefits to local economies through tourist spending and infrastructural improvements. However, there are significant barriers to tourism's usefulness as a tool for conservation. Firstly, there is the problem of the scale at which benefits are distributed. Most attempts to share benefits and create incentives have been at the community level. For example, a share of entrance fees is given to a management committee to be used for development projects such as the provision of healthcare and education facilities (Durbin and Ratrimoarisana 1996). In Masoala National Park visitor fees have been used for road improvements, the construction of wells and sanitation projects (Ormsby and Mannie 2006). However, while the benefits accrue at the community level, the costs of loss of access are experienced at the individual or household level. There is thus a disconnect between the costs incurred and the benefits gained. As Durbin and Ratrimoarisana have argued (1996: 351), "(...) it is hard to see how these community-level benefits will change the behaviour of individual households that rely for most of their livelihood on exploiting resources within the parks."

In terms of benefits for individuals and households, these are largely insufficient to replace activities such as swidden cultivation. A study of the impact of tourism on communities living around Ranomafana National Park found that it directly employed just over 100 people (with less than half coming from the local population of 27,000), indirectly benefited fewer than 100 people, and led to infrastructural improvements in fewer than a dozen of the 160 villages surrounding the park (Peters 1998, 1999). The reality is that tourism (and conservation more generally) has created few employment opportunities, with those available tending to favour more educated individuals with the necessary language skills to deal with tourists (Durbin and Ratrimoarisana 1996, Walsh 2005). In the Mikea Forest for example, economic benefits accrue to a minority of hotel owners and staff, most of whom come from outside the region (Seddon et al. 2000). Walsh (2005) reminds us that the majority of people living around protected areas in Madagascar do not have the skills or connections necessary to profit from conservation related activities. The challenge for conservation policy is clear. Unless it is able to create livelihood alternatives that at the very least match previous sources of income, consumptive uses such as swidden cultivation will continue, covertly and against the law if necessary.

NEGOTIATING DIFFERENCES IN PERCEPTIONS, PRIORITIES AND POWER

Despite efforts to involve communities in decision-making and create alternative sources of income for rural households, conservation in Madagascar has remained largely top-down (Corson 2010, Dressler et al. 2010, Pollini 2011, Corson 2014,

Pollini et al. 2014). The biggest constraint for local participation in natural resource management is that the conservation bureaucracy has largely held the opposing goal, namely limiting access to natural resources through protected areas and banning local resource use practices such as swidden cultivation (Dressler et al. 2010). The rush to implement the Durban Vision has not helped matters, overriding any meaningful attempts to engage communities (Dressler et al. 2010, Corson 2014, Pollini et al. 2014). Following Marc Ravalomanana's 2003 announcement that the coverage of protected areas would be tripled within five years, it proved impossible to consult all the rural villages potentially affected by the expansion (Corson 2014). The end result was that the 'consultation' process was in fact more of an awareness raising exercise aimed at 'educating' rural households than a genuine attempt to incorporate the views and wishes of people living in and around the expanded protected areas (ibid).

As well as the expansion of protected areas, the last ten years have seen the rapid growth in biodiversity-offsets and PES schemes (Seagle 2012, Brimont and Bidaud 2014). These are part of a global trend of 'green capitalism' that has seen conservation NGOs become ever closer to big business (Scales, in press). Carbon credits in particular are considered to be a major potential source of funds for forest conservation and development, with rural households paid to maintain forest cover and the carbon sequestration services that come with intact forests (Bekessy and Wintle 2008, Brimont and Bidaud 2014). As with tourism, the 'win-win' logic is compelling. However, such projects shine a light on the power dynamics of environmental management and the relationship between big business and conservation. International conservation NGOs have positioned themselves as gatekeepers, providing authoritative knowledge about biodiversity and ecosystems to businesses and governments (MacDonald 2010). Conservation organisations have moved from critiquing the activities of large corporations to playing a key role in enabling businesses to expand into new areas (Fairhead et al. 2012).

Looking at biodiversity offsets in southeastern Madagascar for example, these have seen close relations between mining companies and international conservation organisations. Conservation NGOs have formed a partnership with Rio Tinto/QMM, providing assistance with biodiversity offsetting and receiving funding for conservation activities in the process (Seagle 2012). Rio Tinto has been able to exert considerable influence over conservation activities, negotiating the boundaries and rights associated with new protected areas and helping to reduce the constraints that these areas might place on the rapidly expanding mining industry (Seagle 2012, Corson 2014). At the same time, the new areas that have been 'offset' for biodiversity have limited local natural resource use rights (ibid). In other words, powerful business interests get to carry out extractive activities, while rural households do not. These developments have helped to reinforce the high levels of political influence that international conservation organisations have in Madagascar (Duffy 2006, Corson 2010, Kull 2014).

The experiences of GELOSE, the Durban Vision and more recent attempts to involve communities in incentive-based conservation raise questions about participation and power. The danger in attempts towards greater community involve-

ment in conservation is that policymakers end up 'playing with anthropology' (Kaufmann 2014). In other words, they attempt to involve people in conservation projects, without a sufficient understanding of their often very different worldviews and institutions. The result has been clumsy attempts to blend local cultural values (especially *fady*) and institutions (especially *dina*) with a western conservation ethic (Keller 2009, Scales 2012, Kaufmann 2014, Pollini et al. 2014). The different aims and perspectives of rural households and communities are often 'lost in translation' (Scales 2012). Inevitably, the weaker side is asked to give in to the more powerful side (Kaufmann 2014).

The problem with any attempt at widening participation in environmental decision-making is that different individuals and groups want different things. The conservation of biological diversity and management of natural resources involves multiple stakeholders, often with conflicting priorities. Ultimately, it means they see Madagascar's biodiversity in contrasting ways. For example Thalmann (2006: 6) has labelled the island's primates 'Ambassadors for Madagascar': "As a primate group endemic to Madagascar they constitute a unique part of the world's natural heritage and a unique part of humankind's natural history. Being mostly forest dwelling animals they may serve as ambassadors for the forests of Madagascar and the whole wildlife in these forests all over the island where it remains. Lemur conservation equals forest conservation. (...) Because lemur conservation is forest conservation, the protection of lemurs also helps to grant important services by forests, such as reduced erosion, clear and sustainable water proliferation – 'a better life for humans'[emphasis added]."

The last part of the quotation above would be contested by many Malagasy living at the forest frontier. The protection of the island's flora and fauna has in fact mainly resulted in loss of access to natural resources. Furthermore, while outsiders may see practices such as swidden cultivation and grassland burning as irrational and destructive, rural households see them as ways of making land productive and feeding their families (Scales 2012, 2014b). As Christian Kull (2000a: 433) puts it: "Malagasy farmers are not sacrificing nature for short-term needs, they are instead transforming nature to be of more use to them. It is a matter of perspective." While biologists rightly describe the island as a naturalist's paradise, those living at the forest frontier are often left to wonder whether conservationists care more about lemurs than they do about people (Peters 1998, Harper 2002).

Ultimately, local participation will have to involve trade-offs between different goals and conservation and environmental management should involve a two-way conversation with the potential for negotiation, rather than a one-way imposition of external ideas (Richard and Dewar 2001). This means "(...) resisting the temptation to obscure political realities, flatten multiple dimensions of value into a single term, or ignore marginalized interests or ways of knowing (...)" (Hirsch et al. 2011: 263). Policy that starts by presenting communities with a *fait accompli* is doomed to failure. Households must make a living somehow. As Cronon (1996: 16) argues: "The dream of an unworked natural landscape is very much the fantasy of people who have never themselves had to work the land to make a living."

CONCLUSIONS

The task of successfully integrating conservation and development in Madagascar can seem daunting. How can policy balance the various perceptions and priorities of multiple stakeholders? How can it protect biodiversity at the same time as delivering livelihood alternatives? How does it increase local participation in decision-making in a political environment that has repeatedly proven to be unstable and prone to crisis?

As I have already mentioned, there are rarely 'win-wins' in conservation. Socio-ecological problems are complex and context specific, defying 'magic bullets' (Ostrom et al. 2007). A good place to start would be for conservation policymakers to acknowledge this. I believe that the most significant change needs to be in the mindset that underpins environmental discourse in Madagascar. As it stands, research and policy are stuck in a rigid paradigm. I use the term paradigm in the sense first coined by Thomas Kuhn (1962) to describe how scientific fields stabilise around a key set of assumptions, questions and methods. During such phases, Kuhn argued that research tends to be conservative, resisting change. Judging by these criteria, I believe that conservation and development in Madagascar is paradigmatic. It has its own language and narratives (Kull 2000, Pollini 2010, Scales 2012); it tends to rely on a rather limited set of research methods and policy approaches (Scales 2012, McConnell and Kull 2014); and it is underpinned by certain problematic assumptions, most obviously the idea of Eden-like virgin forest destroyed by human short-sightedness (McConnell 2002, Dewar 2014, McConnell and Kull 2014).

Instead of searching for panaceas, conservation policy in Madagascar needs to open itself to new ideas and approaches. In the words of Bill Adams (2003: 209): "There is no right way to do conservation. There are only choices." In the process of making these choices, conservation must embrace a plurality of values. This won't be easy and environmental policy will invariably be messy and contingent on local realities (Scales 2014c). However, as argued by Horning (2012), we can start the process by opening up the conservation and development 'thinking club' so that it reflects a more diverse set of views and possibilities. We need more conversations between different academic disciplines (biologists, anthropologists, archaeologists, economists, environmental historians and geographers); between researchers and practitioners; and most importantly between outside experts and the individuals, households and communities who are directly dependent on the island's natural resources for their livelihoods (Scales 2014c). In short, conservation and development in Madagascar needs a new paradigm.

ACKNOWLEDGEMENTS

I would like to thank Routledge for permission to reproduce material from I. R. Scales, ed. (2014) 'Conservation and Environmental Management in Madagascar'. I would also like to thank the two anonymous reviewers for their constructive comments, which helped to improve this paper. Finally, thanks to Lucienne Wilmé for inviting me to contribute this piece to the journal.

REFERENCES

Adams, W. M. 2003. *Future Nature: A vision for conservation*. Earthscan, London, UK.

Bekessy, S. A. and Wintle, B. A. 2008. Using carbon investment to grow the biodiversity bank. *Conservation Biology* 22, 3: 510–513. (doi:10.1111/j.1523-1739.2008.00943.x)

Bond, W. J., Silander Jr., J. A., Ranaivonasy, J. and Ratsirarson, J. 2008. The antiquity of Madagascar's grasslands and the rise of C4 grassy biomes. *Journal of Biogeography* 35, 10: 1743–1758. (doi:10.1111/j.1365-2699.2008.01923.x)

Brimont, L. and Bidaud, C. 2014. Incentivising forest conservation: Payments for environmental services and reducing carbon emissions from deforestation. In: *Conservation and Environmental Management in Madagascar*. I. R. Scales (ed.), pp 299–319. Routledge London and New York.

Burney, D. A. 1987. Late holocene vegetational change in central Madagascar. *Quaternary Research*, 28, 1: 130–143. (doi:10.1016/0033-5894(87)90038-X)

Burney, D. A., Pigott Burney, L., Godfrey, L. R., Jungers, W. L., Goodman, S. M., Wright, H. T. and Jull, A. J. T. 2004. A chronology for late prehistoric Madagascar. *Journal of Human Evolution* 47, 1–2: 25–63. (doi:10.1016/j.jhevol.2004.05.005)

Carr, D. L. 2004. Proximate population factors and deforestation in tropical agricultural frontiers. *Population and Environment* 25, 6: 585–612. (doi:10.1023/B:POEN.0000039066.05666.8d)

Carr, D. L., Suter, L. and Barbieri, A. 2005. Population dynamics and tropical deforestation: state of the debate and conceptual challenges. *Population and Environment* 27, 1: 89–113. (doi:10.1007/s11111-005-0014-x)

Casse, T., Milhøj, A., Ranaivoson, S. and Randriamanarivo, J. R. 2004. Causes of deforestation in southwestern Madagascar: What do we know? *Forest Policy and Economics* 6, 1: 33–48. (doi:10.1016/S1389-9341(02)00084-9)

Christie, I. T. and Crompton, D. E. 2003. Africa Region Working Paper Series No. 63 - Republic of Madagascar: Tourism sector study. World Bank, Washington. Available at <<http://www.worldbank.org/afr/wps/wp63.pdf>>

Corson, C. 2010. Shifting environmental governance in a neoliberal world: USAID for conservation. *Antipode* 42, 3: 576–602. (doi:10.1111/j.1467-8330.2010.00764.x)

Corson, C. 2014. Conservation politics in Madagascar: The expansion of protected areas. In: *Conservation and Environmental Management in Madagascar*. I. R. Scales (ed.), pp 193–215. Routledge, London and New York.

Cronon, W. 1996. The trouble with wilderness or, getting back to the wrong nature. *Environmental History* 1, 1: 7–28.

Dewar, R. E. 1984. Extinctions in Madagascar: The loss of the subfossil fauna. In: *Quaternary Extinctions: a Prehistoric Revolution*. P. S. Martin and R. G. Klein (eds.), pp 574–593. The University of Arizona Press, Tucson, USA.

Dewar, R. E. 2014. Early human settlers and their impact on Madagascar's landscapes. In: *Conservation and Environmental Management in Madagascar*. I. R. Scales (ed.), pp 44–64. Routledge, London and New York.

Dressler, W., Buescher, B., Schoon, M., Brockington, D., Hayes, T., Kull, C. A., McCarthy, J. and Shrestha, K. 2010. From hope to crisis and back again? A critical history of the global CBNRM narrative. *Environmental Conservation* 37, 1: 5–15. (doi:10.1017/S0376892910000044)

Dryzek, J. S. 1997. *The Politics of the Earth: Environmental Discourses*. Oxford University Press, Oxford, UK.

Duffy, R. 2006. Non-governmental organisations and governance states: The impact of transnational environmental management networks in Madagascar. *Environmental Politics* 15, 5: 731–749. (doi:10.1080/09644010600937173)

Durbin, J. C. and Ratrimoarisana, S.-N. 1996. Can tourism make a major contribution to the conservation of protected areas in Madagascar. *Biodiversity and Conservation* 5, 3: 345–353.

Fairhead, J., Leach, M. and Scoones, I. 2012. Green Grabbing: A new appropriation of nature. *The Journal of Peasant Studies* 39, 2: 237–261. (doi:10.1080/03066150.2012.671770)

Ferguson, B. and Gardner, C. J. 2010. Looking back and thinking ahead – where next for conservation in Madagascar? *Madagascar Conservation & Development* 5: 75–76.

Ferraro, P. J. 2002. The local costs of establishing protected areas in low-income nations: Ranomafana National Park, Madagascar. *Ecological Economics* 43, 2–3: 261–275. (doi:10.1016/S0921-8009(02)00219-7)

- Ganzhorn, J. U., Wilmé, L. and Mercier, J.-L. 2014. Explaining Madagascar's biodiversity. In: *Conservation and Environmental Management in Madagascar*. I. R. Scales (ed.), pp 17–43. Routledge, London and New York.
- Gasse, F. and Van Campo, E. 2001. Late Quaternary environmental changes from a pollen and diatom record in the southern tropics (Lake Tritrivakely, Madagascar). *Palaeogeography Palaeoclimatology Palaeoecology* 167, 3–4: 287–308. (doi:10.1016/S0031-0182(00)00242-X)
- Geist, H. J. and Lambin, E. F. 2002. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *BioScience* 52, 2: 143–150. (doi:10.1641/0006-3568(2002)052[0143:PCAUDF]2.0.CO;2)
- Ghimire, K. B. 1994. Parks and people: Livelihood issues in National Parks Management in Thailand and Madagascar. *Development and Change* 25, 1: 195–229. (doi:10.1111/j.1467-7660.1994.tb00514.x)
- Goodman, S. M. and Benstead, J. P. (eds.) 2003. *The Natural History of Madagascar*. University of Chicago Press, Chicago.
- Goodman, S. M. and Benstead, J. P. 2005. Updated estimates of biotic diversity and endemism for Madagascar. *Oryx* 39, 1: 73–77. (doi:10.1017/S0030605305000128)
- Harper, J. 2002. *Endangered Species: Health, Illness and Death Among Madagascar's People of the Forest*. Carolina Academic Press, Durham, USA.
- Harper, G. J., Steininger, M. K., Tucker, C. J., Juhn, D. and Hawkins, F. 2007. Fifty years of deforestation and forest fragmentation in Madagascar. *Environmental Conservation* 34, 4: 325–333. (doi:10.1017/S0376892907004262)
- Hirsch, P. D., Adams, W. M., Brosius, J. P., Zia, A., Bariola, N. and Dammert, J. L. 2011. Acknowledging conservation trade-offs and embracing complexity. *Conservation Biology* 25, 2: 259–264. (doi:10.1111/j.1523-1739.2010.01608.x)
- Horning, N. 2012. Debunking three myths about Madagascar's deforestation. *Madagascar Conservation and Development* 7, 3: 116–119. (doi:10.4314/mcd.v7i3.3)
- Jarosz, L. 1993. Defining and explaining tropical deforestation: Shifting cultivation and population growth in colonial Madagascar (1896–1940). *Economic Geography* 69, 4: 366–379. (doi:10.2307/143595)
- Jenkins, R. K. B., Keane, A., Rakotoarivelo, A. R., Rakotomboavonjy, V., Randrianandrianina, F. H., Razafimanahaka, H. J., Ralaïarimalala, S. R. and Jones, J. P. G. 2011. Analysis of patterns of bushmeat consumption reveals extensive exploitation of protected species in eastern Madagascar. *PLoS ONE* 6, 12: e27570. (doi:10.1371/journal.pone.0027570)
- Jolly, C. L. 1994. Four theories of population change and the environment. *Population and Environment* 16, 1: 61–90. (doi:10.1007/BF02208003)
- Kaufmann, J. C. 2014. Contrasting visions of nature and landscapes. In: *Conservation and Environmental Management in Madagascar*. I. R. Scales (ed.), pp 320–341. Routledge, London and New York.
- Keller, E. 2009. The danger of misunderstanding 'culture'. *Madagascar Conservation & Development* 4, 2: 82–85. (doi:10.4314/mcd.v4i2.48647)
- Kremen, C., Cameron, A., Moilanen, A., Phillips, S. J., Thomas, C. et al. 2008. Aligning conservation priorities across taxa in Madagascar with high-resolution planning tools. *Science* 320, 5873: 222–226. (doi:10.1126/science.1155193)
- Kuhn, T. S. 1962. *The Structure of Scientific Revolutions*. The University of Chicago Press, Chicago.
- Kull, C. A. 1996. The evolution of conservation efforts in Madagascar. *International Environmental Affairs* 8, 1: 50–86.
- Kull, C. A. 2000. Deforestation, erosion, and fire: Degradation myths in the environmental history of Madagascar. *Environment and History* 6, 4: 423–450. (doi:10.3197/096734000129342361)
- Kull, C. A. 2014. The roots, persistence, and character of Madagascar's conservation boom. In: *Conservation and Environmental Management in Madagascar*. I. R. Scales (ed.), pp 146–171. Routledge, London and New York.
- MacDonald, K. I. 2010. The Devil is in the (Bio)diversity: Private sector 'engagement' and the restructuring of biodiversity conservation. *Antipode* 42, 3: 513–550. (doi:10.1111/j.1467-8330.2010.00762.x)
- McConnell, W. J. 2002. Madagascar: Emerald isle or paradise lost? *Environment* 44, 8: 10–22. (doi:10.1080/00139157.2002.10544685)
- McConnell, W. J. and Kull, C. A. 2014. Deforestation in Madagascar: Debates over the island's forest cover and challenges of measuring forest change. In: *Conservation and Environmental Management in Madagascar*. I. R. Scales (ed.), pp 67–104. Routledge, London and New York.
- Mercier, J.-L. and Wilmé, L. 2013. The Eco-Geo-Clim model: explaining Madagascar's endemism. *Madagascar Conservation & Development* 8, 2: 63–68. (doi:10.4314/mcd.v8i2.3)
- Minten, B. and Méral, P. 2006. Commerce et Environnement: Impacts de l'exportation de maïs sur les forêts d'épineux du sud-ouest malgache. World Wild Fund For Nature, Antananarivo, Madagascar. Available at <<http://www.documentation.ird.fr/hor/fdi:010044586>>
- Ormsby, A. and Mannie, K. 2006. Ecotourism benefits and the role of local guides at Masoala National Park, Madagascar. *Journal of Sustainable Tourism* 14, 3: 271–287. (doi:10.1080/09669580608669059)
- Ostrom, E., Janssen, M. A. and Anderies, J. M. 2007. Going beyond panaceas. *Proceedings of The National Academy of Sciences of the United States of America* 104, 39: 15176–15178. (doi:10.1073/pnas.0701886104)
- Peters, J. 1998. Transforming the integrated conservation and development project (ICDP) approach: Observations from the Ranomafana National Park Project, Madagascar. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics* 11, 1: 17–47. (doi:10.1023/A:1007796628731)
- Peters, J. 1999. Understanding conflicts between people and parks at Ranomafana, Madagascar. *Agriculture and Human Values* 16, 1: 65–74. (doi:10.1023/A:1007572011454)
- Pollini, J. 2010. Environmental degradation narratives in Madagascar: From colonial hegemonies to humanist revisionism. *Geoforum* 41, 5: 711–722. (doi:10.1016/j.geoforum.2010.04.001)
- Pollini, J. 2011. The difficult reconciliation of conservation and development objectives: The case of the Malagasy Environmental Action Plan. *Human Organization* 70, 1: 74–87.
- Pollini, J., Hockley, N., Muttenter, F. D. and Ramamonjisoa, B. S. 2014. The transfer of natural resource management rights to local communities. In: *Conservation and Environmental Management in Madagascar*. I. R. Scales (ed.), pp 172–192. Routledge, London and New York.
- Rasoavahiny, L., Andrianarisata, M., Razafimpahanana, A. and Ratsifandrihamana, A. N. 2008. Conducting an ecological gap analysis for the new Madagascar protected area system. *Parks* 17, 1: 12–21.
- Réau, B. 2002. Burning for zebu: The complexity of deforestation issues in western Madagascar. *Norwegian Journal of Geography* 56, 3: 219–229. (doi:10.1080/00291950260293048)
- Richard, A. F. and Dewar, R. E. 2001. Politics, negotiation and conservation: A view from Madagascar. In: *African Rain Forest Ecology and Conservation: An Interdisciplinary Perspective*. W. Weber, L. J. T. White and L. Naughton-Treves (eds.), pp 535–546. Yale University Press, New Haven and London.
- Scales, I. R. 2011. Farming at the forest frontier: Land use and landscape change in western Madagascar, 1896 to 2005. *Environment and History* 17, 4: 499–524.
- Scales, I. R. 2012. Lost in translation: conflicting views of deforestation, land use and identity in western Madagascar. *The Geographical Journal* 178, 1: 67–79. (doi:10.1111/j.1475-4959.2011.00432.x)
- Scales, I. R. (ed.) 2014. *Conservation and Environmental Management in Madagascar*. Routledge, London and New York.
- Scales, I. R. 2014a. Conservation at the crossroads: biological diversity, environmental change and natural resource use in Madagascar. In: *Conservation and Environmental Management in Madagascar*. I. R. Scales (ed.), pp 1–13. Routledge, London and New York.
- Scales, I. R. 2014b. The drivers of deforestation and the complexity of land use in Madagascar. In: *Conservation and Environmental Management in Madagascar*. I. R. Scales (ed.), pp 105–125. Routledge, London and New York.
- Scales, I. R. 2014c. The future of biodiversity conservation and environmental management in Madagascar: lessons from the past and challenges ahead. In: *Conservation and Environmental Management in Madagascar*. I. R. Scales (ed.), pp 342–360. Routledge, London and New York.
- Scales, I. R. 2014 (In press). Paying for nature: what every conservationist should know about political economy. *Oryx*. (doi:10.1017/S0030605314000015)

- Schuurman, D. and Lowry II, P. P. 2009. The Madagascar rosewood massacre. *Madagascar Conservation & Development* 4, 2: 98–102. (doi:10.4314/mcd.v4i2.48649)
- Schwitzer, C., Mittermeier, R., Johnson, S. E., Donati, G., Irwin, M., et al. 2014. Averting lemur extinctions amid Madagascar's political crisis. *Science* 343, 6173: 842–843. (doi:10.1126/science.1245783)
- Seagle, C. 2012. Inverting the impacts: Mining, conservation and sustainability claims near the Rio Tinto/QMM ilmenite mine in Southeast Madagascar. *Journal of Peasant Studies* 39, 2: 447–477. (doi:10.1080/03066150.2012.671769)
- Seddon, N., Tobias, J., Yount, J. W., Ramanampamonjy, J. R., Butchart, S. and Randrianizahana, H. 2000. Conservation issues and priorities in the Mikea Forest of south-west Madagascar. *Oryx* 34, 4: 287–304. (doi:10.1046/j.1365-3008.2000.00134.x)
- Sussman, R. W., Green, G. M. and Sussman, L. K. 1994. Satellite imagery, human ecology, anthropology, and deforestation in Madagascar. *Human Ecology* 22, 3: 333–354. (doi:10.1007/BF02168856)
- Thalmann, U. 2006. Lemurs – ambassadors for Madagascar. *Madagascar Conservation & Development* 1, 1: 4–8. (doi:10.4314/mcd.v1i1.44043)
- Virah-Sawmy, M. 2009. Ecosystem management in Madagascar during global change. *Conservation Letters* 2, 4: 163–170. (doi:10.1111/j.1755-263X.2009.00066.x)
- Walsh, A. 2005. The obvious aspects of ecological underprivilege in Ankarana, Northern Madagascar. *American Anthropologist* 107, 4: 654–665. (doi:10.1525/aa.2005.107.4.654)
- Wilmé, L., Goodman, S. M. and Ganzhorn, J. U. 2006. Biogeographic evolution of Madagascar's microendemic biota. *Science* 312, 5776: 1063–1065. (doi:10.1126/science.1122806)

ARTICLE

<http://dx.doi.org/10.4314/mcd.v9i1.3>

Recommandations pour une agriculture plus écologique respectant les besoins socio-économiques locaux, région du Menabe Central, côte ouest de Madagascar

Clémence Dirac Ramohavelo^I, Jean-Pierre Sorg^I,
Alexandre Buttler^{II} and Michael Reinhard^{III}

Correspondence:

Clémence Dirac Ramohavelo
ETH-Zentrum, Groupe de foresterie pour le développement
Universitätstr 22, 8092 Zürich, Switzerland.
E-mail: clemence_dirac@hotmail.com

RÉSUMÉ

Dans le Menabe Central (côte ouest de Madagascar), les paysages forestiers deviennent toujours plus ouverts, le taux de déforestation avoisinant les 0,7%. La déforestation étant notamment due à des défrichements pour l'agriculture qui est la principale activité de la région, une gestion agricole écologiquement durable apparaît comme une nécessité urgente. Afin de ne pas défavoriser les populations locales vivant dans des conditions socio-économiques difficiles (81,3% de la population malgache vivait encore en-dessous du seuil de pauvreté en 2010), cet aménagement agricole doit également viser à proposer des recommandations socio-économiquement rentables. Cette étude vise donc à confirmer l'hypothèse selon laquelle une agriculture plus écologique – permettant aux agriculteurs de se sédentariser sur leurs terres et diminuant les défrichements forestiers – qui fournirait des produits économiquement rentables sur le long terme répondrait aux nécessités socio-économiques et écologiques locales. La présente étude conclut en mettant en évidence quatre recommandations : i) La riziculture devrait être privilégiée ; ii) les techniques agro-forestières et les utilisations de fertilisants naturels devraient être encouragées ; iii) des alternatives permettant de diversifier le revenu des populations rurales, telle que la rizipisciculture, devraient être soutenues ; et iv) un aménagement des surfaces sylvicoles défrichées devrait être mis en place de manière participative.

ABSTRACT

In the Central Menabe region on the west cost of Madagascar, traditional uses of forest resources create an increasingly open landscape. The current annual rate of loss of Malagasy dense dry forest, the natural forest type of the region, is 0.7%. Agriculture represents the principal activity of people in Central Menabe, and the main reason for the decrease in forest cover. In the current difficult socio-economical context (81.3% of the Malagasy population lived under the poverty line in 2010), where a threat

to dry forests clearly exists, it is therefore urgent to propose scientifically-sound and participatory recommendations for ecologically sustainable and socio-economically profitable agricultural use of the Central Menabe landscape. The objective of this study is to confirm the hypothesis that a more sustainable form of agriculture – promoting farmers' permanent use of cultivated fields – would generate high value economic products, and contribute to the socio-economic and environmental needs of the region. To meet this objective, the study answers three research questions: i) What are the principal products of the villager economy? ii) what is the role of traditional agriculture in deforestation?; and, iii) what is the potential for, and the expectations of the local populations towards, more sedentary agricultural techniques? The research uses methods from both social (scoring and questionnaires) and natural sciences (inventories and measures of clearings), and was carried out in six villages representative of the Central Menabe region. Two villages mainly practiced rice cultivation, two mainly carried out slash and burn cultivation (of maize, cassava and peanut), and two practiced both slash and burn and rice cultivation. Half of the villages were situated near a national road and have thus an easy access to regional markets; the three other villages were more remote. In total 120 inhabitants were involved in 72 different scoring exercises and 288 participated in a questionnaire survey. Mann-Whitney and chi-square tests were used to test for statistical significance in observed differences.

Analyses confirm that rice is the main pillar of the villager economy in the region, and that – at the village scale – this product serves a strong commercial demand which is not always satisfied. Farmers take a weak interest in the consumption of products from slash and burn cultivation (low demand), although the majority of people that cultivate maize, cassava or peanut perceive slash and burn cultivation as a source of alimentary or financial security (subsistence or sale). Given

^I ETH-Zentrum, Groupe de foresterie pour le développement Universitätstr 22, 8092 Zürich, Switzerland.

^{II} EPFL ENAC SSIE-GE GR B2 417 (Bâtiment GR), Station 2, 1015 Lausanne, Switzerland.

^{III} Office fédéral de l'environnement OFEV, Division Forêts, 3003 Berne, Switzerland.

that the deforestation practice has been illegal since 1988, and the strong pressure of international biodiversity conservation organisations, the role of agriculture in deforestation is clearly a sensitive issue, almost a taboo. This study, however, confirms that nearly all slash and burn farmers (97%) clear forest to cultivate, which exceeds the rate of clearing for rice cultivation. As the local population is open to more sedentary agricultural alternatives, four recommendations are proposed: i) Rice cultivation should be favoured, valorizing irrigation fields which are still not cultivated; ii) ethnicities who do not cultivate rice can be encouraged to cultivate trees and to use hedges and natural fertilizers. These techniques could favour farmers' settlement on cultivated fields, increasing agricultural yields and providing highly-appreciated commercial products, such as fruits; iii) new alternatives that could diversify farmers' income, such as fish farming in existing rice fields, should be favoured in order to improve livelihoods; and iv) the management of cleared forest areas should be set up in a participative way in order to legally satisfy local people's needs and the protection of natural forests.

INTRODUCTION

Dans le but de réduire la déforestation, l'attitude actuelle des programmes de conservation et des politiques forestières n'est plus d'interdire l'entrée des populations riveraines dans la forêt, parce que de telles mesures ont souvent eu et peuvent encore avoir des effets négatifs pour les communautés (Kaimowitz et Sheil 2007). Afin de respecter les besoins des populations locales, les tendances actuelles visent à proposer un aménagement multifonctionnel des espaces forestiers qui associe la conservation de la biodiversité et l'amélioration des conditions de vie des populations locales. En suivant cet élan international, la République de Madagascar – pays dans lequel 81,3% de la population vivait encore en-dessous du seuil de pauvreté en 2010, soit avec moins de US\$ 1,25 par jour et par personne (World Development Indicators 2014) – se lance depuis 1995 dans un processus de dévolution des droits aux communautés locales en ce qui concerne la gestion des ressources renouvelables (Rakotovo et al. 1997, Pollini et al. 2014). La situation socio-économique de Madagascar est clairement difficile. La majorité (67%) des habitants vit en zone rurale (World Development Indicators 2014), et la faible productivité agricole, la pauvreté et le haut taux de natalité font que ce pays est classé à la 151^e place (sur 187) selon l'indice de développement humain. En matière de conservation de la nature, Madagascar est internationalement considéré comme un *hotspot* de biodiversité (Ganzhorn et al. 2001) avec une déforestation qui menace les paysages de l'île. Dans le but de protéger les forêts des défrichements par les feux qui, liés à une forte croissance et migration des populations, sont les principales menaces qui pèsent sur les forêts (Scales 2011), le ministre des Eaux et Forêts a suspendu les délivrances de permis de défrichement en décembre 1988 (Genini 1996). Désormais, toute personne effectuant un défrichement est en infraction vis-à-vis de la loi. Dans le Menabe Central sur la côte ouest de Madagascar, la population indigène est d'ethnie Sakalava et principalement cultivatrice de riz. En raison de flux migratoires, la population indigène ne représentait guère qu'un tiers de la population totale du Menabe dans les années 1990 (Fauroux 1997). Les immigrants sont des Betsileo, des Antesaka ou des Antandroy, et ils cultivent du riz et d'autres cultures sur brûlis. Il

semblerait que, dans la région du Menabe Central, les premiers défrichements pour la culture sur brûlis n'auraient commencé que dans les années 1960 et seraient imputables à des ethnies migrantes (Ranaivonasy et al. 2005 voir aussi Waeber et al. 2014 et références citées). Actuellement, les populations rurales du Menabe Central dépendent fortement des terres (Genini 1996), des produits et des services forestiers (Favre 1996). Les terrains forestiers sont utilisés par les propriétaires de zébus comme sites de pâture et – une fois défrichés – ils sont convertis en terres relativement fertiles pour les cultivateurs. Les forêts de cette région sont principalement des forêts denses sèches et elles abritent de précieux produits, tels que des tubercules, des produits halieutiques, du gibier et du miel qui permettent aux populations locales de faire face à la période de soudure (Favre 1996), ainsi que du bois de construction ou encore des plantes médicinales. Elles hébergent aussi des lieux de cultes dont l'importance ne doit pas être sous-estimée. Certaines de ces différentes utilisations traditionnelles du paysage forestier du Menabe Central peuvent cependant exercer une pression considérable sur les forêts de la région. Le défrichement à des fins agricoles contribue notamment à une déforestation qui a été estimée à des valeurs variables mais vraisemblablement comprise entre 0,5% et près de 2% par année (Scales 2011, 2012, McConnell et Kull 2014). Dans cette région, l'agriculture représente la principale activité de subsistance des populations rurales. Les produits agricoles locaux sont notamment le riz (irrigué ou pluvial), ainsi que le maïs, l'arachide et le manioc qui sont cultivés sur brûlis (Région du Menabe et le CRD Menabe 2006 In litt.). Plus de la moitié de ces produits sont consommés directement par les ménages producteurs (Dirac Ramohavelo 2009). Le manioc, le riz et le maïs font d'ailleurs partie des denrées alimentaires de base des populations rurales (Région du Menabe et le CRD Menabe 2006 In litt.).

Dans ce contexte socio-économique difficile avec une pression importante sur l'intégrité des forêts, il est capital de répondre objectivement aux attentes des acteurs locaux, en procédant de manière participative pour viser une utilisation agricole des paysages du Menabe Central qui soit socio-économiquement rentable et écologiquement durable. Des recommandations scientifiques qui permettraient de contribuer à la réduction de la pauvreté tout en diminuant les pressions sur les paysages forestiers sont clairement attendues. Cette étude vise donc à confirmer l'hypothèse selon laquelle une agriculture plus écologique, permettant aux agriculteurs de se sédentariser sur leurs terres en diminuant dès lors les défrichements forestiers, qui fournirait des produits d'une valeur économique certaine sur le long terme répondrait tant aux nécessités socio-économiques locales qu'aux attentes écologiques. Dans ce cadre, la présente étude a proposé de répondre à trois questions de recherche : (i) Quels sont les produits piliers de l'économie villageoise du Menabe Central ? (ii) Quelle est l'implication de l'agriculture traditionnelle dans la déforestation ? et (iii) quelles sont les potentialités et les attentes des populations locales vis-à-vis de certaines techniques agricoles plus sédentaires ?

MÉTHODES

Les villages étudiés sont ceux d'Ampataka, d'Ankoraobato, de Mandroatsy, de Marofandilia, de Kirindy et de Beroboka dans le Menabe Central (Figure 1). Les villages ont été retenus afin de constituer conjointement un échantillon représentatif du

paysage villageois de la région. Les habitants de Beroboka et de Mandroatsy sont principalement des riziculteurs sur des terrains irrigués, ceux d'Ankoraobato et de Marofandilia pratiquent la culture sur brûlis, dans une moindre mesure la riziculture irriguée, et rarement la riziculture pluviale et seulement en ce qui concerne les habitants d'Ankoraobato. Dans les villages de Kirindy et d'Ampataka, les habitants ne pratiquent que la culture sur brûlis. Les villages retenus diffèrent aussi par leur accès aux principaux marchés de la région qui sont situés à Morondava, Belo sur Tsiribihina, Mahabo, Ankilivalo, Bemanonga et Analaiva (Figure 1). Les villages de Marofandilia, de Beroboka et de Kirindy ont un accès facile aux marchés régionaux car ils sont situés à proximité de la route nationale. Les trois autres villages sont plus difficiles d'accès, bien que le village d'Ankoraobato soit peu éloigné du marché d'Ankilivalo. La vente des produits sur les marchés régionaux requière la possession d'une charrette ou un transport par taxi brousse, de sorte que les systèmes de production visent essentiellement une agriculture de subsistance ou d'échanges de proximité. Dans la zone d'étude, le paysage varie entre des forêts denses et parfois dégradées, des zones de culture, des pâturages plus ou moins boisés et des marécages.

EXERCICES DE NOTATIONS. Les exercices de notations (Sheil et Liswanti 2006) ont permis d'aborder les trois questions de recherche mentionnées en introduction. Tout d'abord, la question des produits piliers de l'économie villageoise a été analysée en comparant la dynamique marchande des différents produits (produits des récoltes, produits pastoraux et produits forestiers non ligneux). Les questions portaient sur les transactions commerciales locales (quels sont les produits que vous achetez/vendez/échangez sur les marchés locaux, dans les épiceries villageoises ou entre habitants ?) et sur l'offre locale des produits (quels sont les produits que vous ne trouvez pas en quantité suffisante sur les marchés locaux, dans les épiceries ou dans le village ?). Ensuite, l'implication de l'agriculture dans la déforestation a été analysée grâce à deux exercices de notations. L'un portait sur le type de surfaces cultivées (terrains cultivés l'année précédente, anciennes terres cultivées en jachère, formations dégradées, formations naturelles) et l'autre sur la durée d'utilisation des terres de culture. Un dernier exercice de notations portant directement sur les attentes

villageoises face à des techniques agricoles plus sédentaires a permis de répondre à la troisième question de recherche. Une méthode d'entretiens semi-directifs a tout d'abord été suivie afin de déterminer quelles techniques pouvaient intéresser les agriculteurs. Comme les villageois n'ont pas été réceptifs à cette méthode, en affirmant ne pas connaître d'autres techniques agricoles que celles qu'ils pratiquaient, dix techniques ont été suggérées aux villageois, et ces derniers ont quantifié leur intérêt relatif pour chacune d'elles.

Dans les six villages, CDR et un traducteur ont organisé ces exercices. Cette équipe a profité de son expérience, CDR ayant vécu dans les différents villages pendant plus de trois mois, et le traducteur étant originaire de la région, pour choisir des groupes de participants représentatifs, en fonction de l'ethnie, de l'âge et de la classe sociale. Sachant que la plupart des femmes des villages malgaches n'ont pas l'habitude d'exprimer leurs idées devant des hommes, les exercices ont été réalisés dans chaque village une fois avec un groupe d'hommes et une fois avec un groupe de femmes. Un groupe se composait d'une dizaine de personnes ; au total, 20 personnes par village ont été questionnées, ce qui représentait entre 1,6% et 5% de la population des villages. Cent jetons ont été distribués à chaque participant. Une question était posée à tout le groupe. Chaque participant répondait à la question en posant les jetons dans une ou plusieurs case(s) réponse(s), selon l'importance accordée à la case réponse. Une case-réponse « autres » était à disposition.

Les résultats ont été testés statistiquement au moyen du test U de Mann-Whitney. Ce test a été retenu car d'une part, les données récoltées avec les exercices de notations n'étaient pas nombreuses en ne totalisant guère que 12 groupes différents, et d'autre part, les données n'étaient pas appariées, la rubrique « autres » n'ayant pas été considérée dans les analyses statistiques.

QUESTIONNAIRES. Les enquêtes au moyen des questionnaires (cf. Supplementary Material) concernant l'implication de l'agriculture dans la déforestation ont été réalisées auprès de 288 ménages vivant dans les six villages (48 questionnaires par village, ce qui représente en moyenne plus du 40% des ménages des villages). Étant donné que les maisons des ménages d'une même ethnie se regroupent dans un village, le choix des ménages s'est fait en fonction de l'emplacement géographique des maisons, afin d'obtenir un échantillon de ménages ethniquement représentatif du village. L'analyse des questionnaires s'est focalisée sur la surface annuelle défrichée par ménage, ainsi que sur le pourcentage d'agriculteurs qui pratiquent la culture sur brûlis, le pourcentage de cultivateurs sur brûlis et de riziculteurs qui défrichent, et le pourcentage de défrichements réalisés dans différentes formations dont les forêts naturelles ou anthropisées possédant des espèces ligneuses forestières non pionnières, les formations d'espèces ligneuses ou arécacées pionnières comme *Ziziphus mauritiana* ou *Fernandoa madagascariensis*, et les formations buissonnantes ou herbeuses. Pour appréhender dans quelle mesure la culture sur brûlis diffère de la riziculture dans la déforestation, le test du chi carré a été utilisé. Les cultivateurs sur brûlis qui cultivent également du riz n'ont pas été considérés dans cette analyse.

DÉNOMBREMENT DES DÉFRICHEMENTS. Afin de trianguler les résultats portant sur les défrichements obtenus par les questionnaires, les défrichements à des fins

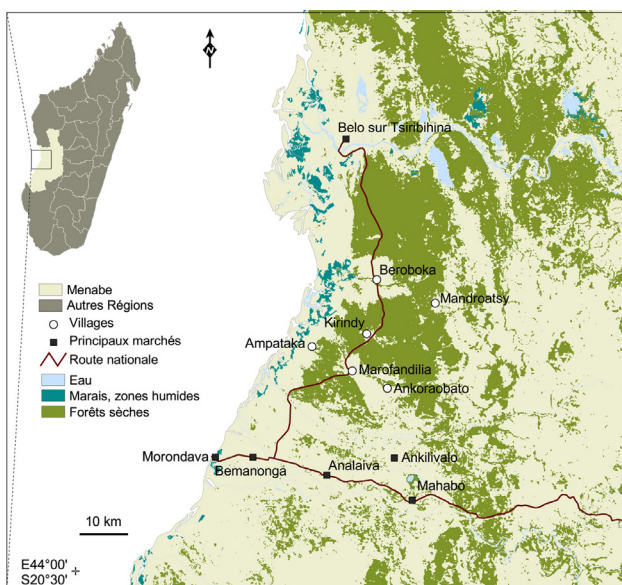


FIGURE 1. Site d'étude dans la région du Menabe.

agricoles autour de chaque village étudié ont été dénombrés, après identification des différentes techniques de défrichement. L'analyse s'est alors portée sur une estimation de la surface défrichée, mesurée directement sur le terrain, et sur le pourcentage de défrichements dans chaque type de formations.

Afin de ne pas gêner les acteurs locaux, les dénombrements ont été réalisés dans la plus grande discrétion en respectant les activités locales. Lors des rencontres avec des défricheurs, une discussion informelle et agréable portant sur le défrichement précédait tout travail d'enquête. La plupart du temps, les agriculteurs participaient volontiers à la discussion et décrivaient comment ils procédaient sans jamais se sentir menacés.

Le dénombrement des surfaces défrichées a été réalisé sur un rayon d'environ trois kilomètres autour du village, pour des raisons pratiques et logistiques, sachant que ces défrichements pourraient ne pas correspondre à ceux plus profondément enfouis dans la forêt (Blanc-Pamard et al. 2005). Au-delà de trois kilomètres, des photos aériennes précises auraient été nécessaires. Les défrichements destinés à 'nettoyer' des terres agricoles qui étaient utilisées au cours de l'année ou l'année précédente n'ont pas été comptabilisés. Chaque parcelle dénombrée a été mesurée et décrite en considérant le type de formations défrichées, les espèces ligneuses dominantes ou intéressantes – un guide local identifiait les espèces ligneuses – les mesures des diamètres des plus gros arbres, et le but supposé du défrichement.

RÉSULTATS ET DISCUSSION

LES PRODUITS PILIERS DE L'ÉCONOMIE VILLAGEOISE DU MENABE CENTRAL. L'impact commercial de l'agriculture dans le milieu rural est illustré dans les figures 2 et 3. Quarante pourcent des transactions commerciales que les villageois effectuent concernent quatre produits agricoles principaux, à savoir le riz, le maïs, le manioc et l'arachide, qui représentent donc globalement les produits piliers de l'économie locale. Dans les détails, les achats et les ventes de riz représentent environ 20% du commerce rural (Figure 2), et sont statistiquement plus importants que ceux des autres produits présents sur les marchés ruraux ($U : p < 0,01$). Les achats et les ventes des produits issus de la culture sur brûlis représentent globalement environ 20% du commerce rural (Figure 2), les ventes et achats de manioc (8%), de maïs (6%) et d'arachides (6%), et ne sont statistiquement pas plus importants que ceux des autres produits considérés ($U : p > 0,05$). La différence majeure entre le riz et les produits de la culture sur brûlis concerne les achats ($U : p < 0,01$) et non les ventes ($U : p > 0,05$). En effet, les achats de riz sont nettement supérieurs à ceux des produits issus de la culture sur brûlis (Figure 2). Avec le lait, les légumes, les produits halieutiques et les fruits, le riz fait partie des principaux produits manquants sur les marchés ruraux (Figure 3, $U : p < 0,01$). Selon la population locale, l'offre des produits issus de la culture sur brûlis est cependant suffisante (Figure 3, $U : p < 0,01$).

Les résultats montrent que le riz joue un rôle central dans l'économie villageoise et présente de grands atouts économiques avec de nombreux achats et une offre qui est considérée comme insuffisante. Le développement commercial de ce produit pourrait donc avoir un effet positif sur la diminution de la pauvreté. Au niveau régional, la riziculture représente déjà l'un des axes stratégiques de développement économique et de réduction de la pauvreté (Région du Menabe et CRD Menabe

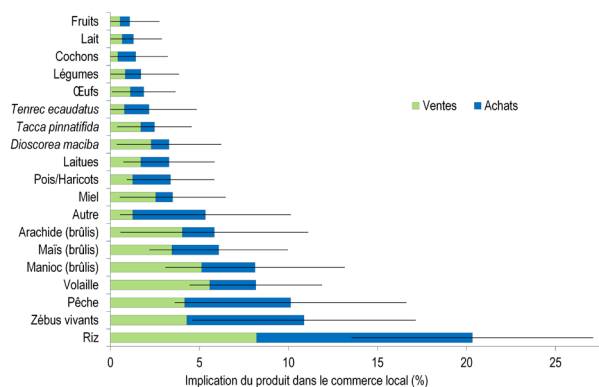


FIGURE 2. Importance relative des transactions de produits du commerce rural. (n=12 groupes de 10 personnes ; afin que la somme des pourcentages attribués aux transactions de tous les produits considérés soit égale à 100% et que la transaction d'un même produit acheté par une personne et vendu par une autre ne soit pas comptée double, les pourcentages octroyés aux ventes et aux achats ont tous été divisés par un facteur 2)

2006 In litt.). Rappelons cependant que de 1944 à 1994, les rivières du Menabe Central se sont tarées, rendant l'utilisation de certaines terres rizicoles difficile (Tache 1994 cité dans Raha-rimalala et al. 2010). Le manque d'eau évoqué par certains agriculteurs (obs. pers.) laisse penser que la situation ne s'est pas améliorée depuis les années 1990. Malgré cela, les terres irrigables de Mandroatsy ne sont pas toutes valorisées aujourd'hui (obs. pers.). Ceci pourrait s'expliquer par le caractère héréditaire des rizières, et donc leur accès difficile pour les migrants ou certains jeunes agriculteurs ; traditionnellement, les champs de culture s'acquièrent en effet soit par défrichement de parcelles forestières soit par héritage. Certaines rizières sont cependant parfois louées à des étrangers (obs. pers.), ce qui permet de valoriser des terrains qui, sinon, ne seraient pas cultivés. Une autre explication du cas de Mandroatsy peut être trouvée dans le fait que le village est reculé en étant ainsi guère attractif pour les migrants et les jeunes générations.

Les résultats montrent que l'offre des produits issus de la culture sur brûlis est jugée suffisante. Sachant que 81,3% de la population malgache vivait en-dessous du seuil de pauvreté en 2010 (World Development Indicators 2014), ce résultat pourrait refléter le fait que la population locale ne manifeste qu'un faible intérêt pour la consommation de ces produits. On sait en effet que d'une manière générale, la population de Madagascar préfère consommer du riz plutôt que des produits tels que le manioc ou le maïs, mais que tous les habitants n'ont

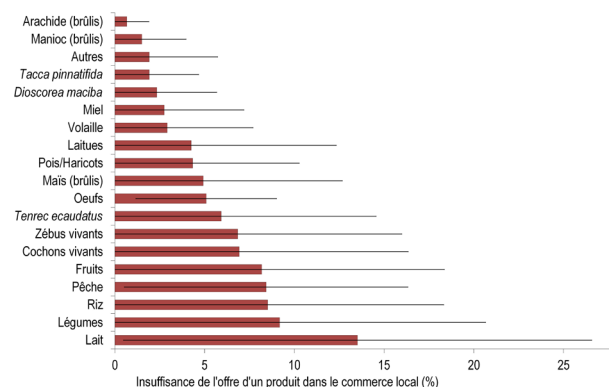


FIGURE 3. Insuffisance relative de l'offre des produits des marchés ruraux. (n=12 groupes de 10 personnes ; la rubrique « autre » comprend des produits tels que le pain, les produits de beauté, les meubles)

pas la possibilité de cultiver du riz (terrains irrigables rares ou non valorisés, question des droits d'accès, manque de savoir-faire pour certains groupes). Cette préférence se retrouve clairement dans nos résultats avec une quantité de riz acheté qui est statistiquement plus grande que celle de maïs ou de manioc. Toutefois, les produits issus de la culture sur brûlis sont commercialement importants, car leurs ventes représentent pour les ménages ruraux un moyen d'acheter du riz.

Les exercices de notations montrent que la quantité de produits halieutiques présente sur les marchés locaux est insuffisante (Figure 3, $U : p < 0,01$), alors que la pisciculture semble revêtir un intérêt local considérable (obs. pers.). Élever des poissons dans les rizières irriguées actuelles (Frei et Becker 2005) pourrait remédier au manque de produits halieutiques dans le milieu rural. Encore marginale, la rizipisciculture existe déjà sur les Hautes-Terres malgaches, avec des résultats encourageants (Kos et al. 1993).

L'IMPLICATION DE L'AGRICULTURE DANS LA DÉFORESTATION. Une grande majorité des cultivateurs sur brûlis (environ 97%) affirment défricher des formations d'âges divers pour cultiver, ce qui est significativement plus important ($X^2 : p < 0,01$) que le pourcentage (55%) de riziculteurs défrichant les mêmes formations pour cultiver du riz irrigué ou pluvial. Dans le Menabe Central, cette différence s'explique du fait que les cultivateurs de maïs, d'arachide et de manioc pratiquent une culture itinérante, alors que la riziculture pluviale ou irriguée est une culture sédentaire, de sorte qu'il est moins fréquent d'observer des défrichements destinés à la conversion en terres rizicoles.

Le développement de la filière du riz pourrait donc non seulement avoir un effet positif sur la diminution de la pauvreté, mais il pourrait également présenter un avantage pour la biodiversité. En effet, après quelques années d'utilisation, les agriculteurs sur brûlis sont souvent forcés de laisser leurs terres en jachère, car la fertilité du sol diminue drastiquement. Plus particulièrement en ce qui concerne le maïs pour lequel la production chute de 80% après quelques années de culture sur le même sol (Réau 2002, Blanc-Pamard et al. 2005). Utilisée de manière extensive (à petite échelle sur de grandes surfaces boisées), la culture itinérante peut permettre une reconstitution d'espaces arborés sur des terres en friches. Mais dans le Menabe Central, ce type de culture itinérante se solde par la déforestation en raison du grand nombre de personnes qui la pratique (taux de natalité élevé et forte immigration). Certaines terres défrichées sont également maintenues en zones ouvertes par le pâturage (Dirac Ramohavelo 2009).

Les résultats des exercices de notations montrent que 53% des terres cultivées sont des parcelles qui avaient déjà été cultivées l'année précédente, que 22,5% étaient issues de défrichements d'anciennes terres en jachère, que 19% correspondaient à diverses formations dégradées et que 5,5% des terres agricoles étaient des formations naturelles. Selon les questionnaires, plus du 69% des agriculteurs pratiquent la culture de maïs, d'arachide et de manioc sur brûlis; les autres sont principalement riziculteurs. D'après les agriculteurs, la surface annuelle moyenne des défrichements est de $1,60 \pm 1,53$ ha par ménage défricheur. Globalement, 61% des formations défrichées sont des formations dégradées d'espèces ligneuses ou arécacées pionnières de *Ziziphus mauritiana* ou *Fernandoa madagascariensis*, 27% des formations herbeuses

ou buissonnantes et 12% des forêts naturelles ou dégradées formées d'espèces ligneuses non pionnières telles que *Commiphora* sp. ou *Poupartia sylvatica*. Suivant le dénombrement des défrichements, deux stratégies de défrichement ont été observées avec d'une part les cas où l'agriculteur étend son champ de culture en défrichant la forêt limitrophe, et d'autre part les cas où l'agriculteur défriche en une fois une surface qui lui servira globalement de champs de culture. La surface moyenne des défrichements agricoles recensés est de $0,89 \pm 1,11$ ha. D'après le dénombrement effectué, 69% des défrichements agricoles concernent des forêts intactes ou dégradées abritant des espèces ligneuses non pionnières telles que *Commiphora* sp ou *Poupartia sylvatica*, 18% des formations d'espèces ligneuses ou arécacées pionnières tels que *Ziziphus mauritiana*, *Fernandoa madagascariensis*, *Bismarkia nobilis* ou *Grewia* sp., et 11% des formations herbeuses ou buissonnantes. Le dénombrement des défrichements et les questionnaires aboutissent à des valeurs différentes en ce qui concerne la surface des défrichements. Les questionnaires ont pu fournir des résultats biaisés car dans le cas de grands défrichements, les ménages qui en ont les moyens payent d'autres personnes du village pour participer au travail (communication personnelle). Certaines surfaces ainsi défrichées ont donc pu être comptabilisées plusieurs fois dans les questionnaires et surestimer la surface totale défrichée annuellement. De plus, il est possible que pour répondre au questionnaire, certains agriculteurs aient considéré le nettoyage des champs de culture comme un acte de défrichement. Dans cet article, le dénombrement des défrichements semble donc fournir le résultat le plus fiable.

L'estimation de la fréquence des défrichements des différentes formations végétales s'est avérée difficile. En effet, les exercices de notations et les questionnaires aboutissent à des résultats concordants entre eux mais contradictoires comparés à ceux issus du dénombrement des défrichements. Chacune des méthodes présente cependant des inconvénients. Dans la mesure où le thème des défrichements est un sujet délicat qui devient presque tabou dans le Menabe Central, suite à la pression des organisations actives dans la conservation de la biodiversité et à l'interdiction étatique de défricher les zones boisées depuis 1988, les populations locales dissimulent sans doute certaines de leurs activités, ce qui a un effet direct sur les informations recueillies par les questionnaires et les exercices de notations. Le fait que la réglementation des défrichements soit la proposition qui remporte le moins de succès chez les agriculteurs (Figure 4) confirme le malaise à ce sujet. En ce qui concerne le dénombrement, le rayon de trois kilomètres est certainement insuffisant pour disposer d'une image complète

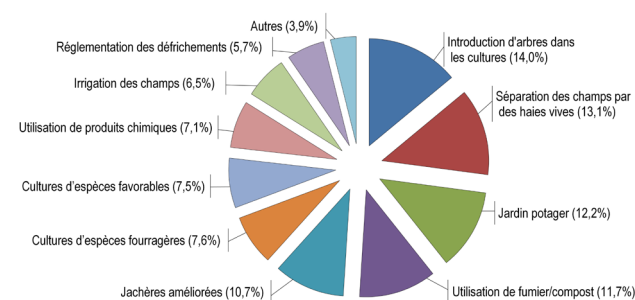


FIGURE 4. Présentation des préférences locales vis-à-vis de techniques agricoles visant à freiner la déforestation. (n=12 groupes de 10 personnes)

des formations brûlées, d'autant que même à l'intérieur de ce périmètre l'exhaustivité ne peut être atteinte car certains brûlis peuvent être cachés dans la forêt naturelle ou dans les formations dégradées. Ces résultats contradictoires montrent la nécessité de recourir à d'autres méthodes de prise de données afin de connaître la fréquence des défrichements effectués dans chaque type de formation. Par exemple, un suivi des activités des ménages ou l'utilisation de photos aériennes précises semblent représenter des alternatives mieux appropriées pour estimer le pourcentage de défrichement selon les formations végétales. Cependant, ces méthodes nécessitent un suivi à long terme.

LES POTENTIALITÉS ET ATTENTES LOCALES CONCERNANT UNE AGRICULTURE PLUS SÉDENTAIRE.

Les exercices de notations (Figure 4) montrent que les agriculteurs sont intéressés par l'arboriculture fruitière, la séparation des champs par des haies vives et l'enrichissement des sols agricoles avec des fertilisants naturels. Ces trois techniques pourraient favoriser la sédentarisation des agriculteurs sur les terres de cultures en améliorant les rendements agricoles, et en diminuant ainsi les défrichements, donc l'avancée de la déforestation. En outre, l'arboriculture fournirait des produits commerciaux appréciés, tels les fruits qui sont – avec le lait, le riz, les produits halieutiques et les légumes – insuffisamment présents sur les marchés ruraux (Figure 3, $U : p < 0,01$). Des études participatives visant les potentialités locales des techniques agroforestières sont toutefois nécessaires, car les recherches actuelles sur ce sujet ont rarement impliqué les populations rurales. Elles se sont focalisées sur des essais en champs avec les villageois mais sans préalablement considérer les attentes ou les besoins locaux. L'enrichissement des sols agricoles avec des fertilisants naturels nécessite également une évaluation participative de ses potentialités, car en raison du mode d'élevage extensif ou semi-extensif (Région du Menabe et CRD Menabe 2006 In litt.), il n'y a guère de fumier à récolter.

Toujours selon les exercices de notations (Figure 4), la culture maraîchère semble également représenter un intérêt majeur pour les agriculteurs, et l'analyse sur les transactions commerciales montre que les légumes font partie des produits les moins commercialisés (Figure 2, $U : p < 0,01$). En outre, l'offre de légumes est considérée comme insuffisante (Figure 3, $U : p < 0,01$). Le commerce de légumes semble donc représenter une alternative prometteuse dans le Menabe Central, bien que certains essais locaux de culture maraîchère n'aient pas été couronnés de succès (com. pers.).

CONCLUSION

Conformément aux résultats de la présente recherche, quatre recommandations d'aménagement agricole peuvent être proposées aux acteurs de l'aide au développement, aux politiciens locaux et aux organisations internationales de conservation de la biodiversité. Il en ressort premièrement que le commerce du riz présente un avantage économique et écologique dont il faudrait tirer parti dans une plus grande mesure. La riziculture devrait être privilégiée en aménageant – par exemple – les terres irrigables qui ne sont pas cultivées actuellement. Cependant, le caractère héréditaire des rizières – qui rend ces terres difficilement accessibles aux jeunes et aux migrants – doit être considéré et respecté ; certaines terres pourraient par exemple être louées, étant donné que cette pratique semble être acceptée

dans la région. De plus, il est important de considérer également le fait que certaines ethnies ne sont traditionnellement pas prédisposées à cultiver du riz.

Les résultats de cette étude présentent la rizipisciculture comme une alternative qui pourrait diversifier le revenu des populations rurales et qui devrait donc être encouragée. Illukpitiva et Yanagida (2008) ont en effet montré l'impact de la diversification des revenus ruraux sur l'amélioration des conditions de vie des populations tout comme sur la protection des ressources forestières. Cependant, les populations locales ne possèdent souvent pas les ressources matérielles et les connaissances spécifiques nécessaires à certaines nouvelles activités potentiellement prometteuses (Pollini et al. 2014) ; elles doivent donc être soutenues dans ces démarches.

Troisièmement, cette étude met en évidence que les populations locales sont ouvertes à certaines alternatives agricoles leur permettant de se sédentariser davantage. Soutenues par les agriculteurs eux-mêmes, les techniques agroforestières et l'utilisation de fertilisants naturels pourraient y contribuer en améliorant les rendements agricoles et en fournissant des produits commerciaux appréciés, tels que les fruits. La sédentarisation ne répondrait cependant pas au problème lié à la pression démographique et donc au besoin de nouvelles terres pour les immigrants et les jeunes sans héritage. Étant donné que traditionnellement, une personne ne peut devenir propriétaire d'une terre que par héritage ou par défrichement, il est nécessaire que l'État malgache reconnaisse légalement le droit au défrichement (voir ci-dessous) par exemple pour les anciens défrichements qui ont 20 ans ou plus et qui ont retrouvé un niveau de fertilité acceptable (Raharimalala et al. 2010).

Pour terminer, la présente recherche a confirmé le mal-être des populations rurales quant à la situation actuelle liée aux défrichements. Elle a également mis en lumière le fait que la fréquence des défrichements demeurerait élevée. Dans un tel contexte, la pertinence d'un aménagement raisonné et participatif des défrichements dans les différentes formations est évidente. Bien que les différents acteurs du paysage forestier du Menabe Central n'aient pas tous les mêmes attentes et que les défrichements agricoles relèvent quasiment du tabou, la discussion devrait être privilégiée pour converger vers une réglementation participative des défrichements visant à satisfaire à la fois les besoins des populations et la protection des forêts naturelles.

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient le North-South Center de Zurich qui par son programme RFPP a soutenu financièrement le projet dans lequel cet article s'insère. Nous remercions tous nos partenaires locaux, et en particulier l'ESSA Eaux et Forêts, Lanto Andriambelo et le CNFEREF, ainsi que les assistants de recherche qui ont participé à la récolte de données et bien entendu les villageois pour leur participation active à nos nombreux entretiens et exercices de notations. Pour terminer, nous aimerions remercier les trois rapporteurs anonymes qui ont permis d'améliorer une version initiale de ce manuscrit et Ralisa Andriamahavita pour les figures.

RÉFÉRENCES

- Blanc-Pamard, C., Milleville, P., Grouzis, M., Lasry, F. et Razanaka, S. 2005. Une alliance de disciplines sur une question environnementale : La déforestation en forêt des Mikea (sud-ouest de Madagascar). *Natures Sciences Sociétés* 13, 1: 7–20. (doi:10.1051/nss:2005002)

- Dirac Ramohavelo, C. 2009. Stratégies villageoises dans la gestion des paysages forestiers, Menabe Central Madagascar. Thèse de doctorat non publiée, École Polytechnique Fédérale de Lausanne, Suisse. Disponible <http://infoscience.epfl.ch/record/135636/files/EPFL_TH4400.pdf>
- Fauroux, E. 1997. Les représentations du monde végétal chez les Sakalava du Menabe. In: Milieux et Sociétés dans le Sud-ouest de Madagascar. J.-M. Lebigre, E. Fauroux, B. Moizo, J. Taillade, P. Vasseur, C. Henry-Chartier et P. Henry (eds.), pp. 7–26. Collection Îles et Archipels, Bordeaux, France.
- Favre, J.-C. 1996. Traditional utilization of the forest. In: Ecology and Economy of a Tropical Dry Forest in Madagascar, Primate Report 46-1. J. U. Ganzhorn & J.-P. Sorg (eds.), pp 33–40. Erich Goltze GmbH & Co KG, Göttingen, Allemagne.
- Frei, M. & Becker, K. 2005. **Integrated rice-fish culture: Coupled production saves resources.** *Natural Resources Forum* 29, 2: 135–143. (doi:10.1111/j.1477-8947.2005.00122.x)
- Ganzhorn, J. U., Lowry, P. P., Schatz, G. E. & Sommer, S. 2001. The biodiversity of Madagascar: one of the world's hottest hotspots on its way out. *Oryx* 35, 4: 346–348. (doi:10.1111/j.1365-3008.2001.00201.pp.x)
- Genini, M. 1996. Deforestation. In: Ecology and Economy of a Tropical Dry Forest in Madagascar, Primate Report 46-1. J. U. Ganzhorn & J.-P. Sorg (eds), pp 49–55. Erich Goltze GmbH & Co KG, Göttingen, Allemagne.
- Illukpitiya, P. & Yanagida, J. 2008. Role of income diversification in protecting natural forests: evidence from rural households in forest margins of Sri Lanka. *Agroforestry Systems* 74, 1: 51–62. (doi:10.1007/s10457-008-9153-2)
- Kaimowitz, D. & Sheil, D. 2007. Conserving what and for whom? Why conservation should help meet basic human needs in the tropics. *Biotropica* 39, 5: 567–574. (doi:10.1111/j.1744-7429.2007.00332.x)
- Kos, C., Ramaroson, H. et Janssen, J. 1993. Étude de l'impact quantitatif des activités rizipiscicoles et piscicoles dans les régions pilotes du Vakinankaratra et du Betsileo, Campagne 1991–1992. <<http://www.fao.org/docrep/field/003/AB852F/AB852F00.htm#TOC>> téléchargé le 10 décembre 2008.
- Le Bourdieu, F. 1980. **Le développement de la riziculture dans l'ouest malgache.** In: Changements Sociaux dans l'Ouest Malgache. R. Waast, E. Fauroux, B. Schlemmer, F. Le Bourdieu, J.-P. Raison et G. Dandoy (eds.), pp. 133–152. Collection Mémoires, 90, ORSTOM, Paris.
- McConnell, W. J. & Kull, C. A. 2014. Deforestation in Madagascar; Debates over the island's forest cover and challenges of measuring forest change. In: Conservation and Environmental Management in Madagascar. I. Scales (ed.), pp 65–104. Routledge, Taylor & Francis Group, London and New York.
- Moat, J. & Smith, P. 2007. Atlas of the vegetation of Madagascar. The Royal Botanic Gardens Kew, Richmond, U.K.
- Pollini, J., Hockley, N., Muttenzer, F. D. & Ramamonjisoa, B. S. 2014. The transfer of natural resource management rights to local communities. In: Conservation and Environmental Management in Madagascar. I. Scales (ed.), pp 172–192. Routledge, Taylor & Francis Group, London and New York.
- 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 & Environment* 139, 1–2: 150–158. (doi:10.1016/j.agee.2010.07.013)
- Rakotovo, A. S., Razafindrabe M. et Bertrand A. 1997. Vers la gestion communautaire locale des feux de végétation à Madagascar: L'élaboration de Dina types pour la gestion locale des feux dans diverses régions de Madagascar. *Akon'ny Ala* 20: 8–22.
- Ranaivonasy, J., Durbin, J. et Raharinjanahary, H. 2005. Étude de l'Évolution des Différents Régimes de Gestion des Aires Protégées à Madagascar (A Review of Development of Different Management Regimes for the New Protected Areas in Madagascar). Étude de Cas : la Future Aire Protégée du Menabe Central. Disponible <http://agro.univ-antananarivo.mg/gouvernance_ap/file/menabe.pdf>
- Réau, B. 2002. Burning for zebu: the complexity of deforestation issues in western Madagascar. *Norwegian Journal of Geography* 56, 3: 219–229. (doi:10.1080/00291950260293048)
- Scales, I. R. 2011. Farming at the forest frontier: Land use and landscape change in Western Madagascar, 1896–2005. *Environment and History* 17: 499–524. (doi:10.3197/096734011X13150366551481)
- Scales, I. R. 2012. Lost in translation: conflicting views of deforestation, land use and identity in western Madagascar. *The Geographical Journal* 178, 1: 67–79. (doi:10.1111/j.1475-4959.2011.00432.x)
- Sheil, D. & Liswanti, N. 2006. Scoring the importance of tropical forest landscapes with local people: Patterns and insights. *Environmental Management* 38, 1: 126–136. (doi:10.1007/s00267-005-0092-7)
- Waeber, P. O., Wilmé, L., Ramamonjisoa, B., Garcia, C., Rakotomalala, D., Rabemananjara, Z. H., Kull, C., Ganzhorn, J. U. & Sorg, J.-P. 2014 (In press). Dry Forests in Madagascar, neglected and under pressure. *International Forestry Review*.
- World Development Indicators 2014. Disponible <<http://data.worldbank.org/indicator/SI.POV.DDAY>>

SUPPLEMENTARY MATERIAL. AVAILABLE ONLINE ONLY.

Table S1. Questionnaire.

ARTICLE

<http://dx.doi.org/10.4314/mcd.v9i1.4>

Madagascar, politique forestière : Bilan 1990 – 2013 et propositions

Alain Bertrand^I, Sigrid Aubert^{II}, Pierre Montagne^{II},
Alexio Clovis Lohanivo^{III} et Manitra Harison
Razafintsalama^{IV}

Correspondence:
Alain Bertrand
France
E-mail: edenia.consult@gmail.com

RÉSUMÉ

Les auteurs dressent une rétrospective de la mise en œuvre de la politique environnementale et forestière 1990-2013 qui repose sur quatre lois, à savoir la Charte de l'environnement (loi 90-033 du 21 décembre 1990), la GELOSE (loi 96-025 du 30 septembre 1996), la loi forestière (loi 97-017 du 8 août 1997) et le Code des Aires protégées (loi 2001-005 du 11 février 2003). Vingt ans après l'adoption de la Nouvelle Politique Forestière, un bilan est possible. Ces textes ont connu un début d'application avec un bilan décevant dans un contexte surtout marqué par une extension de la superficie des aires protégées. Dans le même temps, des évolutions importantes et positives sont apparues. Avec la décentralisation, l'état de droit s'est construit quotidiennement au niveau des communes à travers les guichets fonciers, les contrats de transferts de gestion et les expériences positives de contrôle forestier décentralisé. Ont également été réalisées des expériences concluantes de valorisation économique des ressources forestières exploitées dans le cadre des transferts de gestion : bois d'œuvre, bois énergie, raphia, huiles essentielles.

Il est donc possible, en novembre 2013, d'envisager de façon réaliste une relance vigoureuse de la politique forestière en tenant compte des invariants comme les faibles effectifs de l'administration et la modicité des financements extérieurs aléatoires. Il est d'abord nécessaire de répondre aux urgences : décrets à publier et à appliquer ; mise en œuvre systématique des avantages économiques prévus pour les communautés de base signataires des contrats de transfert de gestion ; sécurisation des espaces communs sous contrats de transfert de gestion. Il faut enfin et surtout faire de la valorisation conservatoire des ressources des produits forestiers ligneux et non ligneux le moteur du développement local.

ABSTRACT

This paper presents a retrospective on the implementation of Malagasy environmental and forest policy between 1990 and 2013 on the basis of four laws, namely the Environmental Charter (Law 90-033 of 21 December 1990), GELOSE (Law 95-025 of 30

September 1996), the Forest Law (Law 97-017 of 8 August 1997) and the Protected Areas Code (Law 2001-005 of 11 February 2003). Twenty years after the adoption of the new forest policy, an assessment is possible. These texts have started to be applied but with disappointing results, primarily centered on the increase of protected area coverage. Nevertheless, important and positive changes have occurred. With decentralization, the reach of the law has increased day by day in communes through land offices, management transfer contracts, and positive experiences of decentralized forest control. Successful experiences of the economic valorization of forest resources (such as timber, fuelwood, raphia palm and essential oils), have also been gained within management transfers.

It is therefore possible, in December 2013, to realistically envisage a strong revival of forest policy, even accounting for permanent constraints such as the weakness of the forest administration and the uncertainty of external funding. It is first necessary to respond to urgent needs; to publish and apply un-finalized decrees, to systematically establish the economic benefits anticipated for the community signatories of management transfer contracts, and to secure common property areas within management transfers. Most importantly, the sustainable economic valorization of woody and non-woody forest products should be used as a tool for local development.

LE TEMPS D'UN BILAN DES NOUVELLES POLITIQUES FORESTIÈRE ET ENVIRONNEMENTALE

La décennie quatre-vingt-dix a marqué un tournant important de la politique environnementale et forestière de Madagascar (Froger et Méral 2012). Avec la mise en place en 1990 du Plan d'action environnemental (PAE), légitimé par la Charte de l'environnement (loi 90-033 du 21 décembre 1990), Madagascar a été le premier pays subsaharien à engager un tel plan sur quinze années (Mercier 2006). Cette décennie a ouvert des trajectoires d'évolutions institutionnelles diversifiées, d'une tendance à la préservation des ressources par la création d'un nombre considérable d'aires protégées, à la prise en compte des besoins et des demandes des populations rurales. Le 30 septembre 1996,

^I Consultant forestier socioéconomiste, Chercheur Cirad en retraite, CIRAD, France.

^{II} CIRAD, Madagascar.

^{III} ESSA, Agro-Management, Antananarivo, Madagascar.

^{IV} ESSA Eaux & Forêts, Antananarivo, Madagascar.

était ainsi promulguée la loi 96-025 dite loi GELOSE organisant le transfert de la gestion des ressources renouvelables de l'État aux communautés locales riveraines ou résidentes des massifs forestiers. Simultanément était adoptée en 1997 la Nouvelle Politique Forestière (loi 97-17 du 8 août 1997), suivie du Code des Aires protégées (loi 2001-005 du 11 février 2003). En novembre 2013, plus de quinze ans après ces quatre lois et alors que programme d'action environnemental s'achève, il paraît légitime de dresser un bilan de ces importantes évolutions institutionnelles. D'autant que depuis plusieurs années, Madagascar échoue dans l'articulation de deux trajectoires institutionnelles concurrentes, l'une allant vers toujours plus d'aires protégées, l'autre vers la mise en œuvre systématique de contrats des transferts de gestion aux populations rurales (Bertrand et al. 2012, Corson 2014, Pollini et al. 2014).

MISE EN ŒUVRE DE LA POLITIQUE ENVIRONNEMENTALE ET FORESTIÈRE (1997–2013)

Tirer les leçons rétrospectives des succès et échecs des 15 dernières années permettra de dégager des propositions constructives et réalistes pour relancer la politique forestière et environnementale malgache. Les deux lois qui instituent la gestion locale des ressources naturelles renouvelables et la nouvelle politique forestière ont chacune été élaborées et adoptées au terme d'une large concertation : (i) La loi GELOSE fut précédée d'une étude pluridisciplinaire dans plusieurs provinces de Madagascar. Cette étude était orientée sur l'analyse des feux de végétations (Bertrand et al. 2009) interdits depuis plus d'un siècle et toujours actifs chaque année. Elle a conclu que le problème principal n'était pas celui des feux mais celui de la gestion locale des ressources renouvelables. Sur cette base, un atelier national a été organisé en 1995 à Antsirabe, auquel les représentants des communautés rurales ont été invités; afin qu'ils puissent s'exprimer, l'atelier s'est déroulé en malgache et non en français. Une forte demande sociale des *tangalamena* a été formulée pour la gestion locale des ressources en rupture avec la maîtrise exclusive de l'administration forestière (Bertrand et al. 2007). (ii) La nouvelle politique forestière a également été adoptée au terme d'une longue concertation au sein de l'administration forestière, dans toutes les provinces et à tous les niveaux de la hiérarchie.

Ces deux lois n'ont cependant eu qu'une application limitée. Examinons d'abord, l'application de la nouvelle politique forestière et les problèmes qui en découlent. La nouvelle politique forestière fixait des objectifs ambitieux malgré les faibles effectifs de l'administration (un agent pour 26 000 ha de forêts classées dans un pays où les forêts sont difficiles d'accès, alors que le ratio habituel en Afrique est de 1/10 000 ha ; Raharison 2006). Ces ambitions étaient confortées par l'ampleur des financements du PAE dont la composante Espaces forestiers à usages multiples (ESFUM, i.e. l'administration des Eaux et Forêts) escomptait une part plus importante que celle qui lui fut attribuée (Mercier 2006). Quinze ans après, seulement un quart des décrets d'application de la loi forestière ont été promulgués. L'administration n'apparaît pas en mesure de lever à court terme le flou qui résulte des textes anciens et du manque de textes d'application de la Nouvelle Politique Forestière.

L'une des principales tâches à accomplir dans le cadre de l'ESFUM était la mise sous aménagement forestier de 100 000 ha de forêts par an sur les dix ans des phases 2 et 3 du PAE

(Raharison 2006). Il était même programmé sur l'ensemble du PAE l'aménagement de l'ordre de 1,5 à 2 millions d'hectares de forêts de production. Or en 2013, moins de 500 000 ha de forêts disposaient d'un plan d'aménagement, sachant que certains n'avaient pas été mis en place et encore moins mis en application. Il n'y a eu aucune évaluation ex-post dans ce domaine. C'est un échec important de la Nouvelle Politique Forestière qui questionne le concept d'aménagement des forêts à usages multiples (Bertrand et al. 1999) et le bien-fondé des choix faits à partir de modèles européens et nord-américains sans tenir compte de la complexité floristique des forêts et ni de la réalité économique et sociale des exploitants forestiers malgaches.

Le concept « forêt de production » a été introduit dans la Nouvelle Politique Forestière en opposition à la création des aires protégées pour sécuriser le domaine forestier constitué des forêts classées (i.e. inscrites au domaine privé de l'État) et pour découper l'espace forestier en grands massifs exclusivement sur la base de critères naturels. Ce concept reste-t-il valide dans un pays où les exploitants forestiers sont des entrepreneurs individuels achetant des bois abattus et équarris manuellement en bord de piste à des tâcherons (bûcherons) analphabètes, incapables de lire une carte et a fortiori de respecter les limites d'un permis forestier ?

La procédure d'attribution des permis d'exploitation par adjudication est un autre exemple d'innovation administrative proposée par des consultants extérieurs à partir de modèles étrangers contre l'avis autorisé de spécialistes reconnus (Simula 1997). Elle apparaît à Madagascar, inappropriée voire contre-productive. Elle n'a pas mieux valorisé la ressource forestière, ni supprimé les ententes entre exploitants. Elle n'a supprimé ni la corruption, ni l'exploitation forestière illégale, ni l'exploitation clandestine (exemple du bois de rose ; Bertrand 2006) qui continuent de prospérer à grande échelle (Innes 2010, Randriamalala et Liu 2010, Randriamalala et al. 2012, Waeber et Wilmé 2013).

L'adjudication a remplacé le gré à gré pour l'exploitation des forêts (Tableau 1). Mais les permis d'exploitation forestière sont toujours délivrés dans des conditions qui ne garantissent pas le respect des limites et des règles par les exploitants. Les limites ne sont pas marquées sur le terrain par un layon préalable à l'exploitation. Les tâcherons chargés d'exploiter les arbres avancent sur le terrain sans connaissance des limites et sont livrés à eux-mêmes, ils choisissent les arbres à exploiter sans réelle connaissance du diamètre d'exploitabilité. L'accès est libre et l'exploitation sans limite. Même dans le cadre d'une exploitation légale (i.e. avec un permis en bonne et due forme) on peut considérer qu'une proportion importante du bois d'œuvre « légal » (de 20% à plutôt 60%) est en fait exploitée en

TABEAU 1. Situation des conventions d'exploitation par adjudication

Régions	Nombre de lots			Superficie (ha)		
	2007	2008	2009	2007	2008	2009
Sofia			1			1270
Betsiboka	3	3	4	320	320	420
Melaky						
Alaotra-Mangoro	4	6	4	645	1105	990
Haute-Matsiatra	1	1	1	36	36	36
Menabe		1	1		150	150
Atsimo-Andrefana		1	1		140	140
Total	8	12	12	1 001	1 751	3 006

contravention des règles d'exploitation légales édictées dans la loi forestière 97-017 et le décret 98-782.

L'accès est libre car les agents forestiers sont trop peu nombreux, mal payés (donc tentés par la corruption) et trop mal lôtis en moyens. Les contrôles sur le terrain sont rares, mais toujours possibles, et les fraudeurs qui défrichent ou exploitent le bois ou tout autre produit forestier ligneux ou non ligneux, sont conduits à des comportements prédateurs : prendre le plus possible, le plus vite possible, sans aucune précaution.

Lorsqu'un exploitant forestier abandonne son permis au terme de la période d'exploitation, au cours de laquelle il n'y aura eu aucun contrôle des quantités exploitées qui dépassent généralement de beaucoup la possibilité de la forêt, il laisse en place un réseau de pistes qui pénètre au cœur de la forêt. Cette forêt reste ensuite sans surveillance pendant une longue période, de l'ordre de 30 ans, livrée sans défense à la hache des défricheurs (*tavy*) qui s'éparpillent généralement le plus loin possible pour se soustraire aux contrôles ou revendiqueront leurs droits fonciers sur la base d'une occupation prescriptive.

L'exploitation du bois d'œuvre dans le cadre des contrats de transferts de gestion, prévue à l'article 24 du décret 98-782 d'application de la loi forestière, permet d'éviter ces pratiques comme le montrent les exemples des transferts de gestion de conservation par la valorisation réalisés depuis plus de dix ans en forêt d'Ambohilero avec l'appui du Fonds Français pour l'Environnement Mondial. Ainsi : (i) Les zones d'exploitation sont délimitées ; (ii) Les arbres à exploiter sont marqués avant exploitation, seuls les arbres marqués peuvent être exploités ; (iii) Le nombre de pieds de chaque espèce à exploiter et le volume à abattre sont déterminés chaque année en fonction de la possibilité de la parcelle en exploitation ; (iv) La forêt et l'exploitation sont surveillées (pénétration contrôlée en permanence) par les *polisin'ala* qui sont des surveillants locaux de la forêt mis en place par les *Vondron'olona ifotony* (Communauté locale de base).

LES EFFETS DE L'AUTRE TRAJECTOIRE INSTITUTIONNELLE : L'EXTENSION DU SYSTÈME DES AIRES PROTÉGÉES DE MADAGASCAR

Le PE1, projet de la première phase du PAE malgache a été focalisé sur la création d'une douzaine de grandes aires protégées. Chacune a été dotée d'une zone tampon avec un projet de conservation et de développement intégré (PCDI) orienté vers des actions de préservation et de restriction des droits d'usages et d'exploitation des populations avec des compensations économiques minimales, voire misérables pour les populations. Le bilan du PE1 a été mitigé et les PCDI ont été abandonnés (Toillier et al. 2011). La gestion des aires protégées a été confiée indirectement (au travers de l'Association Nationale pour la Gestion des Aires Protégées), et plus récemment, directement, à de grandes ONG internationales de conservation comme le WWF, CI ou WCS (Mercier 2006). Malgré une réorientation affichée de participation des populations, les pratiques de préservation et d'exclusion se sont poursuivies. Sous couvert de conservation de la biodiversité, le dogme de la préservation a été imposé comme une suite logique du sommet de Rio en 1992 : « Après le Sommet de la Terre de 1992, la conservation a gagné du terrain en tant qu'utilisation alternative des paysages forestiers. La biodiversité pourrait être protégée et des revenus du tourisme pourraient – éventuellement – être perçus. Plus

récemment, les négociations sur les changements climatiques offrent la perspective d'un nouveau rôle économique pour les forêts, en tant que puits de carbone. Mais que les forêts soient perçues par les gouvernements comme des sites propices à la croissance économique ou ciblées par les organisations environnementales pour la conservation, le contrôle et la gestion excluaient typiquement les droits et les voix des communautés forestières, les marginalisant de fait au sein même de leurs territoires. » (Initiative des Droits et Ressources 2012).

En 2003, alors que les textes novateurs de 1996 et 1997 avaient été promulgués depuis moins de cinq ans et alors qu'ils étaient en attente de textes d'application, notamment le décret mentionné à l'article 54 de la loi GELOSE permettant aux populations riveraines de bénéficier d'avantages économiques et fiscaux pour l'exploitation durable et la commercialisation des produits forestiers, le Président de la République malgache avait annoncé au V^e Congrès international des parcs nationaux à Durban une nouvelle extension des superficies en aires protégées de 1,7 à 6 millions d'ha (Tableau 2, Virah-Sawmy et al. 2014). Néanmoins, la déclaration présidentielle légitimait aussi la politique de contractualisation et de transfert de gestion aux populations rurales. Les deux trajectoires institutionnelles continuaient à coexister même si le développement des contrats de transfert de gestion (du moins ceux, qui, fidèles à l'esprit des textes, permettaient une exploitation commerciale des ressources) a significativement ralenti.

La superficie des aires protégées devait être multipliée par trois, mais certaines nouvelles aires protégées (NAP ; futures aires protégées « cogérées » visant le développement durable) n'existent que sur le papier. Elles ont été légalement instituées par des arrêtés interministériels de protection temporaire renouvelés chaque deux ans de 2006 à 2013, sans qu'on connaisse, dix ans après le congrès de Durban, si, ou quand les décrets définitifs seront promulgués. La protection temporaire de ces espaces, renouvelée en mai 2013, est envisagée sur une période de deux années non reconductibles, et fin 2013, seules huit délégations de gestion ont été signées sur les 94 nouvelles aires protégées préalablement identifiées. Reste que sur les espaces concernés par cette protection temporaire, toute exploitation de produits forestiers est prohibée. Le contrôle y reste difficile, notamment depuis la crise politique et économique de 2009. Les ONG internationales de conservation gestionnaires délégués n'ont ni le personnel, ni le pouvoir régalié de verbaliser les délinquants. Ces ONG n'ont pas de ressources propres à la hauteur de leurs ambitions et concurrencent directement l'État pour l'accès aux financements des bailleurs internationaux, notamment pour les fonds reliquats du PE2 ou les fonds issus des « crédits carbone ». Ainsi, la baisse des fonds pour le développement durable se répercute sur les fonds accordés aux populations locales.

Vingt ans d'une politique d'exclusion des populations assortie de compensations dérisoires, de restrictions d'accès et d'alternatives limitées d'activités économiquement rentables et écologiquement durables, n'ont pas réduit ou arrêté les dégradations dans les aires protégées. Il convient de passer de la préservation des ressources et de l'exclusion des populations à une gestion conservatoire les impliquant réellement dans le développement comme l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature l'appelle de ses vœux.

TABLEAU 2. Évolution comparative de l'affectation des ressources forestières à Madagascar.

Année	2005	2006	2007	2008	2009
Superficie cumulée de nouvelles aires protégées à Madagascar (ha)	945,288	2 047 854	2 602 625	2 986 136	
Situation de convention d'exploiter par adjudication forestière à Madagascar (ha)			1 001	1 751	3 006

La loi 2001/05, du Code de gestion des aires protégées (COAP) est maintenant inadaptée aux nouvelles aires protégées qui visent une implication plus effective des populations résidentes dans la gestion durable des ressources naturelles renouvelables. Sa révision avait donné lieu à une loi que la crise politique de 2009 a renvoyée aux archives. Dans ces conditions, la mise en place de dispositifs pérennes d'utilisation et d'exploitation des ressources visant le développement durable des populations dans les nouvelles aires protégées souffre de l'absence de textes légaux et réglementaires.

Les aires protégées sont, comme les forêts de production, des espaces ouverts en quasi accès libre. Madagascar National Parks dispose de moyens matériels et humains du même ordre, quoique un peu supérieurs à ceux de la Direction des Forêts, qui ne permettent pas d'assurer une préservation effective des ressources de la biodiversité. Des exemples tragiques illustrent cette impuissance :

- Le cas de *Prunus africana*. L'écorce de cet arbre fournit la base d'un médicament pour lutter contre le cancer de la prostate. En 1996, une usine d'extraction, installée à Fianarantsoa, a commencé à préparer de l'extrait d'écorce de *Prunus africana*. En quelques années l'ensemble des ressources existantes à l'Ouest (Port Bergé) puis à l'Est de Madagascar ont été pillées, comme dans la forêt d'Ambohilero mais aussi dans l'aire protégée de Zahamena, gérée par Conservation International pour le compte de Madagascar National Parks (MNP). Les collecteurs ont éradiqué tous les arbres adultes. La ressource épuisée, cette usine a cessé cette activité.
- La saga sans fin du bois de rose et de l'ébène de Madagascar. En 2002, on estimait les exportations de bois de rose vers la Chine à une moyenne de 10 000 tonnes par an sur les 10 années antérieures. Les volumes ont atteint 52 000 tonnes en 2009 (Randriamalala et Liu 2010). Le bois de rose est principalement exploité illicitement dans les parcs et réserves de Masoala, de Mananara-Nord, de Marojejy et d'Anjanaharibe-Sud, et dans la nouvelle aire protégée de Makira. L'exploitation « clandestine » du bois de rose dans les aires protégées est peut-être la « soupape de sécurité », la source de revenus qui permet aux occupants immémoriaux de cette zone d'accepter la quasi-confiscation foncière, les restrictions d'usage de leurs terroirs et l'interdiction d'exploitation des ressources forestières. Le bois de rose révèle les maux durables affligeant la société malgache (Randrianja 2012). Dans d'autres aires protégées, ce sont les tortues ou les amphibiens qui sont pillés dans des conditions similaires (Pedrono 2011).
- Les aires protégées sont aussi régulièrement la cible d'activités minières artisanales. La rumeur d'une découverte

se diffuse et aussitôt, c'est la ruée, comme à Didy en 2012. Il aura fallu, à l'initiative du maire, l'intervention de l'État, qui mobilisé les forces militaires, pour que les exploitants et leurs commanditaires soient expulsés et les dégradations en forêt arrêtées. L'autorité de gestion de la nouvelle aire protégée du Corridor Ankeniheny-Zahamena (CAZ) était impuissante. En 2012, plus de 11 aires protégées victimes de ces activités minières incontrôlées ont été recensées (Cook et Healy 2012).

L'extension des superficies des aires protégées ne constitue donc à elle seule une solution efficace pour préserver les écosystèmes et la biodiversité de Madagascar, notamment, lorsque ces actions de préservation sont en discordance avec les aspirations des populations locales qui restent les seules à pouvoir garantir une réelle conservation à long terme (Horning 2008). Le choix de créer de grandes aires protégées bute, comme cela avait été identifié dès l'origine, sur le problème insoluble des occupations humaines, souvent séculaires. Les recommandations de l'atelier de Mahajanga (1994), et celles du droit international sont cependant restées lettre morte (Aubert et al. 2013) et n'ont interrompu ni l'exclusion, ni les déguerpissements de populations (Sodikoff 2007).

Les populations résidentes au sein des aires protégées s'estiment privées de ressources et spoliées de leurs droits fonciers (Amelot et al. 2011). Certains parlent même de confiscation foncière environnementale ou *Green Grabbing* (Fairhead et al. 2012, Corson et al. 2013, Corson 2014). Malgré les PCDI et les diverses actions compensatrices ou incitatives mises en œuvre, les populations ne tirent pas d'avantages économiques suffisants de la conservation sous cloche de la biodiversité (Gardner et al. 2013) qui devrait pourtant théoriquement ouvrir des perspectives économiques conséquentes comme ceux de la pharmacopée ou les crédits carbone (Golden et al. 2012, Corson 2014, Neimark et Tilghman 2014).

Les gestionnaires des aires protégées ont décidé de mettre en place avec les populations rurales résidentes ou riveraines des contrats de transfert de gestion contractuelle des forêts dits « GCF de conservation », qui allouent aux populations sur leur terroir, la responsabilité et la charge de la préservation de zones protégées sans réelle contrepartie, sans aucune possibilité de valoriser économiquement leurs ressources naturelles. Il s'agit d'un détournement substantiel de la loi GELOSE dont le titre III, qui concerne la valorisation par les communautés de base, est dès lors ignoré. Ce subterfuge permet ainsi de justifier la « participation » des populations riveraines, et de remplir une condition incontournable de la collecte internationale de fonds.

Certains opérateurs mettent en place de tels contrats léonins en moins de trois mois (Bertrand et al. 2012). « On peut s'interroger sur les réelles motivations des contractants lorsqu'on voit que beaucoup de responsables locaux étaient des lettrés acquis aux thèses de l'exclusion, et se demander si ces contrats ont bien été expliqués et compris par les représentants

de la société locale » (Blanc-Pamard et Rakoto Ramiarantsoa 2007). C'est ce que le décret d'application de la loi GELOSE sur les médiateurs environnementaux voulait éviter. Ses dispositions ont été écartées, la médiation environnementale (comme d'ailleurs la sécurisation foncière), étant considérée trop longue et trop contraignante.

Sans considération des contrats de transferts de gestion précédemment conclus avec les communautés locales, la Direction Générale des Forêts a délégué la gestion d'un nombre (et d'une superficie) important de grandes aires protégées à des opérateurs privés (même de droit étranger). Ces contrats de délégation restent confidentiels, alors que leur contenu, exorbitant du droit commun, place ces espaces sous un monopole de gestion exclusif des ONG (notamment en matière de REDD, de conduite des recherches, de diffusion des informations et de recherche de financements), le MEF devant, en tant que délégataire, et avec ses propres moyens, assurer le suivi et le contrôle de la réalisation des obligations du délégataire. Dans ces conditions, la question de la délégation de gestion aux communautés de base au sein des nouvelles aires protégées reste en suspens et, la pérennité des droits et obligations des communautés de base est remise en question : si l'administration forestière n'est plus le signataire des contrats de transferts de gestion aux populations locales, le régime de la loi GELOSE et de ses décrets d'application n'est plus acquis.

LES CONSTANTES DE LA SITUATION FORESTIÈRE

Pour envisager ce qui peut être amélioré, il faut faire preuve de réalisme et avoir une vision complète de ce qui « de toutes façons » perdurera. Identifier les constantes constituera le socle d'une évaluation des actions possibles. (i) Les effectifs insuffisants de l'administration forestière le resteront longtemps. Les délégataires de la gestion des aires protégées se trouveront dans une situation similaire. Si l'on veut mettre en place une réelle surveillance des espaces, des ressources et des filières d'extraction et de valorisation, il faudra impliquer d'autres acteurs : les communes et les communautés locales de base. (ii) La situation qui prévaut depuis la fin du PAE durera vraisemblablement encore plusieurs décennies : les financements extérieurs resteront incertains, limités, conditionnels (pour des actions choisies ailleurs), et insuffisants. Il s'agit donc d'élaborer certains objectifs stratégiques pour atteindre d'autres solutions plus durables, déjà testées et mieux maîtrisées. (iii) Les dégradations des ressources et des massifs forestiers par les *tavy* (culture sur brûlis) et les défrichements, déjà analysés, ne disparaîtront pas. Un effort continu durable et cohérent permettrait pourtant progressivement de réduire et de maîtriser leur ampleur. (iv) L'extraordinaire biodiversité de Madagascar offre une multitude de possibilités de conservation par la valorisation des ressources par les populations. Au-delà du bois d'œuvre et du bois énergie, citons : le raphia, les huiles essentielles, les soies sauvages, les plantes médicinales et la pharmacopée. Ces potentiels économiques peuvent être valorisés et le partage des avantages de leur exploitation doit trouver un cadre légal et contractuel d'application concret et juste. Même des ressources animales comme les anguilles (filière de consommation locale, mais aussi d'exportation à fort potentiel de valeur ajoutée) ou le miel, offrent déjà des revenus aux populations et pourraient être mieux valorisées. Ces ressources multiples ne peuvent être gérées que par une réglementation et des instruments éco-

nomiques spécifiques et adaptés à chaque filière (Bertrand et al. 2006). C'est l'analyse de la structure socio-économique de chaque filière qui permettra d'identifier les instruments de sa gestion publique. (v) La mise en place de cet arsenal d'instruments de gestion publique représente une tâche importante et longue. Il conviendrait d'embaucher dans l'administration des économistes, des socio-économistes, des spécialistes de la biodiversité et de l'analyse écosystémique pour travailler en équipe avec les forestiers. (vi) Mêmes causes, mêmes effets, les difficultés et les incapacités dans la gestion des aires protégées perdureront. Le lobby de la préservation et de l'exclusion des populations est puissant. Les populations vivant dans les aires protégées sont des boucs émissaires impuissants, aux aspirations et motivations rarement prises en compte, alors que les vrais bénéficiaires de l'exploitation illégale ou clandestine des ressources des aires protégées sont ailleurs.

MADAGASCAR A CHANGÉ

Après les années quatre-vingt-dix, Madagascar a profondément changé. Le pays a connu des évolutions structurelles majeures qui ont ouvert de nouvelles perspectives. Le *Fanjakana*, i.e. l'Administration, reste englué dans un processus cyclique de crises institutionnelles qui bloquent le développement économique (Razafindrakoto et al. 2013) et aggravent la pauvreté, mais, au niveau local, la société malgache est en mouvement. Simultanément ont été engagées (i) la décentralisation instituée par les lois de 1993, 1995 et 2004 ; (ii) la réforme foncière et la création des guichets fonciers suite à la loi 2005-019 ; (iii) la mise en place des transferts de gestion selon la loi GELOSE 96-025.

En 1994, avant le premier scrutin communal, la population rurale voulait voir l'État et l'état de droit descendre au niveau de base (Bertrand et al. 2009). Cette volonté s'inscrit dans le contexte d'une dynamisation du monde rural qui fait suite à une dévaluation de plus de 100% du franc malgache et à un doublement des prix agricoles qui ont permis de relancer la production. Depuis, plusieurs scrutins communaux successifs ont permis aux populations malgaches de se familiariser avec la démocratie locale. Les maires qui ne donnaient pas satisfaction n'ont pas été réélus. Ainsi, progressivement l'état de droit s'est construit au niveau des communes et la stabilité de l'ordre social s'est affirmée. Néanmoins les communes sont restées sans moyens et les ressources naturelles locales les intéressent pour amorcer la pompe du développement économique local et pour leur fournir les ressources financières que l'État ne pourra pas apporter. Elles sont donc directement concernées par la gestion durable des ressources naturelles renouvelables et le rôle qui leur a été attribué dans le cadre de la réforme foncière leur confère en la matière une nouvelle compétence.

LA RÉFORME FONCIÈRE. La réforme foncière et la mise en place progressive des guichets fonciers communaux ou intercommunaux sur un tiers des communes ont constitué un facteur important de changement. Depuis avril 2005, la révision de la législation foncière et domaniale a fait passer de la présomption de domaniale à la présomption d'occupation locale le fondement de la propriété. En conséquence, la Commune est devenue l'interlocuteur principal des citoyens souhaitant sécuriser les droits qu'ils revendiquent sur la terre et les ressources. Il lui appartient dans ces conditions, non seulement de protéger les terrains qui disposent d'un statut spécifique (terrains forestiers ou objets de transferts de gestion)

et qui, en l'état, ne peuvent faire l'objet de certificats fonciers ; mais également de reconnaître, sur les terrains sécurisés, les droits réels distincts de la propriété susceptibles d'être attribués ou imposés à des tiers comme les droits d'usages ou les servitudes environnementales (Aubert 2013, Burnod et al. 2013).

LA LOI GELOSE. La loi GELOSE et ses décrets d'application (sur la procédure de reconnaissance des communautés locales de base et la mise en place des contrats tripartites (communauté de base/commune/administration) de transfert de gestion, sur les médiateurs environnementaux, sur les *dina* et les règles locales, sur la sécurisation foncière relative), ont ouvert le champ libre au développement des transferts de gestion dès 1998. Toutefois, la composante GELOSE ne reçut que 4% des crédits du PAE (PE2). Malgré le refus par le PE2 d'une campagne nationale d'information, une diffusion progressive de l'information a été effectuée au niveau des communes.

La loi GELOSE, loi-cadre, ne se limitait pas aux périphéries des aires protégées. Elle ciblait l'ensemble des ressources renouvelables des 1500 communes. Elle ouvrait une nouvelle trajectoire institutionnelle bifurquant dans une direction différente de la dynamique dite de conservation proposée par le PE1. En tant que 'loi cadre', elle s'applique à des ressources multiples, des situations géographiques, naturelles, sociales diverses, des conditions institutionnelles et à des méthodes des « opérateurs » (de développement ou de conservation) disparates. L'appréciation des résultats des transferts de gestion apparaît complexe et difficile, autorisant l'expression de tous les préjugés (Pollini et Lassoie 2011, Pollini et al. 2014). En outre, d'autres modalités de transfert de gestion comme les contrats GCF ou GCF de conservation aux contenus et aux méthodes différents sont venus s'adjoindre. On peut poser beaucoup de questions sur la validité des transferts de gestion (Rakoto Ramiarantsoa et al. 2012), mais il faut préciser desquels on parle (contrats GELOSE, contrats GCF ou contrats GCF de conservation). Certains mettent en exergue la différence supposée entre *fokonolona* (terme rejeté par le législateur lors de la présentation de la loi GELOSE au parlement) et communauté locale de base. C'est oublier le rôle important (et pourtant oublié par le décret sur la GCF) de la Commune. Selon la loi GELOSE, celle-ci doit examiner la légitimité et la représentativité de la communauté de base demanderesse d'un contrat de transfert de gestion et donner son avis circonstancié à l'administration forestière en vue de son agrément. Leur reproche est valide pour la GCF. Quelques observations approfondies apportent des recommandations pour améliorer le processus de contractualisation GELOSE (Rives et al. 2013). Le temps nécessaire à la négociation et à la formulation des contrats GELOSE apparaît fondamental et repose la question de la médiation environnementale.

UNE PROGRESSION CONTINUE. Un recensement des transferts de gestion a été réalisé dans treize régions, qui a permis de dénombrer 896 transferts (premiers contrats) et 196 renouvellements. Il y a donc probablement plus de 1 200 transferts dans les 22 régions de Madagascar. Dans les 13 régions étudiées, 21% des contrats de transferts de gestion des ressources naturelles renouvelables signés ont été inclus partiellement ou totalement dans les NAP, et 49% ont été établis à moins de 10 km des NAP (Lohanivo 2013 In litt.).

Dès 1998, la tentative de remise en cause de la GELOSE s'est développée en plusieurs temps. D'abord, une accusation de procédure trop complexe et trop longue (Pollini et Lassoie

2011) s'est soldée par la rédaction (mais pas la publication au journal officiel) d'un décret « simplifié » dit « Gestion contractualisée des forêts » (Karpe et al. 2007). Le décret GCF est en outre légalement contestable dans la mesure où il élimine deux acteurs importants dont le rôle avait été reconnu par la loi GELOSE : (i) la commune sur le ressort de laquelle les ressources et la communauté de base (COBA,) sont situées, et (ii) le médiateur environnemental réglementairement choisi par les populations sur une liste d'aptitude. Sur cette base, les « contrats de conservation » se sont multipliés. Véritables leurres empêchant l'application de l'article 54 de la loi GELOSE sur la valorisation des produits, ils posent le principe d'une rémunération prenant la forme d'une subvention affectée à la surveillance de l'ensemble du terroir visant à faire respecter les obligations liées à : (i) la réduction des usages de produits forestiers sur le terroir coutumier ; (ii) la limitation voire l'abandon de des cultures de *tavy* sur les *savoka* (jachères forestières coutumièrement appropriées selon le Droit de première hache) ; (iii) et à la mise en défens (en vue de sa préservation) d'une partie parfois importante du terroir coutumier. Cette rémunération n'est cependant pas associée à une logique de compensation fondée sur une approche légitime, individualisée et réaliste des pertes associées à la réduction des droits d'usages et à l'interdiction des droits d'exploitation et de commercialisation des produits forestiers. En outre, la relation de cause à effet entre la subvention et la réduction de la pression anthropique, non explicite, n'est pas évaluée. Dans ce contexte, d'une part la rémunération ne constitue pas une incitation à la réorientation des comportements nuisibles à l'environnement, et d'autre part, les populations se sentent lésées (Randrianarison 2011).

Dans les deux corridors forestiers de Fandriana-Vondrozo (CFV) et d'Ankeniheny-Zahamena (CAZ) qui représentent ensemble environ un tiers de la superficie des aires protégées de Madagascar, on recensait en 2008, 55 transferts de gestion autour du CAZ et près de 100 autour du CFV. Hormis les 16 contrats GELOSE de transferts de gestion de conservation par la valorisation créés avec l'appui du projet du Fonds Français pour l'Environnement Mondial, la majorité des transferts du CAZ ont été des contrats GCF créés par des ONG de conservation. Plus de 70% ne prévoient que des droits d'usage et interdisent toute valorisation commerciale des ressources et des espaces transférés. Sur les 14 autres transferts GCF prévoyant une activité de valorisation économique des ressources, un seul l'avait effectivement réalisée en 2008.

Les « contrats de conservation » aboutissent à une spoliation du terroir, mais aussi à une privation de l'autonomie de choix de la population rurale. Elle perd l'autonomie du choix de son développement et de son accès au progrès et se trouve réduite à endosser un statut précaire de « rentier de la préservation » pour autant que les modestes rétributions de la surveillance environnementale puissent être qualifiées de rente (Rakotomanana et al. 2013). Ces pratiques discréditent les transferts de gestion et les paiements pour services environnementaux, ce qui rend particulièrement aléatoire, entre autres éléments, le partage équitable et utile de la manne financière attendue des « crédits carbone » de la REDD (Ferguson 2009, Plugge et al. 2010).

CONTRÔLE FORESTIER. Le Contrôle forestier est indispensable. La conservation par la valorisation des produits forestiers exploités dans le cadre des transferts de

gestion en application de la loi GELOSE doit être contrôlée pour assurer la conservation des ressources. Le contrôle forestier décentralisé autofinancé n'est pas (encore), à l'inverse de la décentralisation, des transferts de gestion et des guichets fonciers communaux, en cours de généralisation dans différentes régions de Madagascar. Cependant, certaines expériences pilotes ont été testées sur une durée assez longue et pour différents types de produits forestiers comme le charbon de bois, le bois d'œuvre, les huiles essentielles ou le raphia.

Le contrôle forestier décentralisé autofinancé est un mécanisme de suivi, surveillance et contrôle d'un périmètre de site en gestion contractuelle. Il décharge l'administration de certaines tâches qui peuvent être réalisées localement. Il est une première forme d'application de l'article 1 de la loi GELOSE « en vue de permettre la participation effective des populations rurales à la conservation durable des ressources naturelles renouvelables, il peut être confié à la communauté de base, dans les conditions prévues par la présente loi, la gestion de certaines de ces ressources comprises dans les limites de leur terroir ». Il doit être associé à une fiscalité incitative et elle aussi prévue par l'article 54 de la même loi GELOSE.

Depuis 2001, plusieurs projets ont permis de démarrer des actions concernant les filières charbon de bois (régions Boeny et Anosy) et bois d'œuvre (région Alaotra-Mangoro). Des résultats probants ont été obtenus. Les propositions réglementaires qui pourraient permettre leur pérennisation tardent à être adoptées par l'Etat. Pourtant, la valorisation conservatoire des produits forestiers exploités dans le cadre des transferts de gestion GELOSE doit être contrôlée pour garantir la conservation des ressources et la redistribution des avantages issus de leur exploitation effective. L'administration forestière n'a pas les moyens d'assurer ce contrôle permanent de proximité. Il faut donc instituer un système de contrôle forestier décentralisé associant autour de l'objectif commun du contrôle, des acteurs locaux (les *polisin'ala*, voire l'ensemble des membres de la COBA), des acteurs communaux et des agents forestiers. Ces expériences ont été menées :

- Sur plus de 10 ans pour l'exploitation du bois d'œuvre à partir des contrats GELOSE de transfert de gestion de conservation par la valorisation sur certaines communautés de base dans la forêt d'Ambohilero à Didy. Dans ce cadre a été testé avec succès le marquage systématique du bois d'œuvre avec des étiquettes en plastique qui a montré la fiabilité de ce système. La traçabilité du bois étant assurée (on peut suivre le bois jusqu'au marché d'Andravohangy à Antananarivo), le contrôle est facilité et l'on peut envisager la mise en place de l'éco-certification de ces exploitations conservatoires de bois d'œuvre par les populations locales.
- Sur plus de 13 ans dans le Boeny pour l'exploitation et la production de charbon de bois. Les communautés de base qui produisent du charbon de bois par l'exploitation raisonnée des taillis de *Ziziphus* (Rives et al. 2013) ont vu leurs contrats GELOSE de transfert de gestion renouvelés pour une période de 10 ans. Ces transferts ont fait la preuve de leur vitalité et de leur résilience (survivant à la crise politique de 2001–2002 et à l'arrêt brutal du projet énergie domestique de Mahajanga, financé par la Banque Mondiale). Le système relancé par les projets successifs 'carbonisation amélio-

rée et contrôle décentralisé' et 'gestion forestière communale et communautaire' fonctionne avec un contrôle local (par les *polisin'ala* et les COBA), aux niveaux communal et intercommunal (Serre-Duhem et Montagne 2013 In litt.).

- Sur plus de six ans dans l'Anosy pour l'exploitation et la production raisonnée de charbon de bois. Le système fonctionne avec un contrôle local (par les *polisin'ala* et les COBA), aux niveaux communal et intercommunal (Serre-Duhem et Montagne 2013 In litt.)
- Sur plus de trois ans pour le raphia dans le Boeny et les huiles essentielles dans l'Alaotra-Mangoro et le Boeny. Ce contrôle de la production raisonnée d'huile essentielle de *Raventsara* (*Cryptocarya aromatica*) a été rendu possible par une nouvelle méthode de récolte des feuilles non destructrice de l'arbre par grimpage dans le houppier.

Toutes ces actions pilotes diversifiées et concluantes ont combiné à chaque fois : (i) Une amélioration des techniques d'exploitation raisonnée et de transformation (bois d'œuvre, taillis de *Ziziphus*, stipes et nervures de raphia ou des feuilles de *Cryptocarya aromatica*). (ii) Une implication coordonnée et collaborative des membres des COBA, d'agents communaux (et parfois intercommunaux) et d'agents du service forestier pour assurer un contrôle rapproché, permanent et multi-local (en forêt, dans la commune, aux barrières de contrôle des Eaux et Forêts).

Ce contrôle rapproché, permanent et multi-local a un coût assuré par un financement autonome testé dans l'Alaotra-Mangoro, le Boeny et l'Anosy. Ces expériences concluantes d'une durée significative, dans des régions différentes et pour divers produits ont montré que ce coût récurrent pouvait être autofinancé à partir d'une partie des redevances (forestières) et des ristournes (communales) prélevées sur l'exploitation et la commercialisation des produits forestiers concernés. On a la démonstration d'un système de contrôle autofinancé (concerté et ajusté à chaque situation spécifique) à même de valider la conservation par la valorisation des ressources dans le cadre des contrats GELOSE de transfert de gestion.

La conservation par la valorisation des ressources dans le cadre des contrats GELOSE emporte l'adhésion des populations résidentes et riveraines des forêts. Elle leur permet de s'inscrire activement dans un processus de développement local qu'elles maîtrisent. Cette gestion de leurs forêts leur apparaît clairement comme la condition de la pérennité de leurs revenus et des écosystèmes forestiers.

LES PRINCIPES D'UNE RELANCE DE LA POLITIQUE FORESTIÈRE

Ces constats permettent de dessiner les contours d'une relance de la politique forestière malgache vers une forêt mieux protégée, mieux valorisée et mieux impliquée dans le développement local et global du pays. Trois principes nous semblent essentiels : (i) **réalisme**, (ii) **autofinancement**, (iii) **et une politique nationale effective** sur l'ensemble du territoire national. Le réalisme s'appuiera sur les invariants. La politique est l'art du possible, la politique forestière n'échappe pas à cette règle. La modicité et la versatilité des financements extérieurs les réservera à financer des actions ponctuelles ou urgentes ainsi que des études pour préparer l'avenir. Ces financements ne sont pas suffisants pour

assurer, sur le moyen terme, la poursuite d'objectifs stratégiques et d'évolutions structurelles. Il importe donc pour ces actions d'inventer des modes de financements internes à Madagascar, de rechercher les modalités d'autofinancement pérennes des actions, même si les montants disponibles seront limités. C'est sur cette base qu'il faut généraliser à grande échelle des solutions locales éprouvées et validées.

Les informations récentes sur les contrats de gestion montrent que la demande sociale en faveur des transferts de gestion continue de s'exprimer, même au-delà des aires protégées puisque environ 60% des transferts de gestion ne sont situés ni à l'intérieur, ni en périphérie d'aires protégées (Lohanivo 2013 In litt.). Ceci montre clairement que, malgré des effectifs insuffisants, la mission du service forestier ne se limite pas au domaine forestier national mais concerne bien tout le territoire de Madagascar. La forêt remplit des fonctions écologiques, sociales et économiques indispensables au développement rural. La gestion des forêts, définie par la loi de politique forestière, concerne les ressources forestières et les terrains à boiser de l'ensemble des communes. L'administration doit s'appuyer sur d'autres acteurs pour démultiplier sa capacité de contrôle forestier, de gestion durable et de conservation des ressources naturelles.

Nous proposons d'inscrire la gestion durable de la forêt malgache dans le processus de développement en prenant appui sur tous les progrès et les acquis identifiés. Il serait catastrophique d'engager un retour en arrière sur une trajectoire institutionnelle orientée vers toujours plus d'aires protégées au détriment des contrats de transferts de gestion privilégiant la conservation des ressources renouvelables par leur valorisation distribuée. Ces risques de retour en arrière existent car le lobby de la préservation est puissant et intervient souvent au plus haut niveau de l'État, **inhibant le nécessaire débat institutionnel**, technique, mais aussi public nécessaire au développement durable. Au nom du « prêt à penser écologiquement correct », les risques de privatisation de la biomasse, du carbone ou de la biodiversité, de *Green Grabbing* sont bien réels et ne doivent pas être sous-estimés.

Certaines actions possibles ont un coût faible ou nul et constituent des urgences, d'autres seront plus longues à réaliser : (i) Un certain nombre de projets de loi ou de décrets d'application, déjà discutés, doivent être rendus exécutoires. (ii) Il faudrait appliquer systématiquement le titre III de la loi GELOSE et généraliser la conservation par la valorisation des ressources forestières. Un effort réglementaire devra être engagé. (iii) L'administration forestière a une connaissance très incomplète des transferts de gestion (57% seulement des contrats initiaux recensés sur les 13 régions étudiées). Les opérateurs de développement et/ou de conservation qui utilisent souvent de façon inadéquate les transferts de gestion s'exonèrent en effet de leur obligation légale d'information continue auprès de l'administration tout en se revendiquant de l'état de droit et de la participation. L'administration, malgré ses faibles moyens d'archivage et d'analyse systématique doit être informée afin de soumettre au contrôle administratif préalable tout projet de transfert de gestion. Dans ce contexte, et compte tenu de ses engagements, elle pourrait exiger que ces projets prévoient systématiquement l'application du titre III de la loi GELOSE, c'est-à-dire la mise en place d'activités alternatives génératrices de revenus acceptables et acceptées, et systématiser

dans le même temps l'exploitation et la valorisation raisonnée des produits forestiers au profit des COBA. (iv) La loi foncière de 2005 renvoie les questions du statut foncier des terrains forestiers, des aires protégées et des espaces communs à un décret d'application futur (article 38). Cette question juridique fondamentale devrait constituer la plus urgente priorité pour le Ministère chargé de l'Environnement et des Eaux et Forêts. Cette redéfinition du régime juridique des terrains forestier concerne le statut des terres habitées et cultivées par les populations résidentes tant dans les forêts classées et les aires protégées, qu'en dehors du domaine forestier national. Les textes actuels les autorisent à faire reconnaître leur propriété (présomption de propriété) sur leurs terroirs y compris sur les *savoka* ou jachères forestières. Jusqu'à la réforme foncière, ces *savoka* étaient soumises à la présomption de domaniaité et considérées par l'administration forestière comme des forêts (Le Roy et al. 2006). Il conviendrait aussi de mettre en conformité avec la nouvelle loi foncière et avec la définition du régime juridique des terrains forestiers, le décret sur la sécurisation foncière relative adopté en application de la loi GELOSE. Le rôle des guichets fonciers dans la sécurisation des espaces communs transférés par des contrats GELOSE apparaît en effet particulièrement important pour assurer la pérennité de l'exploitation durable des ressources naturelles et des revenus qui en découlent en les protégeant de toute appropriation privative empêchant la réalisation des intérêts concomitants des Communautés concernées et de la nation.

VERS UNE POLITIQUE FORESTIÈRE OÙ LA VALORISATION, RAISONNÉE DES RESSOURCES SERA LE MOTEUR DU DÉVELOPPEMENT LOCAL Madagascar fait partie des onze pays les plus exposés à un risque de catastrophe induite par la pauvreté (Sheperd et al. 2013). Personne ne discute l'extraordinaire richesse de la Grande Île en ressources naturelles. Faut-il que Madagascar devienne le temple mondial de la préservation et que le peuple malgache reste encore longtemps dans la pauvreté en regardant ces fabuleuses richesses potentielles sans pouvoir en profiter pour développer son économie et enclencher un processus de développement local ? La conservation des ressources n'est pas contradictoire avec l'exploitation raisonnée et raisonnable de ces ressources.

CONSERVATION PAR LA VALORISATION DES RESSOURCES.

Cette conservation par la valorisation des ressources, en particulier des produits forestiers ligneux et non ligneux peut devenir avec la loi GELOSE le moteur du développement local en impliquant dès le départ la commune et les communautés de base. Les communes malgaches seront longtemps confrontées à la modicité des budgets alloués par l'Etat pour leur fonctionnement. Comme toutes les communes des pays en développement en Afrique (Horning 2012) où une réelle décentralisation a été engagée, les communes malgaches rêvent de voir les ressources de leur terroir valorisées légalement et sont intéressées par la mise en place de systèmes de contrôle locaux décentralisés les associant aux communautés de base et à l'administration. Il est nécessaire que les revenus fiscaux puissent développer le contrôle décentralisé de cette valorisation durable : fiscalité et contrôle semblent indissociables (Bertrand et Montagne 2008).

Généraliser les contrats GELOSE de transfert de gestion de l'État aux communautés : il conviendrait que l'administration

forestière recommande fermement aux opérateurs (par exemple par une circulaire ou un arrêté officiel) de renoncer aux contrats de transfert de gestion « dits GCF de conservation » et de systématiser cette exploitation raisonnée des ressources forestières au profit des COBA. Cette mutation demandera un effort long et soutenu de communication en direction des opérateurs de développement ou de conservation pour les inciter à mettre en pratique le respect de l'état de droit dont ils se réclament.

DOMAINE FORESTIER. Sauvegarder les espaces forestiers communs y compris dans les aires protégées, par l'immatriculation de ces espaces au profit de l'État ou des collectivités territoriales, mais également par la certification au bénéfice de la COBA, permettra d'inscrire sur les documents garantissant la propriété la reconnaissance des servitudes environnementales et des droits réels des populations locales sur les ressources. Selon l'esprit du décret sur la sécurisation foncière relative remis au goût du jour, la sécurisation foncière des espaces forestiers communs transférés (avec exploitation et valorisation raisonnée) dans le cadre de contrats GELOSE aux populations résidentes pourra conforter les transferts de gestion et éviter toute évolution régressive (de la part des particuliers ou des personnes privées). Fixer les communs au niveau local revient à renforcer le lien social (Ostrom et al. 2002), à éviter les défrichements et à intensifier progressivement l'agriculture (Le Roy et al. 1996).

RÉALISER UN MAILLAGE DE PETITES ZONES DE MISE EN DÉFENS SUR TOUT MADAGASCAR. Le développement des contrats de transfert de gestion avec valorisation raisonnée des ressources constitue une alternative à la fuite en avant vers toujours plus d'aires protégées et toujours moins de conservation effective. L'exemple des transferts de gestion avec valorisation raisonnée du bois d'œuvre dans la forêt d'Ambohilero (Andriamampiana 2011 In litt.) montre que pour 100 ha transférés, environ un tiers est mis en défens (donc préservé dans une zone de conservation), un tiers est mis en exploitation durable (donc avec un couvert forestier pérenne), et un tiers est réservé à la pratique des droits d'usage. La multiplication des transferts de gestion avec valorisation raisonnée permettrait donc de réaliser sur toutes les communes concernées (41% d'entre elles abritent au moins un transfert de gestion) un maillage d'espaces préservés et d'espaces contigus où le couvert forestier serait pérennisé. La biodiversité est également distribuée hors des aires protégées avec de nombreuses espèces absentes du système actuel des aires protégées, on voit combien il pourrait être utile pour la conservation de développer le plus rapidement possible le réseau des transferts de gestion en complément du réseau des aires protégées.

ASSURER LA VALORISATION RAISONNÉE DES RESSOURCES COMME MOTEUR DE L'ÉCONOMIE ET DU DÉVELOPPEMENT LOCAL : Valorisation et conservation peuvent être liées et se renforcer mutuellement et ce en combinant conservation viable des ressources et développement économique local. Cela suppose de changer d'échelle, de ne plus raisonner à l'échelle du massif forestier mais à l'échelle du terroir, de la communauté de base, et de la commune. Il est urgent d'assurer le plus largement possible la valorisation raisonnée des ressources comme moteur de l'économie et du développement local.

Les modes d'exploitation et le système de délivrance des permis d'exploitation et/ou de collecte doivent être repensés.

Les règles et les procédures actuelles de délivrance des permis forestiers et les modes d'aménagement et d'exploitation des produits ligneux et non ligneux ne permettent pas une gestion publique raisonnée des forêts de production. Il faut aller vers une gestion intégrant conservation et développement durable (Andriantsilavo et al. 2006). Faire évoluer les exploitations forestières vers des groupements coopératifs locaux. Les exploitants forestiers ont une activité limitée à un périmètre local et n'ont pas les moyens d'investir dans des matériels. Ils ne connaissent pas la forêt. Donc, les adjudications resteront infructueuses. Il faut faire évoluer les exploitants en leur imposant des conditions d'agrément administratif. Les contraindre à se regrouper en groupements coopératifs régionaux (deux ou trois par région par exemple) qui pourront se professionnaliser, disposer d'une assise financière plus stable voire acquérir des matériels.

Intégrer l'exploitation forestière par des concessions forestières sur le moyen voire le long terme. Qu'il y ait adjudication ou des permis forestiers, il serait sage de tenir compte de l'assise locale des exploitants (ou régionale des groupements) et d'inclure les permis forestiers temporaires dans le cadre de concessions forestières à moyen ou long terme (de dix à vingt ans). L'exploitation serait ainsi fixée sur une zone sans perspective de déplacements erratiques opportunistes. Dans ces concessions, l'exploitation du bois d'œuvre pourrait se faire dans le cadre des transferts de gestion, selon les modalités prévues au décret d'application de la loi forestière. Cette solution ne présenterait aucun des inconvénients énumérés précédemment comme le montrent les exemples des transferts de gestion avec valorisation raisonnée depuis plus de dix ans en forêt d'Ambohilero. Ces solutions peuvent être envisagées pour améliorer l'exploitation forestière et aller progressivement vers une valorisation raisonnée à moyen et long terme des massifs forestiers selon le concept de filières « territorialisées » (Aubert et Karpe 2013 In litt.) à travers une gestion locale des COBA.

Il conviendra donc de « donner du temps au temps » et d'inscrire les évolutions nécessaires de la politique forestière malgache sur une trajectoire institutionnelle à long terme, celle initiée par l'atelier international d'Antsirabe d'avril 1995 et par la loi GELOSE de septembre 1996.

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient les deux rapporteurs anonymes qui leur ont permis d'améliorer une première version de cette contribution.

RÉFÉRENCES

- Amelot, X., Moreau, S. et Carrière, S. M. 2011. Des justiciers de la biodiversité aux injustices spatiales. L'exemple de l'extension du réseau d'aires protégées à Madagascar. In: Justice et Injustices Environnementales. D. Blanchon, J. Gardin et S. Moreau (eds.), pp 193–216. Presses Universitaires de Paris Ouest, Nanterre, France.
- Andriantsilavo, F., Béchaux, E. et Montagne, P. 2006. Nouvelle politique forestière, régionalisation et modernisation forestière à Madagascar. In: Forêts Tropicales et Mondialisation ; les Mutations des Politiques Forestières en Afrique Francophone et à Madagascar. A. Bertrand, P. Montagne et A. Karsenty (eds.), pp 223–242. Éditions Karthala, Paris.
- Aubert, S. 2013. Le processus de sécurisation foncière à partir des relations que les hommes entretiennent entre eux à propos de la terre. Application à la forêt malgache d'Ambohilero. In: La Terre et l'Homme. E. Le Roy (ed.), pp 87–112. Éditions Karthala, Paris.

- Aubert, S., Raminintsoa, S. et Razafiarjaona, J. 2013. Quel statut foncier spécifique pour les Aires Protégées de Madagascar en vue d'un aménagement coordonné des territoires? *Développement Durable et Territoires* 4, 1: 1–19. (doi:10.4000/developpementdurable.9661)
- Bertrand, A. et Montagne, P. 2008. Domanialité, fiscalité et contrôle : la gouvernance locale contractuelle des ressources renouvelables dans un contexte de décentralisation (Niger, Mali et Madagascar). *Mondes en Développement* 141: 11–28. (doi:10.3917/med.141.0011)
- Bertrand, A., Babin, D. et Nasi, R. 1999. Évolution et diversité du concept d'aménagement forestier. *Bois et Forêts des Tropiques* 260: 33–40.
- Bertrand, A., Montagne, P., Besse, F., Serre-Duhem, C. et Raharimaniraka, L. 2006. Nouvelles politiques forestières et gestion économique des filières des produits forestiers non ligneux. In: *Forêts Tropicales et Mondialisation ; les Mutations des Politiques Forestières en Afrique Francophone et à Madagascar*. A. Bertrand, P. Montagne et A. Karsenty (eds.), pp 243–275. Éditions Karthala, Paris.
- Bertrand, A., Rabesahala Horning, N., Rakotovo Andriankova, S., Ratsimbarison, R. et Andriatahiana, V. 2007. Les nouvelles idées de la gestion des ressources renouvelables et le processus de promulgation de la loi 96-025. Histoire du cheminement d'une évolution majeure de la politique environnementale à Madagascar. In: *Tanteza, le Transfert de Gestion à Madagascar, Dix Ans d'Efforts*. P. Montagne, Z. Razanamaharo et A. Cooke (eds.), pp 21–28. CIRAD, Montpellier, France.
- Bertrand, A., Serpantié, G., Randrianarivelo, G., Montagne, P., Toillier, A., Karpe, P., Andriambolanoro, D. et Derycke, M. 2012. Contre un retour aux barrières : Quelle place pour la gestion communautaire dans les nouvelles aires protégées malgaches ? *Les Cahiers d'Outre-Mer* 257: 85–123. (doi:10.4000/com.6493)
- Blanc-Pamard, C. et Rakoto Ramiarantsoa, H. 2007. Normes environnementales, transferts de gestion et recompositions territoriales en pays Betsileo (Madagascar). *La gestion contractualisée des forêts*. *Natures Sciences Sociétés* 15, 3: 253–268. (doi:10.1051/nss:2007055)
- Burnod, P., Andrianirina Ratsialonana, R. et Teyssier, A. 2013. Processus d'acquisition foncière à grande échelle à Madagascar : quelles régulations sur le terrain ? *Cahiers Agricultures* 22(1): 33–38. (doi:10.1684/agr.2012.0604)
- Cook, R. & Healy, T. 2012. Madagascar Case Study: Artisanal Mining Rushes in Protected Areas and a Response Toolkit: Artisanal and Small-scale Mining in and around Protected Areas and Critical Ecosystems Project (ASM-PACE). Estelle Levin Ltd & WWF, Antananarivo. Disponible <<http://www.estellelevin.com/wp-content/uploads/2013/11/ASM-Madagascar-Report-Toolkit.pdf>>
- Corson, C. 2014. Conservation politics in Madagascar. The expansion of protected areas. In: *Conservation and Environmental Management in Madagascar*. I. Scales (ed.), pp 193–215. Routledge, London and New York.
- Corson, C., MacDonald, K. I. & Neimark, B. 2013. Grabbing "green": markets, environmental governance and the materialization of natural capital. *Human Geography* 6, 1: 1–15.
- Fairhead, J., Leach, M. & Scoones, I. 2012. Green grabbing: a new appropriation of nature? *The Journal of Peasant Studies* 39, 2: 237–261. (doi:10.1080/03066150.2012.671770)
- Ferguson, B. 2009. REDD comes into fashion in Madagascar. *Madagascar Conservation & Development* 4, 2: 132–137. (doi:10.4314/mcd.v4i2.48654)
- Froger, G. & Méral, P. 2012. Towards an institutional and historical analysis of environmental policy in Madagascar: Environmental policy and governance. *Environmental Policy and Governance* 22, 5: 369–380. (doi:10.1002/eet.1595)
- Gardner, C. J., Nicoll, M. E., Mbohoahy, T., Oleson, K. L. L., Ratsifandrihamanana, A. N., Ratsirason, J., René de Roland, L.-A., Virah-Sawmy, M., Zafindrasilivonona, B. & Davies, Z. G. 2013. Protected areas for conservation and poverty alleviation: experiences from Madagascar. *Journal of Applied Ecology* 50, 6: 1289–1294 (doi:10.1111/1365-2664.12164)
- Golden, C. D., Rasolofoniaina, B. J. R., Anjaranirina, E. J. G., Nicolas, L., Ravaoliny, L. & Kremen, C. 2012. Rainforest pharmacopeia in Madagascar provides high value for current local and prospective global uses. *PLoS ONE* 7, 7: e41221. (doi:10.1371/journal.pone.0041221)
- Horning, N. R. 2008. Madagascar's biodiversity conservation challenge: from local- to national-level dynamics. *Environmental Sciences* 5, 2: 109–128. (doi:10.1080/15693430801912246)
- Horning, N. R. 2012. Debunking three myths about Madagascar's deforestation. *Madagascar Conservation & Development* 7, 3: 116–119. (doi:10.4314/mcd.v7i3.3)
- Initiative des Droits et Ressources. 2012. Les droits de tenure au service du développement: Quel bilan depuis les engagements pris pendant le Sommet de Rio de 1992. Disponible <http://www.rightsandresources.org/documents/files/doc_4955.pdf>
- Innes, J. L. 2010. Madagascar rosewood, illegal logging and the tropical timber trade. *Madagascar Conservation & Development* 5, 1: 6–10. (doi:10.4314/mcd.v5i1.57335)
- Karpe, P., Rakotomalala, F. V. et Raminintsoa, S. R. 2007. De la mise en œuvre des normes législatives en général et du rapport GELOSE/GCF en particulier. In: *Tanteza, le Transfert de Gestion à Madagascar, Dix Ans d'Efforts*. P. Montagne, Z. Razanamaharo et A. Cooke (eds.), pp 55–62. CIRAD, Montpellier, France.
- Le Roy, E., Karsenty, A. et Bertrand, A. 1996. La Sécurisation Foncière en Afrique pour une Gestion Viable des Ressources Renouvelables. Éditions Karthala, Paris.
- Le Roy, E., Bertrand, A. et Montagne, P. 2006. Gestion locale des ressources renouvelables et sécurisation foncière à Madagascar. In: *L'Etat et la Gestion Locale Durable des Forêts en Afrique Francophone et à Madagascar*. A. Bertrand, P. Montagne et A. Karsenty (eds.), pp 368–396. L'Harmattan, Paris.
- Mercier, J.-R. 2006. Madagascar moving towards sustainable development. The preparation of the National Environmental Action Plan (NEAP): Was it a false start? *Madagascar Conservation & Development* 1, 1: 50–54. (doi:10.4314/mcd.v1i1.44122)
- Neimark, B. D. & Tilghman, L. M. 2014. Bioprospecting a biodiversity hotspot. The political economy of natural products drug discovery for conservation goals in Madagascar. In: *Conservation and Environmental Management in Madagascar*. I. Scales (ed.), pp 271–298. Routledge, London and New York.
- Ostrom, E., Dietz, T., Dolsak, N., Stern, P. C., Stonich, S. & Weber, E. U. 2002. *The Drama of the Commons*. National Academy Press, Washington, D.C.
- Pedrono, M. 2011. Wasted efforts: why captivity is not the best way to conserve species. *Madagascar Conservation & Development* 6, 2: 57–59. (doi:10.4314/mcd.v6i2.3)
- Plugge, D., Baldauf, T., Rakoto Ratsimba, H., Rajoelison, G. & Köhl, M. 2010. Combined biomass inventory in the scope of REDD (Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation). *Madagascar Conservation & Development* 5, 1: 23–34. (doi:10.4314/mcd.v5i1.57337)
- Pollini, J. & Lassoie, J. P. 2011. Trapping farmer communities within global environmental regimes: the case of the GELOSE legislation in Madagascar. *Society and Natural Resources* 24, 8: 814–830. (doi:10.1080/08941921003782218)
- Pollini, J., Hockley, N., Muttenser, F. D. & Ramamonjisoa, B. S. 2014. The transfer of natural resource management rights to local communities. In: *Conservation and Environmental Management in Madagascar*. I. Scales (ed.), pp 172–192. Routledge, London and New York.
- Raharison, R. 2006. Difficultés de l'État et de l'administration forestière pour assurer la mise sous aménagement durable des forêts à Madagascar. In: *Forêts Tropicales et Mondialisation : Les Mutations des Politiques Forestières en Afrique Francophone et à Madagascar*. A. Bertrand, P. Montagne et A. Karsenty (eds.), pp 300–314. Éditions Karthala, Paris.
- Rakoto Ramiarantsoa, H., Ramamonjisoa, B., Razafy Fara L. et Ranaivoson, S. 2012. Échec ou succès ? La foresterie paysanne contractualisée dans ses paradoxes. *Les Cahiers d'Outre-Mer* 258: 301–310.
- Rakotomanana, H., Jenkins, R. K. B. & Ratsimbazafy, J. 2013. Conservation challenges for Madagascar in the next decade. In: *Conservation Biology: Voices from the Tropics*. N. S. Sodhi, L. Gibson & P. H. Raven (eds.), pp 33–39. John Wiley & Sons.
- Randriamalala, H. & Liu, Z. 2010. Rosewood of Madagascar: Between democracy and conservation. *Madagascar Conservation & Development* 5, 1: 11–22. (doi:10.4314/mcd.v5i1.57336)
- Randriamalala, H., Waeber, P. et Wilmé, L. 2012. Les cyber-verts contre le trafic de bois de rose malgache. In: *Madagascar, le Coup d'État de Mars 2009*. S. Randrianja (ed.), pp 123–145. Éditions Karthala, Paris.

- Randrianarison, M. 2011. La Protection de la Biodiversité à Madagascar. Les Paiements pour Services Environnementaux (PSE). L'Harmattan, Paris.
- Randrianja, S. 2012. Madagascar, le Coup d'État de Mars 2009. Éditions Karthala, Paris.
- Razafindrakoto, M., Roubaud, F. et Wachsberger, J. M. 2013. Institutions, Gouvernance et Croissance à Long Terme à Madagascar. L'Énigme et le Paradoxe. Disponible <<http://ideas.repec.org/p/dau/papers/123456789-12014.html>>
- Rives, F., Carrière, S. M., Montagne, P., Aubert, S. & Sibelet, N. 2013. Forest management devolution: Gap between technicians' design and villagers' practices in Madagascar. *Environmental Management* 52, 4: 877–893. (doi:10.1007/s00267-013-0138-1)
- Sheperd, Mitchell, T., Lewis, K., Lenhardt, A., Jones, L., Scott, L. & Muir-Wood, R. 2013. *The Geography of Poverty, Disasters and Climate Extremes in 2030*. ODI, London.
- Simula, M. 1997. Apport économique de la foresterie à un développement durable. *Unasylva* 48, 3–4: 190–191. Disponible <<http://www.fao.org/docrep/w6251f/w6251f08.htm>>
- Sodikoff, G. 2007. An exceptional strike: A micro-history of 'People versus Park' in Madagascar. *Journal of Political Ecology* 14: 10–33.
- Toillier, A., Serpantié, G., Hervé, D. & Lardon, S. 2011. Livelihood strategies and land use changes in response to conservation: Pitfalls of community-based forest management in Madagascar. *Journal of Sustainable Forestry* 30, 1–2: 20–56. (doi:10.1080/10549811003742357)
- Virah-Sawmy, M., Gardner, C. J., Ratsifandrihamana, A. N. 2014. The Durban vision in practice. Experiences in the participatory governance of Madagascar's new protected areas. In: *Conservation and Environmental Management in Madagascar*. I. Scales (ed.), pp 216–251. Routledge, London and New York.
- Waeber, P. O. & Wilmé, L. 2013. Madagascar rich and intransparent. *Madagascar Conservation & Development* 8, 2: 52–54. (doi:10.4314/mcd.v8i2.1)

ARTICLE

<http://dx.doi.org/10.4314/mcd.v9i1.5>

Les baobabs de Madagascar : quel cadre réglementaire pour leur conservation ?

Cynthia Onjanantenaina Raveloson^I, Daudet Andriafidison^I, Julie Hanta Razafimanahaka^I, Sahondra Rabesihanaka^{II} and Richard K. B. Jenkins^{III}

Correspondence:
Cynthia Onjanantenaina Raveloson
Madagasikara Voakajy
B.P. 5181, Antananarivo 101, Madagascar
E-mail: c.raveloson@voakajy.mg

RÉSUMÉ

Avec les lémuriens, les baobabs sont certainement reconnus dans le monde comme l'un des groupes les plus emblématiques de Madagascar. La Grande Île abrite six espèces endémiques dont trois 'En Danger' sur la liste rouge de l'UICN et trois 'Quasi-menacées'. Cet article se propose de passer en revue les dispositions mises en place ainsi que les opportunités et limites de la conservation et de la gestion durable des baobabs endémiques de Madagascar. En ratifiant les conventions internationales sur la diversité biologique (CDB) et sur le commerce international des espèces menacées (CITES), Madagascar s'est engagé à assurer la conservation et la gestion durable des baobabs, plus particulièrement celles des espèces menacées. Cependant, selon l'Arrêté n° 2915/87 du 7 septembre 1987 sur les produits accessoires des forêts, les baobabs de Madagascar sont considérés comme des produits forestiers non ligneux pouvant être exploités et aucune disposition n'a été prise pour gérer durablement leur exploitation. La présence des baobabs est confirmée dans 35 zones protégées mais, à l'exception de l'Allée des Baobabs et de la Montagne des Français, les baobabs ne sont pas considérés comme des cibles de conservation mais davantage comme des éléments profitant d'une protection intrinsèque en faisant partie intégrante d'habitats ciblés pour la conservation. Seule *Adansonia grandidieri* bénéficie de mesures de conservation régionales par la mise en place du *Dinan'ny Menabe* et de la stratégie de conservation de l'espèce dans la Région du Menabe. Or les pressions observées actuellement et les prospectives portant sur l'aire de distribution des deux autres espèces classées 'En Danger' que sont *A. perrieri* et *A. suarezensis* justifient la mise en place de stratégies de conservation.

ABSTRACT

With lemurs, baobabs are the most emblematic species of Madagascar internationally. Seven species of the nine existing in the world are Madagascan endemic. This fact testifies the high rate of the biodiversity of the island. Having signed a number of international conventions, Madagascar intends to underline its commitment to the management and conservation of its natural

resources. The international system of conservation framing is used for the implementation of national strategy. Thus, in addition to the international system of conservation systems such as the CBD, IUCN or CITES, baobabs of Madagascar are considered as non-timber forest products according to Decree N. 2915/87 of 7 September 1987 related to products accessories forest even if no term is clearly stipulated in this text. Moreover, there is no regulatory framework or specific text about conservation or exploitation of baobabs in Madagascar. Protected areas are then the only protection structures for baobabs. All species of Malagasy baobabs are represented in protected areas but their representation differs depending on the distribution of each species. Except for two protected areas, the baobab is not yet among the specific targets of conservation of protected areas in Madagascar. *Adansonia grandidieri* is an exception. It benefits indeed from two regional frameworks that specify measures to protect the species and priority activities to be undertaken for the species with the *Dinan'ny Menabe* and the regional conservation strategy for the species validated in 2013. At the local level, tools and instruments governing the management transfer could constitute framing elements for the management of baobabs. Some species have in fact non-negligible economic values without forgetting the cultural and religious values of some baobab trees. The implementation of the strategy for the conservation of each species is necessary at all levels especially in protected areas as three species are classified as 'Endangered' by IUCN. The conservation is necessary to ensure both sustainability of the species and integrity of all uses of baobabs.

INTRODUCTION

Les baobabs font partie intégrante de l'image de marque de Madagascar, en particulier au travers de la somptueuse Allée des Baobabs. Parmi les neuf espèces de baobabs reconnues dans le monde, six sont endémiques de la Grande Île (Pettigrew et al. 2012). Ces six espèces figurent sur la Liste Rouge de l'UICN en tant qu'espèces menacées (IUCN 2013) : trois d'entre elles sont classées 'En danger' (*Adansonia grandidieri*, *A. perrieri* et *A. suarezensis*) et les trois autres sont 'Quasi Menacées'

^I Madagasikara Voakajy, B.P. 5181, Antananarivo 101, Madagascar.

^{II} Ministère de l'Environnement et des Forêts, B. P. 243, Nanisana, Antananarivo 101, Madagascar.

^{III} Durrell Institute of Conservation and Ecology, School of Anthropology and Conservation, University of Kent, Canterbury, Kent, CT2 7NZ, U.K.

(*A. madagascariensis*, *A. rubrostipa* et *A. za*). Il est à noter également que parmi ces espèces de baobabs, certaines pourraient être particulièrement vulnérables au changement climatique (Vieilledent et al. 2013). Enfin, les baobabs de Madagascar ont à la fois des valeurs pratiques, culturelles et spirituelles pour les communautés villageoises (Wickens et Lowe 2008, Marie et al. 2009).

La demande en produits dérivés du baobab croît rapidement sur le marché mondial (Venter et Witkowski 2013). Sur le continent africain, l'exploitation à des fins commerciales des fruits et graines de baobab a permis l'accroissement des revenus des ménages mais cette exploitation risque d'avoir un impact négatif sur la survie des baobabs si aucune mesure de conservation ne l'accompagne (Buchmann et al. 2010, Venter et Witkowski 2013). Actuellement, le marché international des produits dérivés du baobab est encore dominé par le baobab africain *Adansonia digitata*. Cependant, des études récentes montrent que les baobabs malgaches peuvent aussi être exploités sur le marché international (Rakotonindrainy 2008).

La mise en place d'un cadre réglementaire est une étape essentielle pour assurer la gestion durable d'une ressource, en particulier celle des ressources naturelles (Dabiré 2003). Dans cet article, les textes réglementaires liés à la conservation et l'exploitation des baobabs à Madagascar sont analysés en considérant à la fois les conventions internationales ratifiées par Madagascar et les lois, décrets et arrêtés au niveau national et local afin de formuler des recommandations pour la gestion durable des baobabs de Madagascar.

MÉTHODOLOGIE

Une revue a été réalisée sur toutes les conventions internationales ratifiées par Madagascar, des textes réglementaires relatifs à la conservation et l'exploitation des ressources naturelles en vigueur à Madagascar et des dispositions régionales, communales et locales prises pour la conservation et l'exploitation durable des ressources naturelles. Les conventions internationales ont été consultées en ligne, les textes réglementaires auprès de la Direction Générale des Forêts (Direction de la Valorisation des Ressources Naturelles et Direction de la Conservation de la Biodiversité et du Système des Aires Protégées), les dispositions régionales auprès des directeurs des Directions Régionales de l'Environnement et des Forêts (régions DIANA et Menabe) et les dispositions communales ont été appréhendées au cours de nos entretiens avec les maires des communes des sites d'intervention, des chefs de Fokontany ou des présidents d'associations.

Pour le cas particulier des aires protégées, la carte du système des aires protégées de Madagascar a été superposée sur la carte de distribution des différentes espèces de baobab. La première carte a été obtenue auprès de la Direction de la Conservation de la Biodiversité et du Système des Aires Protégées (DCBSAP) de la Direction Générale des Forêts, disponible en ligne (www.rebioma.net). L'analyse inclut donc 155 aires protégées dont les 59 existantes gérées par Madagascar National Parks et les 96 aires protégées en cours de création (Rasoavahiny et al. 2008, Virah-Sawmy et al. 2014). La seconde a été réalisée à partir de la base de données du Missouri Botanical Garden (<http://tropicos.org/Project/Mada>). Les aires protégées abritant des populations de baobabs ont ainsi été identifiées ainsi que leurs gestionnaires et promoteurs. Ces organismes

ont été contactés afin d'obtenir le plan d'aménagement et de gestion (parfois aussi appelé plan de gestion et de conservation) de l'aire protégée afin d'identifier l'intérêt que ces documents pouvaient éventuellement porter sur les baobabs en particulier comme cibles de conservation des aires protégées et les mesures prévues spécifiquement. Des entretiens ont été ultérieurement organisés avec les responsables dont les chefs de site, chefs de volet conservation ou les responsables scientifiques des sites concernés afin de récolter de plus amples informations sur les actions prises pour la conservation des baobabs et de clarifier des détails notés pendant la consultation des plans d'aménagement et de gestion.

RÉSULTATS

LA CONSERVATION DES BAOBABS MALGACHES ET LES CONVENTIONS INTERNATIONALES. Madagascar a ratifié la Convention sur la Diversité Biologique (CDB) suivant le Décret n° 95-695 du 3 novembre 1995 (MEF 2011a). Adoptée lors du Sommet de la Terre à Rio de Janeiro en 1992, cette convention a trois grands objectifs (i) la conservation de la diversité biologique, (ii) l'utilisation durable de ses éléments et (iii) le partage juste et équitable des avantages découlant de l'exploitation des ressources génétiques. En ratifiant cette convention, Madagascar s'est engagé à exploiter ses propres ressources en respectant sa politique environnementale et à faire en sorte que les activités exercées sur son territoire ne causent pas de dommages environnementaux dans d'autres États. En 2010 la dixième Conférence des Parties à cette convention a adopté un plan stratégique pour la biodiversité 2011–2020 dont le but était de permettre aux hommes de 'vivre en harmonie avec la nature' grâce à la mise en application de vingt objectifs globaux (Stuart et Collen 2013). En mars 2014, une Stratégie Nationale et un Plan d'Action National pour la Biodiversité étaient en cours d'élaboration à Madagascar. Compte tenu de l'importance des menaces pesant sur la biodiversité unique de l'île, y compris sur les baobabs, l'objectif 12 d'Aichi adopté par la Convention sur la Diversité Biologique (CDB 2010) stipulant que 'd'ici à 2020, l'extinction d'espèces menacées connues est évitée et leur état de conservation, en particulier de celles qui tombent le plus en déclin, est amélioré et maintenu' représente un grand défi. Pour le cas des baobabs, trois espèces sont incluses dans la catégorie des espèces menacées : *Adansonia grandidieri*, *A. perrieri* et *A. suarezensis*. L'élaboration et la mise en œuvre de stratégies de conservation spécifiques sont donc nécessaires pour ces espèces.

En ratifiant la Convention sur la Diversité Biologique, les autorités malgaches ont aussi accepté les principes du Protocole de Nagoya sur l'accès aux ressources génétiques et le partage juste et équitable des avantages découlant de leur utilisation (<http://www.cbd.int/abs/nagoya-protocol/signatories/default.shtml>). En mars 2014, l'instrument de ratification de ce protocole était en cours d'élaboration et lorsqu'il sera ratifié, Madagascar sera engagée à faire en sorte que les avantages découlant de l'utilisation des ressources naturelles soient partagés de manière juste et équitable entre les acteurs de la filière et les partis impliqués. Ainsi, Madagascar devra réguler les différentes formes d'exploitation des baobabs, tant sur le marché national qu'international.

Madagascar a également ratifié la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore

sauvages menacées d'extinction (CITES) le 5 août 1975 suivant l'Ordonnance n° 75-014 (MEF 2011b). Cette convention réglemente le transfert et le commerce entre pays des espèces et spécimens d'animaux ou de plantes. Elle classe les espèces dans des Annexes I, II ou III en fonction de la gravité du risque que le commerce international ferait courir sur leur survie ; l'exportation de ces espèces classées est ainsi soumise à des conditions préalables satisfaisant les exigences de l'Autorité Scientifique et de l'Organe de Gestion déterminant la délivrance d'un permis. Pour le moment, aucune espèce de baobabs ne figure sur les annexes de la CITES, de sorte que le commerce international des produits de baobabs malgaches (transformés ou non) n'est soumis à aucune restriction.

LES RÉGULATIONS AU NIVEAU NATIONAL. Les produits extraits des baobabs peuvent être considérés parmi les produits forestiers non ligneux (PFNL) régis par l'Arrêté n°2915/87 du 7 septembre 1987 portant conduite de l'exploitation des produits accessoires des forêts à Madagascar. Selon les termes de l'Arrêté 20489/2008 fixant les taux de redevances des produits forestiers non ligneux et classifiant ces PFNL en quatre catégories, les produits issus des baobabs pourraient être inclus dans la Catégorie 3 qui sont des 'produits issus de plantes potentiellement surexploitées ou plantes endémiques'. Cependant, la liste des espèces incluses dans chaque catégorie n'était pas disponible en mars 2014 selon le Chef de Service de la Gestion de la Faune et de la Flore du Ministère de l'Environnement et des Forêts.

DISPOSITIONS AUX NIVEAUX RÉGIONAL ET LOCAL.

À la suite de l'initiative lancée en 2010 par le Ministère de l'Environnement et des Forêts sur les emblèmes environnementaux des districts malgaches (<http://www.mef.gov.mg/emblèmes-environnementaux/>) le baobab de Diego *Adansonia suarezensis* a été sélectionné comme espèce emblématique du district de Diego-Suarez II, dans la région DIANA. Malgré cette mesure, aucun plan d'action particulier n'était prévu début 2014 pour la conservation de cette espèce, ni au niveau des communes ni au niveau du district, conformément aux entretiens menés avec les autorités concernées.

En 2011, une stratégie de conservation d'*Adansonia grandidieri* a été élaborée avec la participation de toutes les parties prenantes dans la région du Menabe (Andriafidison et al. 2013). Les principaux objectifs de cette stratégie sont de protéger les pieds matures de baobabs, d'enrichir les populations par des plantations et de faire en sorte que les baobabs soient exploités durablement pour le bénéfice de la population malgache. Dans la Région Menabe, bien que le *Dinan'ny Tontolo lainana* interdise l'abattage des pieds de baobab, ce *dina* ne peut pas être appliqué car il n'a pas encore été homologué par l'organe judiciaire de la région.

Enfin, au niveau local, les tabous et traditions concernant certains pieds de baobab constituent souvent les seules mesures de protection de quelques espèces. En effet, certains pieds de baobab, et ce, toutes espèces confondues, sont considérés comme sacrés et constituent même des lieux de rituel (Ravaomanalina 2011).

DISPOSITIONS AU NIVEAU DES AIRES PROTÉGÉES.

Toutes les aires protégées du Système des Aires Protégées de Madagascar (SAPM) ont été prises en compte dans les recherches menées pour cet article. Tous les baobabs malgaches ont été retrouvés dans au moins une aire protégée

et 35 aires protégées abritent au moins une espèce de baobab (Figure 1). *Adansonia za* a été retrouvé dans 18 aires protégées. Il s'agit de l'espèce de baobab avec la plus grande aire de répartition (Wickens et Lowe 2008) tandis que *A. suarezensis* ne se rencontre que dans quatre aires protégées (Tableau 1).

Selon les directives pour la mise en œuvre du SAPM, les actions de conservation et les activités visant à atténuer les menaces sur la biodiversité devraient se focaliser sur les cibles de conservation, lesquelles sont déterminées dans le plan d'aménagement et de gestion de chaque aire protégée (SAPM 2009). Les baobabs figurent parmi les cibles de conservation uniquement pour deux aires protégées : « Montagne des Français » à Antsiranana et « Allée des Baobabs » à Morondava. Au niveau de certaines aires protégées, comme la Réserve Spéciale d'Analamerana et le Parc National de l'Ankarana, les baobabs sont des cibles de conservation indirectes car ils font partie de forêts denses et sèches qui sont elles mêmes des cibles de conservation. Ils jouent pourtant un rôle important dans certaines aires protégées, comme dans la NAP Complexe Tsimembo Manambolomaty où les baobabs sont parmi les arbres privilégiés par l'Aigle pêcheur de Madagascar *Haliaeetus vociferoides* pour la nidification (Razafimanjato 2011). Cet aigle est une espèce classée « En Danger Critique » sur la Liste Rouge de l'UICN (Birdlife International 2012) et une des cibles de conservation dans la NAP (The Peregrine Fund et al. 2008).

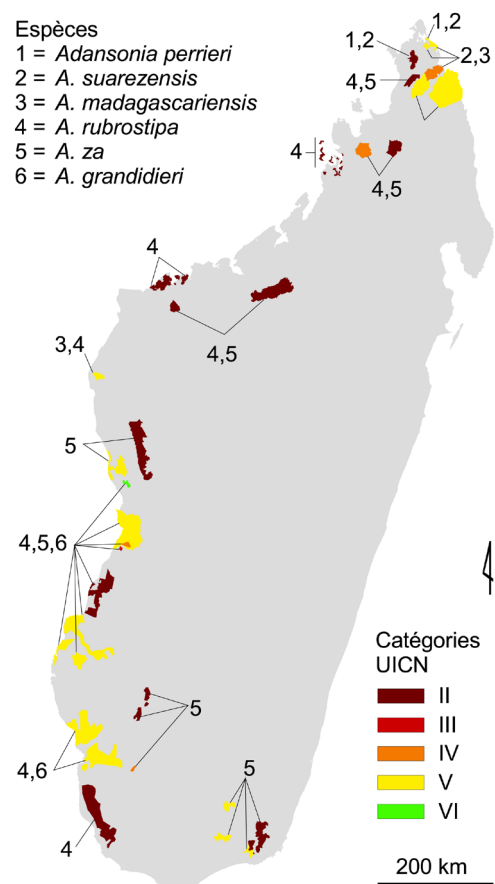


FIGURE 1. Distribution des espèces endémiques de baobabs dans les aires protégées (catégories UICN : II = Parc national, III = Monument naturel, IV = Réserve spéciale, V = Paysage harmonieux protégé, VI = Réserve de ressources naturelles)

TABLEAU 1. Nombre d'aires protégées abritant des espèces de baobabs classées en fonction de leur statut de conservation de la Liste Rouge de l'UICN (1 comme dans la légende de la figure 1 ; 2EN = 'En Danger', NT = 'Quasi Menacée')

Espèces	Statut UICN ²	Catégories des aires protégées ¹				
		II	III	IV	V	VI
<i>Adansonia grandidieri</i>	EN	1	1	1	5	1
<i>A. perrieri</i>	EN	2	0	1	2	0
<i>A. suarezensis</i>	EN	1	0	1	2	0
<i>A. madagascariensis</i>	NT	1	0	1	6	0
<i>A. rubrostipa</i>	NT	1	1	2	3	1
<i>A. za</i>	NT	12	1	3	8	1

DISCUSSION

Nos enquêtes montrent que les baobabs font objet d'un vide juridique au niveau national et ne disposent de cadrage précis ni au niveau de la conservation ni au niveau de l'exploitation. En particulier, pour le cas d'*Adansonia grandidieri* dont les fruits et les feuilles sont abondamment exploités (Andriafidison et al. 2013) même si l'envergure exacte de cette exploitation reste à déterminer.

Les aires protégées constituent les seules structures de conservation des baobabs à Madagascar. Au cours de cette étude, il a été nécessaire de regrouper plusieurs sources d'information afin de confirmer la présence des différentes espèces de baobabs dans les aires protégées. Les baobabs figurent rarement parmi les priorités de recherche au niveau des aires protégées incluses dans le réseau de MNP (<http://www.parcs-madagascar.com/madagascar-national-parks.php?Navigation=33>). Ainsi, les informations permettant d'identifier les actions de conservation les plus appropriées sont encore insuffisantes (taille et structure des populations, phénologie, préférence en habitat). En outre, les documents qui permettraient d'appuyer la pertinence des actions de recherche et de conservation sont actuellement rares. Les baobabs constituent cependant des espèces emblématiques de Madagascar (Ravaomanalina 2011) et sont représentatifs de l'île dans le monde (Sandy 2006).

Une attention particulière est depuis quelques temps accordée aux bois précieux de Madagascar et au trafic dont ils font l'objet (Randriamalala et al. 2011) mais l'accroissement progressif de l'utilisation non pérenne de produits non ligneux, dont les baobabs (Montagne et Rives 2013), mérite d'être noté. Pour les espèces cibles de cette exploitation deux mesures peuvent être recommandées : d'une part l'évaluation de l'impact de l'exploitation sur ces espèces, d'autre part la mise en place de cadres réglementaires, tant au niveau local que national et international, visant à assurer la durabilité de cette exploitation.

Les baobabs font l'objet d'un vide juridique alors qu'ils sont matière à différents types d'utilisation et d'exploitation. Ce vide devrait être comblé afin d'assurer la pérennisation de l'exploitation de l'espèce et sa conservation. Une réglementation devrait être mise en place tant au niveau local et régional que national, même si la création de nouveaux textes prendrait du temps. Dans l'immédiat, un transfert de gestion au niveau local en dehors des aires protégées pourrait constituer un outil efficace de régularisation de l'exploitation des ressources naturelles en général et des baobabs en particulier. Les termes des cahiers des charges et les outils de transfert devront alors exposer explicitement les bénéfices de l'application des

mesures de conservation des baobabs. Les aires protégées étant des structures pérennes, la mise en place d'un système de suivi des baobabs à l'intérieur de ces aires permettrait d'améliorer les connaissances des espèces et d'aider les décideurs à choisir les bonnes pratiques de gestion en fonction des changements observés (Keenleyside et al. 2013).

CONCLUSION

Il ressort de l'analyse de la présente étude que les actions de conservation des baobabs à Madagascar se limitent souvent à la présence de ces derniers dans les aires protégées au sein desquelles ils ne bénéficient même pas de statut spécifique mais sont plutôt considérés comme des cibles de conservation intégrées. De plus, le cadre juridique réglementant l'exploitation du baobab n'adresse pas le cas des espèces malgaches en particulier mais plutôt le vaste univers des produits accessoires de forêts au sein desquels se trouvent les espèces de baobabs. Seules des restrictions régionales, comme le *Dina* pour la Région Menabe, font clairement mention de ces espèces. Au niveau international, les baobabs jouissent de statuts particuliers dans la Liste Rouge de l'UICN mais ne figurent pas dans les annexes de la CITES. Des mesures devraient donc être prises au niveau national afin de freiner la spirale de dégradation de ces espèces, principalement due à des facteurs d'origine anthropique. En dehors des aires protégées, le transfert de gestion des ressources naturelles aux communautés locales pourrait être une des mesures efficaces.

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier les trois rapporteurs anonymes qui nous ont permis d'améliorer les premières versions de cette contribution, ainsi que Ralisa Andriamahavita pour son aide dans la réalisation de la figure 1. Cette étude a été menée grâce à l'autorisation de recherche accordée par le Ministère de l'Environnement et des Forêts à qui nous tenons à exprimer nos vifs remerciements. Notre reconnaissance s'adresse également au Missouri Botanical Garden et à son personnel pour nous avoir procuré la base de données relative à la distribution des baobabs à Madagascar. Le service de gestion de la flore et de la faune au sein de la Direction de la valorisation des Ressources Naturelles nous a permis de rassembler les textes relatifs à la gestion des produits accessoires de forêts. Cette étude n'aurait pas pu être menée sans la généreuse collaboration de tous les promoteurs et gestionnaires des aires protégées de Madagascar, notamment Asity Madagascar, le Service d'Appui à la Gestion de l'Environnement (SAGE-Fampandrosoana Maharitra), le Missouri Botanical Garden (MBG), Durrell Wildlife Conservation Trust (DWCT), Madagascar National Parks (MNP), World Wide Fund for Nature (WWF), FANAMBY, Conservation International, The Peregrine Fund (TPF). Enfin, notre reconnaissance va à Fauna and Flora International ainsi qu'à Global Trees Campaign pour leur appui financier dans le cadre de cette étude.

RÉFÉRENCES

- Andriafidison, D., Raveloson, C., Razafimanahaka, J., Rabesihanaka, S. et Rajeriarison, C. 2013. Stratégie de conservation du baobab de Grandidier *Adansonia grandidieri* 2013–2017. <http://mg.chm-cbd.net/objectifs-d-aichi/strategie-c/objectif-12/documents-nationaux/strategie-de-conservation-baobab-menabe_final.pdf/> téléchargé le 9 avril 2014.

- Birdlife International 2012. *Haliaeetus vociferoides*. In: IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.1 <<http://www.iucnredlist.org/>> téléchargé le 25 juillet 2012.
- Buchmann, C., Prehlsler, S., Hartl, A. & Vogl, C. R. 2010. The importance of baobab (*Adansonia digitata* L.) in rural West African subsistence: suggestion of a cautionary approach to international market export of baobab fruits. *Ecology of Food and Nutrition* 49: 145–172. (doi:10.1080/03670241003766014)
- CDB (Convention sur la Diversité Biologique). 2010. Projets de Décisions pour la Dixième Réunion de la Conférence des Parties à la Convention sur la Diversité Biologique : Note du Secrétaire Exécutif. Disponible <<http://www.cbd.int/doc/meetings/cop/cop-10/official/cop-10-01-add2-rev1-fr.pdf>> ou <<http://www.cbd.int/doc/publications/cbd-ts-31.pdf>>
- Dabiré, A. B. 2003. Quelle gouvernance pour les ressources forestières? Cadre réglementaire et institutionnel. <<http://www.fao.org/docrep/ARTICLE/WFC/XII/MS7-F.HTM>> téléchargé le 20 octobre 2013.
- IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.1. <<http://www.iucnredlist.org/>> téléchargé le 7 octobre 2013.
- Jenkins, C. N., Pimm, S. L. & Joppa, L. N. 2013. Global patterns of terrestrial vertebrate diversity and conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 110, 28: E2602–E2610. (doi:10.1073/pnas.1302251110)
- Marie, C. N., Sibelet, N., Dulcire, M., Rafalimaro, M., Danthu, P., Carrière, S. M. 2009. Taking into account local practices and indigenous knowledge in an emergency conservation context in Madagascar. *Biodiversity Conservation* 18: 2759–2777. (doi:10.1007/s10531-009-9672-9)
- MEF (Ministère des Eaux et Forêts). 2011a. Convention sur la Diversité Biologique. MEF, Antananarivo. Information disponible <<http://www.mef.gov.mg/les-conventions-ratifiees-par-madagascar/convention-sur-la-diversite-biologique/>>
- MEF. 2011b. La Convention sur le Commerce International des Espèces de Faune et Flore Sauvage Menacées d'Extinction (CITES). MEF, Antananarivo. Information disponible <<http://www.mef.gov.mg/les-conventions-ratifiees-par-madagascar/cites/>>
- Montagne, P. et Rives, F. 2013. Kajiala, Tattali, Djekabeera Valoriser les Produits pour mieux Conserver les Forêts. Tome 2 : Comparaisons Madagascar, Niger et Mali. Centre Internationale de recherche pour l'agriculture et le développement (CIRAD), Antananarivo.
- Pettigrew, J. D., Bell, K. L., Bhagwandin, A., Grinan, E., Jillani, N., Meyer, J., Wabuyele, E. & Vickers, C. E. 2012. Morphology, ploidy and molecular phylogenetics reveal a new diploid species from Africa in the baobab genus *Adansonia* (Malvaceae: Bombacoideae). *Taxon* 61, 6: 1240–1250.
- Pollini, J., Hockley, N., Muttenzer, F. D. & Ramamonjisoa, B. S. 2014. The transfer of natural resource management rights to local communities. In: *Conservation and Environmental Management in Madagascar*. I. Scales (ed.), pp 172–192. Routledge, London and New York.
- Rakotonindrainy, N. A. 2008. Valorisation des fruits de deux espèces de baobab : *Adansonia grandidieri* et *Adansonia za* récoltés dans les régions de Boeny et Menabe. Université d'Antananarivo, Antananarivo.
- Randriamalala, H., Rasarely, E., Ballet, J., Brizzi, A., Razakamanarina, N., Ratsifandrihamanana, N., Schuurman, D. 2011. Madagascar's rosewood stocks – which way to go? *Madagascar Conservation & Development* 6, 2: 88–96.
- Randrianarisoa, A., Raharinaivosoa, E. et Kollf, H. E. 2008. Des effets de la gestion forestière par les communautés locales de base à Madagascar : Cas d'Arivonimamo et de Merikanjaka sur les Hautes Terres de Madagascar. In: *Proceedings of the Workshop on Forest Governance & Decentralization in Africa*, 8–11 April 2008, Durban, South Africa. Disponible <http://www.cifor.org/publications/pdf_files/events/documentations/durban/papers/Paper18Randrianarisoaetal.pdf>
- Rasoavahiny, L., Andrianarisata, M., Razafimpahanana, A. & Ratsifandrihamanana, A. N. 2008. Conducting ecological gap analysis for the new Madagascar protected area system. In: *Impacts of Human-caused Fires on Biodiversity and Ecosystem Functioning, and their Causes in Tropical, Temperate and Boreal Forest Biomes*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, pp 33–34. CBD Technical Series 5, Montreal, Canada. Disponible <<http://www.cbd.int/ts/>>.
- Ravaomanalina, B. H. 2011. Anatomie et dynamique de croissance des espèces d'*Adansonia* (baobab) de Madagascar. Université Antananarivo, Antananarivo. Résumé disponible <http://madagascar.cirad.fr/enseignement_formation/theses>
- Razafimanjato, G., 2011. Conservation de l'Aigle Pêcheur de Madagascar *Haliaeetus vociferoides* Desmurs, 1845 : Étude Bioécologique et Impacts de l'Application de la « GELOSE ». Unpubl. theses, Université d'Antananarivo, Antananarivo.
- Sandy, C. 2006. Real and imagined landscapes: land use and conservation in the Menabe. *Conservation and Society* 4, 2: 304–324.
- SAPM (Système des Aires Protégées de Madagascar). 2009. Orientations Générales sur les Catégories et les Types de Gouvernance des Aires Protégées, Antananarivo.
- Stuart, S. N. & Collen, B. 2013. Conserving biodiversity in a target-driven world. In: *Biodiversity Monitoring and Conservation: Bridging the Gap between Global Commitment and Local Action*. B. Collen, N. Pettorelli, J. E. M. Baillie & S. M. Durant (eds.), pp 421–438. Wiley-Blackwell, Oxford, UK.
- The Peregrine Fund, Miaro-USAID & Durrell Wildlife Conservation Trust. 2008. Plan d'Aménagement et de Gestion de la Nouvelle Aire Protégée du Complexe Tsimembo – Manambolomaty. Antananarivo. Unpubl. report.
- Venter, S. M. & Witkowski, E. T. F. 2013. Fruits of our labour: contribution of commercial baobab (*Adansonia digitata* L.) fruit harvesting to the livelihoods of marginalized people in northern Venda, South Africa. *Agroforestry Systems* 87, 1: 159–172. (doi:10.1007/s10457-012-9532-6)
- Vieilledent, G., Cornu, C., Cuní Sanchez, A., Leong Pock-Tsy, J.-M. & Danthu, P. 2013. Vulnerability of baobab species to climate change and effectiveness of the protected area network in Madagascar: towards new conservation priorities. *Biological Conservation* 166, 1: 11–22. (doi:10.1016/j.biocon.2013.06.007)
- Virah-Sawmy, M., Gardner, C. J. & Ratsifandrihamanana, A. N. 2014. The Durban vision in practice. Experiences in the participatory governance of Madagascar's new protected areas. In: *Conservation and Environmental Management in Madagascar*. I. Scales (ed.), pp 216–251. Routledge, London and New York.
- Wickens, G. E. & Lowe, P. 2008. *The Baobabs: Pachycauls of Africa, Madagascar and Australia*. Springer, Kew, UK.

ARTICLE

<http://dx.doi.org/10.4314/mcd.v9i1.7>

Towards a more adaptive co-management of natural resources – increasing social-ecological resilience in southeast Madagascar

Gemma Holloway and Samm Short

Correspondence:
Gemma Holloway
Azafady
Madagascar.
E-mail: gemmaholloway@gmail.com

ABSTRACT

Situated on the southeast coast of Madagascar, Sainte Luce is a fishing village bordering some of the country's last remaining littoral forests. Characterised by a combination of extreme poverty, the presence of highly-prized natural resources and feeble institutional structures, it is argued that Sainte Luce typifies contexts of social and ecological vulnerability found across Madagascar. The presence of the international mining giant, Rio Tinto, and the company's role in managing a protected area bordering Sainte Luce, adds a complex dimension to this already highly vulnerable social-ecological context. Setting the case study within the context of recent natural resource management policies in Madagascar, the paper aims to highlight the need for innovative governance structures which match the complexity and dynamism of social-ecological systems such as that of Sainte Luce. We describe the approach taken by a local/international NGO partnership, Azafady, to build social and ecological resilience through a process of participatory and adaptive environmental action planning. The approach draws on concepts from adaptive co-management, which highlights the interdependence of human and natural systems and focuses on innovative institutional arrangements, social learning and cross-scale collaboration to manage the complexity and uncertainty of such systems. We examine the ways in which this approach has contributed to increasing social and ecological resilience in Sainte Luce and consider how progress made to date can be sustained and scaled up to wider geographical areas.

RÉSUMÉ

Situé sur la côte sud-est de Madagascar, Sainte Luce est un village de pêcheurs bordé par quelques-unes des dernières forêts littorales du pays. Une extrême pauvreté des populations villageoises associée à des ressources naturelles prisées et des structures institutionnelles fragiles caractérisent Sainte Luce qui est ainsi analysé dans un contexte typique de vulnérabilité sociale et écologique, rencontré ailleurs sur l'ensemble de la Grande Île. La présence du géant international de l'exploitation minière, Rio Tinto, et le rôle de cette entreprise dans la gestion d'une aire protégée limitrophe de Sainte Luce ajoute une dimension complexe à une situation socio-écologique déjà vulnérable.

L'exemple de Sainte Luce abordé ici sert à souligner la nécessité de considérer des structures de gestion innovantes

qui répondent à la complexité et au dynamisme des systèmes socio-écologiques sous de multiples pressions exogènes et endogènes. L'étude de cas est considéré dans le cadre de la récente politique environnementale de Madagascar, qui a pour objectif de promouvoir l'implication des populations locales dans la gestion des ressources naturelles, en transmettant les droits de gestion aux groupes d'utilisateurs dénommés les COBA pour Communautés de base. Cependant, l'extension des accords de co-gestion incluant des tiers, comme des sociétés minières et des ONG internationales, a eu tendance à écarter les intérêts communautaires et, dans la plupart des cas, n'a pas réussi à promouvoir une appropriation des ressources par la population locale.

Nous décrivons ici une approche adoptée par l'ONG Azafady, un partenariat local et international, pour renforcer les résiliences sociale et écologique à Sainte Luce par un processus de planification d'actions environnementales, adaptatives et participatives. La démarche s'appuie sur les concepts de co-gestion adaptative qui met en évidence l'interdépendance des systèmes humains et naturels. Elle se concentre également sur des dispositifs institutionnels novateurs, sur l'adaptation sociale ainsi qu'une collaboration multilatérale pour gérer la complexité et l'incertitude de ces systèmes. Afin d'établir et de maintenir l'appropriation de la communauté au cours du processus de gestion adaptative, l'approche a consisté à inverser les tendances historiques de mise en œuvre du sommet vers la base ou top-down d'un projet, en privilégiant une participation réelle et conséquente des populations locales. Les structures institutionnelles existantes ont été incorporées dans le nouveau modèle, tandis que de nouvelles structures ont servi à créer un cadre institutionnel plus résilient et plus adaptatif.

Nous examinons comment cette approche, avec sa base conceptuelle de co-gestion adaptative, a contribué à renforcer la résilience sociale et écologique de Sainte Luce. En tenant compte des difficultés rencontrées, de la nécessité de maintenir les progrès réalisés et de la possibilité de reproduire ce concept à une échelle géographique plus vaste, nous montrons comment l'expérience de Sainte Luce peut servir à d'autres organisations qui essaient de promouvoir la gestion environnementale durable avec des paramètres dynamiques et complexes ailleurs à Madagascar, voire au-delà.

INTRODUCTION

Madagascar is one of the poorest countries in the world. More than 80% of the population lives below the poverty line of \$1.25 a day and the country ranks 151 out of 186 in the UNDP Human Development Index (UNDP 2013). Access to trade and development opportunities is severely limited, particularly following sanctions imposed by the international community as a result of the 2009 political crisis and subsequent ongoing instability. For the majority of the population, livelihoods rely heavily on natural resources, however a rapidly expanding population, decreasing access to land, recurrent food security crises and the impacts of climate change all render this reliance increasingly unstable (Raik 2007, Harris 2011, World Bank 2013).

Decisions around resource use are embedded not only in need but also in culture, history and politics (Kull 2002, Raik 2007). The complex relationship between rural Malagasy communities and their environments has long created a dilemma for the country's leaders and policy-makers (Kull 2002, Horning 2008). As one of the world's top biodiversity hotspots (Myers et al. 2000, Ganzhorn et al. 2001), Madagascar faces increasing pressure from the international community to preserve its natural heritage, particularly the biodiversity harboured in its formerly abundant but ever-diminishing forests (Marcus and Kull 1999, Corson 2011). However, in spite of vast amounts of donor funds being channelled into Madagascar's environmental sector since the mid-1980s, the challenge of slowing the trend of environmental degradation has not been met (Horning 2008, 2012) and this contributes to a situation of increasing ecological and social vulnerability across the country.

NATURAL RESOURCE MANAGEMENT POLICY IN MADAGASCAR. Launched in 1991 and funded by the World Bank, one of the aims of Madagascar's 15-year long National Environmental Action Plan (NEAP) was to create the institutional infrastructure through which all future environmental policies would be implemented (Hanson 2012). Following the first phase of the NEAP, in which highly centralised, 'needs-based' integrated conservation-development programmes failed to make the link between peoples' lives and their environment, the second phase (1997–2003) saw a move towards 'community-based natural resource management' (Marcus and Kull 1999, Raik 2007, Hanson 2012). During this period measures were introduced which were designed to transfer management rights to local communities with the aim of fostering a greater sense of ownership of natural resources (Fritz-Vietta et al. 2009). The legislation through which these mechanisms were developed forms the basis of the legal infrastructure created to facilitate the transfer of management responsibilities to local communities.

The initial policy, GELOSE (*Gestion Locale Sécurisée*), introduced in 1996, is applicable to forests, marine and pastoral territories and includes legislation designed to grant communities limited tenure security (Antona et al. 2004). In reality, the tenure element proved costly and delayed the transfer process, and consequently the rights transferred are primarily usage and exclusion rights rather than ownership (Pollini and Lassoie 2011). In response to criticisms of the complexity of GELOSE, a new mechanism, GCF (*Gestion Contractualisée des Forêts*), was implemented in 2001 specifically for forest management (Fritz-Vietta et al. 2009, Rajaspera et al. 2011). GCF arrangements require the establishment of a voluntary association of community members, called a *Communauté de Base* or COBA,

which is open to all village residents and designed to be a fee-paying user group (Hockley and Andriamarivololona 2007, Pollini and Lassoie 2011). A contract is signed between the COBA and the decentralised state forestry or fisheries service (and also the Commune in the case of GELOSE) for an initial period of three years, and can include objectives and responsibilities which are conservation-oriented, production-oriented or, in many cases, a combination of the two (Hockley and Andriamarivololona 2007).

Following former President Ravalomanana's Durban Declaration to triple the size of protected areas in Madagascar, the third and final phase of the NEAP (2004–2008), focused on establishing management arrangements to accommodate this massive increase (Norris 2006, Raik 2007). The aim was to increase protected areas from 1.7 to 6 million ha in five years and by the end of 2010 the figure had reached 9.4 million ha (Horning 2008, Corson 2011). This increase necessitated a review of management systems at the local level, leading to the development of co-management arrangements between the government, local communities and third parties with an interest in conservation, including non-governmental organisations (NGOs) and private sector actors (Corson 2011, Rajaspera et al. 2011). Whilst third party actors, particularly NGOs, had played a role throughout the implementation of the NEAP with varying motivations, agendas and results (Raik and Decker 2007, Pollini and Lassoie 2011, Hanson 2012), the promotion of non-state involvement in protected area management opened the gates for private actors to pursue their own interests in forest management and thus community interests continued to be side-lined (Horning 2008, Corson 2011, Seagle 2012).

ADAPTIVE CO-MANAGEMENT. Academics, policy-makers and resource managers have, in the last twenty years, come to recognise what indigenous communities have known for millennia – that human societies are embedded in ecological systems and that they are therefore mutually dependent (Folke et al. 2002, Adger 2006). Linked to this recognition is the now widely acknowledged fact that natural and social systems are dynamic, complex and unpredictable (Folke 2006).

The dynamic and uncertain nature of social-ecological systems in the face of pressures such as climate change, population growth and changing access to land and resources requires new and innovative governance structures. Throughout the 1990s and 2000s, various approaches were developed and advocated in academic and policy circles to address this need to manage dynamic ecosystems. These included collaborative management (Conley and Moote 2003, Plummer and Fitzgibbon 2004), adaptive management (Plummer 2009) and ecosystems management (Grumbine 1994).

Another approach to emerge from this search for sustainable management systems was adaptive co-management (ACM). The focus of much attention in the literature, its novelty comes from combining the iterative, learning dimension of adaptive management, and the linking, cooperative dimension of collaborative or co-management (Olsson et al. 2004, Plummer 2009). In adaptive management, resource managers take a flexible approach, treating policies and management activities as experiments, monitoring ecological feedbacks, learning from these and adapting management accordingly (Plummer and Armitage 2007, Huitema et al. 2009). Co-management stresses the importance of sharing responsibility and power, usually at different institutional scales and, in contrast to adap-

tive management, acknowledges the social challenges involved in resource management (Plummer 2009). The merging of the two concepts creates a distinct approach which represents a potentially important “innovation in natural resource governance under conditions of change, uncertainty and complexity” (Plummer and Armitage 2007: 3).

ACM shares much conceptual common ground with theories of resilience and its antonym, vulnerability. Resilience describes the capacity of a system to absorb shocks while maintaining function, the capacity to self-organise and the degree to which a system is able to learn and adapt (Carpenter et al. 2001). Vulnerability is the inverse of resilience and is used to describe systems in which resilience has been eroded (Folke et al. 2002, Adger 2006). Whilst the concept of resilience originated in ecological circles (Holling 1986, 2001), the resilience approach evolved, notably through the work of scholars at the Resilience Alliance, to incorporate the integrated concept of humans-in-nature (Folke et al. 2002, Folke 2006). With its focus on adaptation, learning, self-organisation and collaboration, ACM is a way of managing for resilience by creating systems of governance that have the potential to strengthen capacity to deal with uncertainty and change (Olsson et al. 2004, Walker et al. 2004).

Although developed along different theoretical lines, in practical terms, the convergence of ACM with resilience and vulnerability concepts highlights the relevance of ACM in development contexts, in which notions of vulnerability are likely to be familiar to practitioners from sustainable livelihoods approaches and where more recently, ideas of resilience in the context of climate adaptation have gained currency. With a few notable exceptions, however, (e.g., the work of CIFOR; cf. Colfer 2005, Diaw et al. 2009), documented experience of ACM has largely come from the global north (Folke et al. 2002, Olsson et al. 2004, Armitage et al. 2009). It seems likely that this is due both to the more readily available access in the north to scientific data collection methods which can feed into ecological monitoring and to more established, strongly linked cross-scale institutional structures. Such practical limitations, however, should not prevent resource managers in developing countries from using the approach as a conceptual framework on which to base management strategies. Indeed, the ACM approaches being applied in developing countries including Indonesia, Nepal, Zimbabwe and Cameroon (CIFOR 2008) highlight its potential as an effective governance model in contexts where populations are often highly dependent on natural resources and where multiple factors – economic, political, social, environmental and climatic – contribute to the degradation of such resources. There are also precedents of the approach being applied in different forms in Madagascar in both marine and forest settings. (e.g., Wollenberg et al. 2000, Cinner et al. 2012). Although it is difficult to judge the degree to which ACM has strengthened resilience in such contexts, the evidence suggests that it is a promising, if challenging, approach which can help to bring stakeholders together to understand the various pressures on natural resources and to adapt management of them accordingly. In the face of growing interest from commercial and industrial actors in Madagascar’s land- and seascapes, governance structures which prioritise multi-stakeholder collaboration and adaptation are increasingly necessary to minimise and mitigate occurrence of

irreversible and negative changes in such environments and the inevitable knock-on effects for local communities.

This article discusses the case of Sainte Luce, a fishing village on the southeast coast of Madagascar bordering some of the last remaining littoral forests in the country. Characterised by a combination of extreme poverty, the presence of highly-prized natural resources and feeble institutional structures, Sainte Luce typifies the vulnerability of social-ecological systems across Madagascar. The presence of the mining company Rio Tinto/QMM, which has plans to exploit the area for ilmenite and which plays a central role in forest management, adds a complex dimension to this situation, with its present and future impact on ecological and social structures representing a key driver of vulnerability in the area. The article outlines the approach taken by a local/international NGO partnership, Azafady, to build the resilience of the community and its surrounding ecosystems through a process of participatory and adaptive environmental planning and management. The approach draws on concepts from adaptive co-management, which sees human and natural systems as interdependent and focuses on innovative institutional arrangements, social learning and cross-scale collaboration in order to manage the uncertainty and complexity of such systems.

CONTEXT

LIVELIHOODS. Sainte Luce lies 50 km north of Fort Dauphin on the southeast coast of Madagascar. Comprising three hamlets, Manafiafy, Ampanasatomboky and Ambandrika, the *fokontany* (or village) has a population of approximately 2,000 people and is situated administratively within the rural Commune of Mahatalaky. Sainte Luce is regionally renowned for its rich natural heritage; its situation in a natural rocky harbour makes it a prime fishing location and accounts for the fact that it is the main source of lobster exports in the Fort Dauphin area (Sabatini et al. 2007). The village also borders some of the most intact fragments of the Ambatoatsignana littoral forest which provides surrounding communities with timber, firewood, materials for fishing equipment, food, medicinal plants and cattle pasture. In addition to its marine and forest resources, Sainte Luce contains river, estuary, mangrove and swamp habitats, each providing a wealth of ecosystem goods and services on which local people depend for subsistence and income.

Livelihoods strategies in Sainte Luce are predominantly based on marine fishing, with most households supplementing this with weaving, using a local reed called *mahampy* (*Lepironia mucronata*) and subsistence farming – predominantly cassava along with pineapples, sweet potatoes, pumpkin and beans. Other livelihoods activities include river fishing, casual labour, selling firewood, selling timber, and selling cooked fish and snacks. Although livelihood strategies are reasonably well-diversified (according to a survey conducted by Azafady in December 2011, households pursue an average of 6.04 livelihood activities), the majority of household income is derived from fishing, notably lobster fishing, and most households are strongly dependent on the presence of two international lobster exporting companies, Martin Pêcheur and Madapêche. Formal sector opportunities exist but are limited. Twelve percent of households have at least one member in formal employment, with the main employers being Martin Pêcheur, Azafady, a luxury eco-hotel and the mining company QMM.

SOCIAL-ECOLOGICAL SYSTEMS. It is argued here that social-ecological systems in Sainte Luce are characterised by uncertainty and change. This is in part due to the presence of the mining company, QMM, compounded by pressure on ecosystems from factors including growing populations, migration, and commercial exploitation of resources without sustainable management systems in place. QMM's presence in Sainte Luce, even in the pre-mining phase, has triggered social tensions linked to concerns over loss of land and forests and indications of the future environmental impact have already been felt in the clearing of areas of forest to conduct soil testing (President of Sainte Luce COBA, pers. comm.). The potential for these tensions to be exacerbated when mining commences can be seen in communities affected by QMM's operations to date, particularly in relation to issues around compensation and access to resources (ALT and Panos 2009). In addition to this, it is likely that there will be significant environmental impacts on the forest, land and waterways, meaning that social-ecological systems will be subject to increasing levels of perturbation. This high level of uncertainty and vulnerability underscores the need for an innovative and flexible governance structure with the capacity to build the resilience of social-ecological systems to withstand future shocks and stresses. In addition to flexibility, an effective governance structure would also need to incorporate the multiple interests of local, commercial and government stakeholders likely to continue exerting pressure on local resources in the lead-up to the start of mining operations.

The Ambatoatsignana forests are of extreme conservation importance, being some of the last remaining fragments of littoral forest in Madagascar and sheltering an extremely rich diversity of flora and fauna much of which is nationally or regionally endemic (Ganzhorn et al. 2001, Ingram et al. 2005, Lowry et al. 2008). The eastern littoral forests are amongst Madagascar's most threatened ecosystems and are home to numerous IUCN Red List species including the Critically Endangered geckos *Phelsuma antanosy* and *Matoatoa spannringi*, the Endangered endemic palm *Dypsis saintelucei* and the Vulnerable collared brown lemur *Eulemur collaris* (IUCN 2013). These high levels of endemism contributed to the decision of the Malagasy authorities to include the forests within the country's network of protected areas (Ramasinoro 2010).

Initiated in 2000, the process of creating a new, 1,365 ha protected area (*Nouvelle Aire Protégée* NAP) in the Ambatoatsignana forest zone was led by QMM (Ramasinoro 2010). The creation of the new protected area served both to fulfil an objective set out in the regional development plan to increase the number of conservation zones and helped QMM to meet a commitment to the Malagasy state to create three protected areas prior to starting exploitation (Ramasinoro 2010). The NAP stretches over three Communes (Mahatalaky, Mandromodromotra and labakoho) and is comprised of conservation zones, community usages zones and a privately owned habitation zone (*zone d'occupation contrôlée*) (Ramasinoro 2010). The usage zones are managed by a network of 11 COBAs, each of whom has signed a GCF agreement granting them usage and management rights within their designated forest area. Each COBA has its own *dina*, a set of rules developed through the management transfer process detailing usage rights, responsibilities and penalties for management of its particular usage zone. The processes of elaborating these *dina* were facilitated

by Azafady and by QMM (for different COBAs) in the late 1990s and early 2000s, prior to the forest's inclusion in the network of new protected areas (NAP).

The creation of the NAP required certain areas of forest to be designated as 'core conservation zones' (Ramasinoro 2010). These comprise a 690 ha section across three forest fragments in which community usage is prohibited, except for harvesting of dead wood, medicinal plants, vines and *amboja*, the juvenile of the palm *Dypsis scottiana*, used to make lobster pots. The conservation zones are managed by FIMPIA, a *Comité de Gestion* (COGE), whose members include the heads of the 11 COBAs and *fokontany* contained within the NAP. A new *dina* known as a *Dina Be* was developed between the FIMPIA and QMM to regulate the management of the conservation zones. Whilst QMM continued to provide financial support to the FIMPIA throughout the 2000s, a lack of transparency, notably amongst the executive committee, a body of elite community members, meant this support did not filter down to COBAs for on the ground management activities.

According to research conducted by Azafady from January to April 2012, community members in Sainte Luce viewed both the COBA and FIMPIA with some level of mistrust, with both institutions having a widespread reputation for corruption. In the case of FIMPIA, this was exacerbated by a lack of clarity over its specific role, its relationship to the COBA and its historical links with QMM (Azafady unpub. data). Power within forest management was thus seen to lie in the hands of a small group of elites and QMM. Management of marine resources in Sainte Luce, in contrast, does not fall under the authority of the COBA and FIMPIA as both the GCF agreement and the NAP cover only forest and marsh resources. Instead, marine resources are managed by a local *dina*, a locally agreed set of rules and associated penalties which, though not part of an official management structure, can be legally ratified by state authorities, with this being seen as a way to increase observance by non-community members. At the time of Azafady's research, the marine *dina* had not been ratified and, in the context of focus group discussions, the local population expressed their dissatisfaction with the existing management system in which rules were enforced sporadically and inconsistently. This weak management structure was perceived by the community as playing a major role in the decline of lobster and fish stocks which fishermen claimed to have observed in recent years and there was thus strong motivation amongst the community to address this.

While existing management structures such as the COBA and *dina* were recognised as being legally and culturally important respectively, the history of these structures highlighted a lack of flexibility and authority to respond to an increasingly dynamic social-ecological context. The need for a more adaptive and collaborative model of governance was therefore identified as a priority by the community and Azafady, with the aim of complementing pre-existing management structures.

In response, Azafady developed and secured funding for Project Miaro – an 18 month project which aimed to research the complex interdependence of people and the environment particular to Sainte Luce and to support the community to engage in a process of participatory action planning, with the goal of creating an empowered community group active and able to communicate with existing decision-makers, including the COBA, FIMPIA and QMM. The project aimed to secure greater

involvement by the community in natural resource management decisions and actions, and to establish a flexible management structure that was accepted and approved by the community and external stakeholders and could complement the more rigid COBA and *dina*.

THE QMM PROJECT. QIT Madagascar Minerals (QMM) is a partnership between the international mining company Rio Tinto and the Government of Madagascar. The company started exploration activities in 1986 and in 1998 attained legal authorisation for a plan to extract ilmenite, a titanium oxide, from three sites in the Fort Dauphin area: Mandena, Sainte Luce and Petriky (Smith et al. 2012). Production at the first site, Mandena, started in 2009 and exploitation activities are due to be conducted sequentially at the three sites over a period of 40 years (Rio Tinto 2013). Preliminary steps for the development of the second site, Sainte Luce, began in 2012. However, following a strategic business decision taken in early 2013 to temporarily withdraw development teams, timeframes remain unknown; recommencement will depend on market demand for ilmenite and the company's internal investment strategy. Whilst such uncertainty is unsettling for communities who will potentially be impacted by future mining, the deferral of the second phase offers opportunities for lessons learnt about social and environmental strategies at Mandena to be consolidated. Efforts to minimise the ecological impacts of mining are being informed by the company's high profile strategy to have a 'net positive impact on biodiversity' (Rio Tinto 2008). This includes a provision for 624ha (of the total 6,000ha targeted for exploitation) to be set aside for conservation, in addition to around 2,400ha to be designated as 'biodiversity offset' sites to compensate for non-negotiable losses of biodiversity (Rio Tinto 2008, Temple et al. 2012).

Having had a presence in the area since 1989, conducting extensive research contributing to its biodiversity strategy, and in the absence of alternative organisations with the technical and financial capacity to take on the task, QMM's involvement in the creation of the Ambatoatsignana NAP seems to have been regarded as a *fait accompli*, despite some internal recognition of the obvious conflicts of interest given that the company's plans to mine in the area will involve the destruction of a significant, but as yet undefined, amount of forest (Vincelette et al. 2007, J.-B. Ramanamanjato, pers. comm.). Whilst overall authority for the management of the NAP officially lies with the regional forestry ministry (*Direction Régionale de l'Environnement et des Forêts* or DREF), QMM has joint responsibility with DREF in "scientific and socio-economic aspects and in engaging communities in the elaboration and application of the *dina* (rules)" (Ramasinoro 2010: 8). In reality, QMM's position as financial patron as well as official 'promoter' of the Ambatoatsignana NAP, combined with the severely limited resources and capacity of the regional forestry authorities, has created a situation in which the mining company effectively has *carte blanche* in virtually all matters relating to forest management. This has been facilitated by the company's continued financial support of the NAP management committee, FIMPIA. This situation gives the company great leeway to determine the forest areas which will be used as biodiversity offsets. At the time of writing the company's designated offset sites at Sainte Luce are within existing avoidance zones, however, if deemed strategically necessary, QMM's well-established position of authority within forest manage-

ment in the area gives it the freedom to select new sites. This would inevitably further reduce community access to vital forest resources in order for QMM to implement the conservation measures required to deliver targeted offset results.

DRIVERS OF VULNERABILITY. Following Kaspersen et al. (1995) and Adger (2000), we define vulnerability as the propensity of social or ecological systems to suffer harm from external stresses and perturbations, such as environmental variability or social, economic or political upheaval. The three key drivers of social-ecological vulnerability described below were identified on the basis of participatory research conducted during 2012 and Azafady's ongoing engagement with the community of Sainte Luce.

Whilst efforts to minimise the environmental impacts of the forthcoming mine have been made, as the company itself acknowledges, it is inevitable that some negative effects will occur (Rio Tinto 2008, Temple et al. 2012). The complexity of these impacts makes a comprehensive analysis extremely challenging. The balance of evidence suggests, however, that whilst the impacts are not purely negative, QMM's presence in Sainte Luce represents a potential key driver of vulnerability. It should, nonetheless, be noted that the impact of the conservation zone has contributed to the preservation of certain species sheltered therein including the Critically Endangered palms *Dypsis saintelucei* and *Beccariophoenix madagascariensis* and four species of lemur. This is due to regular patrols by a QMM-supported agent and also probably to the frequent presence of QMM and Azafady researchers. In spite of the inconvenience caused by the prohibition of access to this section of forest, according to data collected by Azafady through focus groups and interviews, the positive conservation outcomes seem to be valued by the community who recognise that the lack of an effective forest management system prior to QMM's arrival was threatening the availability of resources for future generations. However, poor village-level communication throughout the various stages of the establishment of the NAP and its accompanying restricted access rules, together with low levels of community participation in subsequent forest management, have resulted in a severely diminished sense of ownership of the forests amongst the community. This has been driven by a widely-held perception amongst local people that the *vazaha* (foreign) company has removed access to what is rightly theirs, an idea which is strongly bound up with the Malagasy idea of *tompon-tany* – not only 'masters of the land' in the literal sense, but also indicating a connection to the ancestors through the land (Evers 2005, Sandy 2006, von Heland and Folke 2014). As one focus group participant commented: "In the protected areas, we cannot cultivate the fields made by and used by our forefathers". However, discontent is also linked to the declining availability of cultivable land which the protected area has exacerbated. According to another focus group participant: "We are not allowed to farm in the protected area. The land we are cultivating now is becoming infertile but we cannot move onto new areas".

Access restrictions in the conservation zones have contributed to an increase in exploitation activities in the less-managed usage zones (Azafady, unpub. data). QMM's increased support to the Ambatoatsignana COBAs since mid-2012 has helped to address this, however independent assessments (Bezanson et al. 2012, Olegario et al. 2012), echoing Azafady's findings,

highlight the need for improved stakeholder collaboration and improved village-level communication of both forest management and mining plans, in order to improve governance and minimise the already evident negative social and ecological impacts.

The second driver of social-ecological vulnerability is the strong dependence of the community on lobster fishing. Fishing is the primary source of income for 79% of households in Sainte Luce and, of these households, virtually all fish for lobster (Azafady unpub. data). Fishermen report that lobster stocks have been declining gradually but in the last ten years have seen a more rapid decline. Whilst there are no recent, comprehensive population data available, the fishermen's reports correspond with studies conducted in the early 2000s in the Fort Dauphin area (Bautil 2002 and Sylvestre 2005, in Sabatini et al. 2007). These studies found that unsustainable practices such as the removal of juveniles and gravid females and the use of masks and snorkels, as well as increasing numbers of lobster fishermen, had led to a significant decline in catch per unit effort. Sabatini et al. (2007: 299) conclude that lobster populations in the Fort Dauphin area could crash within a decade and "may already be beyond recovery". Whilst QMM has been criticised for overstating such fatalistic perspectives, emphasising the lack of effective environmental management in order to support the case for mining (e.g., Ingram et al. 2005, Seagle 2012) it is argued that such negative ecological assessments highlight the need for action, a sentiment strongly reflected by the community from the start of Azafady's engagement through Project Miaro. Data collected by Azafady in August 2013 suggest that lobster accounts for around 30% of fishing households' combined income and food requirement. Therefore, in addition to the consequences of overfishing on a single species, the decline of lobster populations in Sainte Luce increases the vulnerability of households who rely heavily on the income generated from lobster sales to support their livelihoods.

The third main driver of vulnerability in Sainte Luce is the impact of the changing demographic structure of the area. Whilst Sainte Luce has historically had a higher presence of *vazaha* than other villages as a result of transport links, trade and tourism opportunities, the last three decades have seen the arrival of the mining company and the ensuing establishment of the conservation zone as well as a number of land acquisitions by *vazaha*, all of which have put pressure on land and forest access. This has forced local people to change the ways they use resources, for example not being able to graze cattle through privately-owned or protected areas of the forest, and reducing fallow periods due to land shortage, putting additional strain on the available resources. Exacerbating this situation is the steady increase in migrants arriving from both coastal and inland communities in search of livelihood opportunities in Sainte Luce – in Azafady's 2011 demographic survey, 45% of respondents reported being not native to Sainte Luce. This has both increased resource demand and contributed to a decline in traditional governance structures since, according to Azafady's research, many migrants are perceived by the indigenous community as not recognising local resource governance rules. This perception applies both to observance of the forest rules or *dina* and, even more divisively, to the local taboo against using diving equipment to catch lobster and the use of fishing nets in the harbour area. The increased pressure on natural resources

due to migration and changing access rights, combined with a decline in *dina* observance by both native and non-native residents, has contributed both to social discord and to ecological degradation.

Whilst other anthropogenic or environmental drivers that affect the vulnerability of socio-ecological systems certainly exist, for example climate change (Hannah et al. 2008), the three described above present the most significant and immediate factors which threaten to erode the resilience of social and natural systems around Sainte Luce.

APPROACH

As the recent history of natural resource governance in Madagascar (Marcus and Kull 1999, Raik 2007, Hanson 2012) and other developing countries (Colchester 1994, Agrawal and Ribot 1999, Ribot 2002) has shown, externally imposed solutions to environmental problems rarely succeed in meeting communities' needs and expectations. For this reason, Azafady adopted a participatory approach to facilitate its support to the community of Sainte Luce to improve natural resource management. The approach centred on providing opportunities for the community to analyse the current situation and to explore options for addressing the perceived issues and, later in the project, participatory monitoring would be key to reinforcing community ownership of natural resources. The initial phase of the project consisted of a participatory community assessment, focusing on aspects of natural resource use and management, livelihoods, decision-making structures, culture and history. During this phase, a range of participatory rural appraisal methods was used including community mapping, transect walks, seasonal calendars, Venn diagrams, wealth ranking and matrix scoring. These visible and tangible tools allowed local people to share ideas and to visualise the complex dimensions of their existence and interactions with the environment. The assessment was conducted over a period of four months (January to April 2012) in order to allow a broad range of community members to contribute to the discussions and enabling those who have historically been excluded from public forums, particularly women and the elderly, to participate. This period of co-inquiry served to build a shared understanding of the social and environmental status quo and the key concerns of local people but also, through the use of appropriate tools, attitudes and behaviours, facilitated the building of trust between Azafady and the community, a key factor in the later success of the project, as described below.

Azafady held a series of community feedback meetings at which the key findings of the participatory research were presented and the way forward was discussed with the community. People from all levels of the social hierarchy were encouraged to attend and participants included some prominent decision-makers but also, in general, lower status groups such as women, youth and migrants. Although anxiety about the anticipated loss of land and resources such as *mahampy* due to mining activity was expressed, these were seen as future issues with more concern being expressed for the existing and increasing loss of vital livelihood resources, notably lobster and fish, *mahampy* and forest species. The main causes of decline of these resources were cited as "selfish, unthinking behaviour", such as lack of control of fires used for pasture regeneration and non-traditional practices such as use of diving equipment for lobster fishing.

Given this acute concern about the declining availability of resources, sharpened by uncertainty about the impact of future mining activity on the environment (and consequently on livelihoods), a joint decision was taken by Azafady and the community to develop an environmental action plan in order to address the key issues faced by the community. A committee would be established to develop the action plan, to coordinate all community natural resource management efforts and to act as a point of contact for external stakeholders with an interest in natural resource use or management. Named the Miaro Committee, the group would be comprised of an equal representation of five people from each hamlet, include a gender ratio of three men to two women (locally determined as appropriate) and contain representatives of all existing environmental-oriented community groups including the COBA and fishermen's associations. These criteria were decided upon by the community and a well-publicised and well-attended community meeting, facilitated by Azafady, ensured that the process of proposing and electing the committee members was transparent and democratic and not dominated by elites.

The community action plan was elaborated by the Miaro Committee over a series of meetings facilitated by Azafady. The plan included activities to improve the overall management of natural resources, for example ways to enforce the forest and marine *dina* and the clearing of firebreaks, as well as ideas to reduce pressure on existing resources, for example the creation of a community nursery, the extension and management of an afforestation site, the cultivation and sustainable management of a *mahampy* reed bed and the development of alternative sources of income such as ecotourism guiding.

Prior to starting to elaborate the plan, the committee had reviewed and analysed existing management structures and aimed to align the activities in the plan with these or, where necessary and feasible, to amend them. This latter was the case for the marine *dina* which, since not linked to a management transfer, are not bound by the legal restrictions associated with GCF contracts. This meant that the Miaro Committee could spearhead efforts to amend the *dina* through a community-led process in order to respond to widespread concerns about declining lobster stocks. In the case of forest management, the presence of the Sainte Luce *Chef* COBA on the Miaro Committee helped to ensure that the Miaro plan complemented the existing COBA management plan. However, the committee faced challenges when the implementation of ideas for updating or introducing new rules for forest management was constrained by the existing COBA management plan or the *Dina Be*, changes to which must follow set legal procedures. These challenges were, to some extent, addressed by the fact that the *Chef* COBA and the rest of the committee were able to raise their ideas for amending the *dina* directly with QMM (who oversees the process of revising the *Dina Be*) and other COBAs at the stakeholder platform described below. In this sense, the Miaro Committee serves a crucial bridging function between the community and external decision-makers, representing a wide range of ideas and concerns, and with the backing of village authorities, local and regional government authorities and QMM. Though it could be argued that the COBA could and perhaps should play this role, in Sainte Luce, Azafady's participatory research concluded that a new body with the ability to more accurately represent community interests across all natural resources and with no

history with or links to QMM, would be better placed to serve this function.

The overriding aim was not to produce a 'donor-friendly' plan but to use the process of identifying key concerns and corresponding actions to address these, to build the group's capacity in teamwork, decision-making and analytical skills, core skills that would enable them to implement dynamic and responsive activities on an ongoing basis. Once the committee had finished elaborating the action plan, meetings were held to enable the village head and the rest of the community to provide their input into the plan. This was a vital step in ensuring community validation and ownership of the plan and it also provided opportunities for highly inclusive discussion and debate about environmental concerns and potential solutions.

A stakeholder platform was established comprising village, Communal and Regional ministry representatives, QMM, the lobster company Martin Pêcheur and the eco-hotel, Miaro Committee members and community representatives from surrounding villages who rely on the natural resources around Sainte Luce. Prior to the first meeting, Azafady consulted with each stakeholder individually in order to explain the aim of the platform – to provide a forum for meaningful communication between all natural resource stakeholders, including, notably, community members. In convening all stakeholders to engage in discussion over mutual and divergent interests in resources, the intention was to create opportunities to recognise the importance of collaborating and sharing responsibility. With the exception of the annual meeting of FIMPIA and its advisors, which in past years has not always taken place, the Miaro platform is the first forum to exist in which village representatives can engage with other resource users and managers and have a voice in decision making.

Miaro Committee members presented their action plan at a stakeholder platform meeting in December 2012 and received the support and encouragement of the authorities to execute the planned activities. The implementation of the plan started in January 2013, funded by Azafady, and a participatory monitoring system was integrated within the initiative to strengthen community ownership of resources and to motivate the community to continue engaging in resource management activities. A simplified monitoring framework aimed to capture both positive and negative changes in the environment and to build a shared understanding of these changes through group analysis with the Miaro Committee and then with the wider community. The framework does not focus only on monitoring the activities in the Miaro action plan since this would allow for too limited an analysis, but rather looks broadly at all environmental changes in the Sainte Luce area and uses analysis of these changes to determine priority actions. Monitoring takes place biannually and the information generated is presented at stakeholder platform meetings with the aim of communicating to external stakeholders key areas of concern and progress and thus facilitating focused discussions on actions which can be taken, collaboratively or by individual stakeholder groups, to improve resource management.

DISCUSSION

In spite of its picture postcard appeal, Sainte Luce's ecosystems are deteriorating at an alarming rate. Pressure from population growth, immigration, climate change, and unsustainable

practices such as commercial logging and the use of diving equipment in lobster fishing, are causing changes in the natural environment which raise questions about its ability to sustain the local population into the future (Ingram et al. 2005, Consiglio et al. 2006, Hannah et al. 2008, Hogg et al. 2013). As is the case elsewhere in Madagascar (Evers et al. 2013, von Heland and Folke 2014), socioeconomic processes and norms in Sainte Luce are strongly interlinked with surrounding ecosystems. For most households, the sea, the land and the forest are the cornerstones of their livelihoods, providing for their daily income and subsistence needs as well as having important cultural significance. Focus groups conducted by Azafady revealed, for example, that *mahampy* is the most highly valued land-based natural resource, according to both men and women, since it is customary to use it as a shroud for corpses and no other material has the same significance. "It is important in death as well as in life", according to one community member. The links between nature and society for people in Sainte Luce go far beyond a mere practical dependence. As a vast body of literature shows, there are intrinsic connections between Malagasy people and the land, mediated through complex ancestral traditions, which are highly distinct from the prevailing dichotomised conception of human and natural systems (Middleton 1999, Hanson 2007, Andrianirina et al. 2011, Evers et al. 2013).

The linking of social and ecological systems inherent in ACM offered a useful conceptual reference for an approach to improving environmental governance in Sainte Luce. Whilst it is too early to assess whether any lasting changes will result from the initiative, a management model based on ACM principles, and emerging from the community's own reflections on the integrated nature of their lives and the environment, was seen to offer the flexibility and inclusiveness which the pre-existing resource management model had lacked. The approach's focus on participatory monitoring and regular, structured reflection, also offered a way for communities to better understand the impact of both usage and management activities on ecosystems, and to better respond to potential negative impacts caused by unsustainable harvesting practices, natural or climatic forces or future mining activity.

With reference to the latter, it could be argued that the social and environmental impacts of the future QMM operation are likely to be so significant that they will result in fundamental changes of a negative nature to both ecosystems and social structures. In other words, the mine will cause changes that undermine any potential increase in resilience that the ACM governance model has brought about. Indeed, critics of ACM have suggested that a key weakness of the approach lies in its failure to take account of the broader economic context, including extractive industry projects which, by their nature, decrease resilience and lead to ecological and institutional collapse (Nadasdy 2007). This criticism, however, is not pertinent in the Sainte Luce case since consideration of the broader economic and political environment was precisely one of the reasons that ACM, with its focus on collaboration, adaptation and learning, was seen as a useful conceptual framework for the approach taken. ACM takes as its starting point the uncertainty of the future and it is this element which makes it particularly relevant to contexts such as Sainte Luce. Although we can speculate about the impacts of the mine by looking at precedents, the precise nature of these impacts, including when and where they

will be felt, remain uncertain and therefore adaptability is key. Moreover, the 'collaboration' element of ACM was seen as vital if attempts were to be made to shift the balance of power out of the hands of QMM and elite community members and into the hands of a more representative group who, though lacking the legal standing of the COBA or QMM in management structures, acquired some level of authority through having the respect and buy-in of both community members and external stakeholders.

Azafady therefore sought to create the conditions which would promote community ownership and allow a more collaborative and adaptive governance to emerge. Three key elements of ACM theory were particularly instructive in supporting this process: (i) the emergence of multiple and innovative institutions; (ii) monitoring, learning and adaptive management, and (iii) cross-scale collaboration and trust building. The remainder of this section examines the ways in which these elements in particular aimed to bring about a shift towards more resilient social-ecological systems in Sainte Luce.

MULTIPLE AND INNOVATIVE INSTITUTIONS. As the lowest-level institution in a complex and bureaucratic web of forest administration, the COBA lacks organisational flexibility. Most decisions require approval by the NAP management committee (FIMPIA), the state forest administration and, in the case of Sainte Luce, QMM (as promoters of the NAP). Being so firmly embedded in Malagasy environmental legislation, there is little potential to replace the COBA with an alternative institution. However, in establishing the Miaro Committee, a complementary system was able to be implemented, which could be more adaptive to changing conditions and priorities, whilst still working within existing management structures such as the GCF.

The mandate of the Miaro Committee is different but complementary to that of the COBA. Whereas the COBA is actively involved in the day-to-day management of the forest, including issuing and checking exploitation permits, the Miaro Committee's role is to coordinate efforts to improve management across all resources including marine, forest, river and land. Most of their activities fall outside the normal remit of the COBA, for instance the establishment and maintenance of a community nursery or the piloting of a *mahampy* reed bed. While these activities *could* have been undertaken by the COBA, the existence of, and communication between, multiple, overlapping institutions has been found to build resilience through a process of shared experimentation and learning (Armitage et al. 2009, Huitema et al. 2009). The presence of the *Chef* COBA on the Miaro Committee has indeed facilitated the exchange of ideas and information, particularly in regard to *dina* enforcement and monitoring. Coordination between the two groups has also promoted transparency, serving to strengthen both institutions, as evidenced by the Sainte Luce COBA's nomination as the most effective COBA in Ambatoatsignana in a 2013 contest supported by QMM.

The ability of communities to self-organise, particularly in response to environmental problems, is an indicator of social resilience (Olsson et al. 2004, Folke 2006). A Venn diagram exercise conducted at the beginning of the participatory assessment indicated that very few community groups existed in Sainte Luce and that virtually none were active, suggesting low levels of social capital and self-organisation. During the course of Project Miaro, signs of increased self-organisation started to show. Following the community meeting at which the action

plan was presented and community environmental concerns debated, a youth group formed independently in the hamlet of Manafiafy in order to address water, sanitation and village cleanliness issues. This prompted the emergence of two other youth groups to work on similar issues across the village. The three groups have remained active, in spite of virtually non-existent financial support, and in addition to pursuing their own aims, have worked with the Miaro Committee in the implementation of activities such as maintenance of the afforestation site and firebreak clearance. Whilst it is hard to conclusively connect the emergence of these groups to Miaro activities and meetings, some community members did see a link between the two. As one member of a youth association commented, "The meetings which Azafady held helped us to think about the problems in our community and gave us the motivation to want to solve these problems ourselves so we set up this association".

Another example of self-organisation is the formation of a sea commission, comprised of 15 respected fishermen, which emerged in response to a need highlighted by the Miaro Committee and other community members to review and strengthen the enforcement of the marine *dina*. With the backing of the community, they have worked with the Miaro Committee on reviewing the *dina*, attaining ratification and developing systems to ensure that the rules are respected by community members and outsiders alike.

In this way, the focus on attaining genuine and broad-based participation and the facilitation of community analysis, debate and decision-making, has helped to foster an environment conducive to self-organisation and the emergence of innovative institutions. The community's concern for resource sustainability, their dissatisfaction with existing resource management structures and a willingness to address these issues helped to create the conditions for such mobilisation to take place. This is a key strength of this type of ACM approach. In contrast to government-led blueprint models such as the GCF or GELOSE management transfers, it allows for a strong element of community input and the emergence of institutions which are better suited to the local social and environmental situation. It is too early to assess whether the new institutional arrangement in Sainte Luce will be sustainable. It does, however, hold some promise for the future since groups have demonstrated an ability to learn from each other and to be adaptive to changing conditions and priorities – both key indicators of resilience and sustainability.

MONITORING, LEARNING AND ADAPTIVE MANAGEMENT.

In ACM, ecological feedbacks are monitored so that policies and management activities can be adapted to accommodate environmental changes (Armitage et al. 2009, Plummer 2009). Monitoring allows such changes to be observed and responded to before ecological thresholds are passed (Olsson et al. 2004). In addition to the adaptation function that monitoring serves, the increase in understanding of ecosystem dynamics that comes with communities conducting their own monitoring can serve to reinforce motivation to use and manage the resource more sustainably.

Within Project Miaro, the environmental action plan aimed to highlight current priorities and to initiate community action. Following ACM principles, the plan was not intended to be fixed, but rather is subject to change over time according to ecological feedbacks as well as to changing community priorities. Moni-

toring of the plan was therefore seen as essential not only to enable the community to assess and react to environmental changes but also to facilitate social learning about the causes of changes in natural resources and thus to promote a sense of community ownership.

Monitoring takes place within a Miaro Committee meeting and involves brainstorming of all positive and negative changes that have taken place in each resource, followed up by discussion and analysis of the means of verification (i.e., how we know there has been a change) and the causes and effects of the changes. In discussing the means of verification, the committee has been able to refer to two separate sets of participatory monitoring data. The first is forest monitoring conducted by the COBA, with the assistance of a QMM-appointed forestry technician. The second is lobster catch data collected by two community members appointed by the parastatal research body, *Unité de Recherche Langoustière* (URL), with whom the community and Azafady have collaborated to improve the sustainability of the lobster fisheries. Azafady is building the committee's capacity to keep records, for example, of nursery and afforestation site activities, which will also feed into monitoring analysis. However, in a community in which people interact very closely with their environment, hard data is not always necessary – simple observational monitoring can be sufficient if it is discussed and agreed upon.

This monitoring framework is a far cry from the advanced, often scientific, monitoring systems which are in place in northern ACM contexts. Indeed additional scientific monitoring, particularly of the forest and marine ecosystems, could help to verify community observations and support management decisions, and would certainly serve to strengthen the adaptive co-management structure. As such, steps are currently being taken by Azafady to develop scientific monitoring systems which are aligned with community priorities. However, the monitoring approach adopted thus far, with its focus on collective learning through group analysis and the sharing of results with the wider community and stakeholders, has been notably effective in building a shared understanding of resource dynamics and in informing changes to planned activities such as the increase in marine management initiatives following widespread concern for declining in lobster stocks. Both these elements are central to ACM arrangements and have been shown to contribute to adaptive capacity and social-ecological resilience (Folke et al. 2002).

TRUST-BUILDING AND COLLABORATION. Trust is an essential precursor to collaboration in any natural resource management initiative (Pretty and Ward 2001). Experience shows that successful co-management involves the building of trust, which often takes time (Olsson et al. 2004). Levels of trust in Sainte Luce prior to the project were found to be poor – both intra-community trust as well as community trust in external partners including QMM and Azafady (Azafady unpub. data). The participatory assessment helped to build community trust in Azafady as demonstrated through an increase in willingness to attend focus groups and a gradually more positive engagement with field agents. This trust served to increase community interest in discussions about resource management facilitated by Azafady, which in turn fuelled motivation to act.

One of the aims of establishing the stakeholder platforms was to promote direct communication between stakeholders

and hence to increase trust and collaboration. Collaboration necessitates dialogue and effective dialogue requires that both parties are speaking the same language, both literally and figuratively. In contrast to a local history of community meetings held by external stakeholders, at which plans or events are typically presented to local people in technical or difficult language, Miaro platform meetings have proactively supported non-elite community members to play a key role in proceedings, expressing their ideas and concerns in their own words and ensuring that all members are communicating at the same level. As a Miaro Committee member commented after presenting the action plan at the December 2012 stakeholder meeting, “It makes us feel stronger to stand up in front of them [QMM] and express our concerns and our ideas.”

The collaborative approach adopted within Project Miaro is serving to strengthen local institutions through information exchange and advice. One of the activities identified in the Miaro action plan was to trial the cultivation of a *mahampy* reed-bed in order to create a sustainable source of the economically important resource which is already threatened due to over-harvesting and wild fires, and it is likely that stocks will be further reduced by mining activity. With the construction of the mine in Mandena necessitating the clearing of land containing vital *mahampy* stocks (Kraemer 2012), QMM’s biodiversity team had worked with communities in that region to develop a *mahampy* plot to help increase availability of the resource. They offered to share their experiences with the Miaro Committee and, through a site visit and technical demonstration, the Miaro Committee was able to gather information which was used to create their own *mahampy* reed-bed in Sainte Luce.

In addition to vertical collaboration with more powerful or influential institutions, horizontal collaboration can also help to foster social learning and can increase understanding of social-ecological systems and how to manage them (Armitage et al. 2009). Through the stakeholder platforms, community level institutions (including the Miaro Committee and the COBAs from five *fokontany* bordering the NAP) have exchanged ideas and resolved common resource issues such as the persistent illicit harvesting of an endemic plant, *Ravenala madagascariensis*, by commercial operators. In support of horizontal information exchange and learning, community representatives from Sainte Luce have also been involved in a site visit to the successful locally-managed marine areas in Andavadoaka on the west coast of Madagascar, where they learnt about the benefits of marine reserves and how to enforce the rules. These lessons are now being put into practice in Sainte Luce in the development of a locally-managed marine protected area to support the ecological and economic sustainability of the lobster fisheries.

The focus on cross-scale collaboration in ACM stems from a recognition that environmental management may benefit from a combination of different knowledge systems – both traditional and scientific – and that responding effectively to social-ecological feedbacks requires the linking of social actors – horizontally and vertically – in governance arrangements (Olsson et al. 2004, Armitage et al. 2009). Whilst it seems that Miaro activities have helped to increase trust between the community and Azafady, there is a significant correlation between trust and the level of financial and organisational support dedicated to addressing community concerns, something which presents a challenge to Azafady due to the insecure nature of NGO funding streams. The

extent to which the project has helped to increase trust between the community and QMM is uncertain given the dynamic nature of trust and the difficulty of measuring it. QMM’s central role in resource management in Ambatoatsignana makes it all the more vital for them to establish and build community trust, since without this, collaborative conservation efforts are unlikely to succeed.

Collaboration is only useful if stakeholders are committed to open and honest discussion and negotiation. In the face of widely divergent interests, approaches and operational timeframes, meaningful collaboration in Sainte Luce has been challenging. Collaboration is also both resource intensive and logistically difficult. For these reasons, collaboration between non-community actors with an interest in Sainte Luce’s resources could and should be improved. As described above however, there has been some progress in this area and even more in terms of cross-scale connections linking community members to other useful actors increasing learning and strengthening management. With the future mining project likely to present ever more difficult decisions about natural resource management, it is vital that all stakeholders in the area continue to collaborate and to adopt an adaptive approach to management to build on the small but significant progress made to date.

CHALLENGES, LESSONS LEARNT AND THE ROAD AHEAD

The approach adopted by Azafady in Sainte Luce has aimed to facilitate a shift towards a more resilience-oriented model of governance. Drawing on ACM concepts and focusing on attaining broad-based community participation can be an effective way of increasing collaboration and creating a governance structure which corresponds to local social and ecological realities. Building resilience, however, takes time and requires the ongoing support of stakeholders. Although the Sainte Luce example displays promising indications of what an ACM-informed approach can achieve, there are numerous inherent limitations to such an approach and numerous challenges which must be overcome before it can be claimed that it can result in significant and lasting gains in social-ecological resilience. Some of the key challenges and lessons learnt are discussed below.

Scale: The *fokontany* of Sainte Luce was selected as the focus of Azafady’s project as a result of the organisation’s history in the village and its proximity to the NAP conservation zones and other forest fragments. However, it is not only the community of Sainte Luce which uses the natural resources located near to this village. Inhabitants of at least five other villages rely on forest and marine resources in question (Azafady unpub. data). Therefore, whilst other *fokontany* are included on the Miaro platform, it would have been preferable to conduct similar activities such as the participatory assessment and establishment of a resource management coordination committee in the surrounding villages in addition to Sainte Luce. Indeed, the process described here was useful as a pilot but it is rare that an ACM governance structure would focus on a single community. However, the core tenets of ACM – multi-stakeholder collaboration, adaptive management and a focus on learning – have nonetheless helped to inform a governance structure which has the capacity to better respond to and recover from future stresses, whether endogenous or exogenous. To what extent this capacity is realised depends strongly

on the continued collaboration of stakeholders and a commitment to ensuring genuinely inclusive decision-making informed by sound monitoring data. These elements have already proved challenging in Sainte Luce where diverse stakeholder interests persist and approaches to environmental governance are still not fully aligned. Azafady is continuing to support the community of Sainte Luce to address these issues and is likely to play a role in supporting community interests in natural resource management in the wider Ambatoatsignana area in future. The governance model for this area and the specific stakeholder roles within it are still being defined, but given its position as manager of the NAP, its role in creating biodiversity offset sites and its mining interests in the area, QMM holds considerable power to determine what this will look like. The need for the mining company, as well as other stakeholders, to draw on the lessons learnt from the Miaro experience is therefore key in ensuring that future strategies are effective in maximising the resilience of communities and ecosystems.

Monitoring: This is the backbone of adaptive management. The successful continuation of the project in Sainte Luce and beyond will require collaborating partners to work with communities to ensure that the participatory monitoring of resources continues and that it feeds into management decisions. In Sainte Luce, participatory monitoring should also be expanded to include other priority resources such as *mahampy* so that appropriate management strategies can be designed. There is a real need to increase scientific monitoring of ecosystems in order to ensure that resource management decisions enhance rather than erode ecological resilience. Azafady's conservation volunteer programme is well placed to support this but collaboration and information sharing with other partners will be essential.

In order to assess the impact of improved governance on social vulnerability, socio-economic monitoring of households should be introduced using the sustainable livelihoods framework or another holistic analysis tool. In order to avoid survey fatigue experienced in similar projects (e.g., Cripps and Harris 2009), a suitable participatory monitoring method should be designed. The combination of ecological and social monitoring, using both scientific methods and participatory tools which foster continued community learning, will enhance communities' adaptive capacity and support ongoing resilience-building.

Collaboration: Communicating the aims of Project Miaro both to the community and to other stakeholders was initially a major challenge which persisted due to the novelty of a participatory and collaborative approach in an area characterised by mistrust, non-collaboration and a history of top-down projects. Even after project aims were understood and mutually agreed, collaboration has remained challenging in view of the inevitably divergent agendas and work plans of the various private and public organisations operating in Sainte Luce. Although partners have affirmed their commitment to collaboration, the organisation of stakeholder meetings – both the entire platform and smaller coordination meetings – at a mutually convenient time has proven difficult and meetings are often postponed, leaving long gaps in communication. Continued meaningful collaboration requires all partners to recognise that considerable effort must be made on all sides to ensure that mutual benefit is reaped. It is this awareness which will help to ensure that the

new institutional structure persists and that it continues to improve local environmental governance.

CONCLUSION

In Sainte Luce, as in numerous other contexts in Madagascar and beyond, the combination of multiple complex factors operating within one small social-ecological landscape increases the certainty that the future is uncertain. Change is definite, therefore adaptation is critical. Systems must be established which help to build social-ecological resilience to enable both communities and ecosystems to cope with change. Such systems are, however, slow to develop. In Sainte Luce, concerted effort from all stakeholders will be required to nurture the nascent spirit of stakeholder collaboration and learning in the pursuit of more sustainable and equitable resource governance.

In describing the case of Sainte Luce, we have sought to demonstrate that simply involving local people in natural resource management is not sufficient to meet the challenges presented by complex and dynamic social-ecological contexts. We have highlighted the need for a more nuanced and considered approach which takes account of the interconnectivity of people's lives and the environment, the need for social learning for sustainability and the advantage of combining different types of knowledge and institutions in creating adaptive and sustainable management structures.

It should be emphasised that there was no intention to create an ACM system; such a system cannot be created but rather emerges from existing structures (Olsson et al 2004). Indeed, with limited financial and human resources, Azafady's aim was not to implement a full adaptive co-management system. Rather it was to draw on ACM concepts to guide the provision of support for improved resource management which would enable both the community and ecosystems to better withstand future changes in their environment. ACM was therefore utilised as an underlying approach rather than being a goal in and of itself. In outlining the approach taken by Azafady in Sainte Luce, therefore, as well as the strengths and limitations of such an approach, we have brought to light experience which can be drawn on by others working to support effective and sustainable environmental management in complex and dynamic contexts.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors would like to thank the staff of ONG Azafady and Azafady UK, in particular those directly involved in Project Miaro: Emahalala Rayonné Ellis, Randrianantenaina Mbola Sylvestre, Andriamifidisoa Rinah, Zafison Théophile and Remboho Judicaël Thècle, Mark Jacobs and Lisa Bass. We are also grateful to the anonymous reviewers and the editors for their helpful comments and suggestions. Finally, we would like to acknowledge the donors whose generous funding enabled the implementation of Project Miaro: AusAID and SmartFish/FAO/EU.

REFERENCES

- Adger, W.N. 2000. Social and ecological resilience: Are they related? *Progress in Human Geography* 24, 3: 347–364. (doi:10.1191/030913200701540465)
- Adger, W. N. 2006. Vulnerability. *Global Environmental Change* 16, 3: 268–281. (doi:10.1016 /j.gloenvcha.2006.02.006)
- Agrawal, A. and Ribot, J. 1999. Accountability in decentralisation: A framework with South Asian and West African cases. *Journal of Developing Areas* 33, 4: 473–502.

- ALT (Andrew Lees Trust) and Panos. 2009. *Voices of Change: Oral Testimony of the Antanosy People*. Andrew Lees Trust and Panos London. Available at <<http://andrew-leestrust.org/hepa.htm>>
- Andrianirina, R. R., Ramarojohn, L., Burnod, P. and Teyssier, A. 2011. After Daewoo? Current Status and Perspective of Large Land Scale Acquisitions in Madagascar. *Observatoire du Foncier à Madagascar*, CIRAD, International Land Coalition, Rome. Available at <<http://www.observatoire-foncier.mg/downloads/After-Daewoo-engl-2011.pdf>>
- Antona, M., Motte Biénabe, E., Salles, J. M., Péchard, G., Aubert, S. and Ratsimbarison, R. 2004. Rights transfers in Madagascar biodiversity policies: Achievements and significance. *Environment and Development Economics* 9, 6: 825–847. (doi:10.1017/S1355770X04001640)
- Armitage, D., Plummer, R., Berkes, F., Arthur, R. I., Charles, A. T., et al. 2009. Adaptive co-management for social-ecological complexity. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7, 2: 95–102. (doi:10.1890/070089)
- Bezanson, K., Gérin, J., Jolly, A. and Rajaobelina, L. 2012. Report of the International Advisory Panel, 2012 Mission, 12–24 September 2012. Available at <<http://www.riotintomadagascar.com/english/summary.asp>>
- Carpenter, S. R., Walker, B. H., Anderies, J. M. and Abel, N. 2001. From metaphor to measurement: resilience of what to what? *Ecosystems* 4, 8: 765–781. (doi:10.1007/s10021-001-0045-9)
- CIFOR (Center for International Forestry Research). 2008. Info brief No. 13. Available at <http://www.cifor.org/publications/pdf_files/infobrief/013-infobrief.pdf>
- Cinner, J. E., Daw, T. M., McClanahan, T. R., Muthiga, N., Abunge, C., et al. 2012. Transitions toward co-management: The process of marine resource management devolution in three east African countries. *Global Environmental Change* 22, 3: 651–658. (doi:10.1016/j.gloenvcha.2012.03.002)
- Colchester, M. 1994. Sustaining the forests: The community-based approach in South and South-East Asia. *Development and Change* 25, 1: 69–100. (doi:10.1111/j.1467-7660.1994.tb00510.x)
- Colfer, C. J. P. 2005. The complex forest: Communities, uncertainty, and adaptive collaborative management. Resources for the Future and Center for International Forestry Research, Washington, D.C.
- Conley, A. and Moote, M. A. 2003. Evaluating collaborative natural resource management. *Society and Natural Resources* 16, 5: 371–386. (doi:10.1080/08941920390190032)
- Consiglio, T., Schatz, G. E., McPherson, G., Lowry II, P.P., Rabenantoandro, J., Rogers, R. R. and Rabehevitra, D. 2006. Deforestation and plant diversity of Madagascar's littoral forests. *Conservation Biology* 20, 6: 1799–1803 (doi:10.1111/j.1523-1739.2006.00562.x)
- Corson, C. 2011. Territorialization, enclosure and neoliberalism: Non-state influence in struggles over Madagascar's forests. *Journal of Peasant Studies* 38, 4: 703–726. (doi:10.1080/03066150.2011.607696)
- Cripps, G. and Harris, A. 2009. Community Creation and Management of the Velondriake Marine Protected Area. Blue Ventures Conservation, London. Available at: <<http://www.blueventures.org/conservation-reports/community-creation-and-management-of-the-velondriake-marine-protected-area.html>>
- Diaw, M. C., Aseh, T. and Prabhu, R. (eds.) 2009. *In Search of Common Ground: Adaptive Collaborative Management in Cameroon*. Center for International Forestry Research. Bogor, Indonesia.
- Evers, S. 2005. Trumping the ancestors: The challenges of implementing a land registration system in Madagascar. In: *Competing Jurisdictions – Settling Land Claims in Africa*. S. Evers, M. Spierenburg and H. Wels (eds.) pp 223–242. Koninklijke Brill NV, Leiden, The Netherlands.
- Evers, S. J. T. M., Campbell, G. and Lambek, M. 2013. Land competition and human-environment relations in Madagascar. In: *Contest for Land Madagascar – Environment, Ancestors and Development*. S. J. T. M. Evers, G. Campbell and M. Lambek (eds.) pp 1–20. Koninklijke Brill NV, Leiden, The Netherlands.
- Folke, C. 2006. Resilience: The emergence of a perspective for social-ecological systems analyses. *Global Environmental Change* 16, 3: 253–267. (doi:10.1016/j.gloenvcha.2006.04.002)
- Folke, C., Carpenter, S., Elmqvist, T., Gunderson, L., Holling, C. S. and Walker, B. 2002. Resilience and sustainable development: Building adaptive capacity in a world of transformations. *AMBIO* 31, 5: 437–440. (doi:10.1579/0044-7447-31.5.437)
- Fritz-Vietta, N., Rottger, C. and Stoll-Kleemann, S. 2009. Community-based management in two biospheres in Madagascar – distinctions and similarities: What can be learned from different approaches? *Madagascar Conservation & Development* 4, 2: 86–97. (doi:10.4314/mcd.v4i2.48648)
- Ganzhorn, J. U., Lowry II, P. P., Schatz, G. E. and Sommer, S. 2001. The biodiversity of Madagascar: One of the world's hottest hotspots on its way out. *Oryx* 35, 4: 346–348. (doi:10.1046/j.1365-3008.2001.00201.x)
- Grumbine, E. 1994. What is ecosystem management? *Conservation Biology* 8, 1: 27–38. (doi:10.1046/j.1523-1739.1994.08010027.x)
- Hannah, L., Dave, R., Lowry II, P. P., Andelman, S., Andrianarisata, M., et al. 2008. Climate change adaptation for conservation in Madagascar. *Biology Letters* 4, 5: 590–594 (doi:10.1098/rsbl.2008.0270)
- Hanson, P. 2007. Governmentality, language ideology and the production of needs in Malagasy conservation and development. *Cultural Anthropology* 22, 2: 244–284. (doi:10.1525/can.2007.22.2.244)
- Hanson, P. W. 2012. Toward a more transformative participation in the conservation of Madagascar's natural resources. *Geoforum* 43, 6: 1182–1193. (doi:10.1016/j.geoforum.2012.03.005)
- Harris, A. R. 2011. Out of sight but no longer out of mind: A climate of change for marine conservation in Madagascar. *Madagascar Conservation & Development* 6, 1: 7–14. (doi:10.4314/mcd.v6i1.68058)
- Hockley, N. J. and Andriamarivololona, M. M. 2007. The economics of community forest management in Madagascar: Is there a free lunch? USAID, Antananarivo, Madagascar. Available at <http://pdf.usaid.gov/pdf_docs/pnadi290.pdf>
- Hogg, F., Funnel, S., Shrum, M., Ellis, E. R. and Tsimijaly, L.H. 2013. The useful palms of Sainte Luce: Implications for local resource availability and conservation. *Palms* 57, 3: 133–144.
- Holling, C. S. 1986. The resilience of terrestrial ecosystems: Local surprise and global change. In: *Sustainable development of the biosphere*. W. C. Clark and R. E. Munn (eds.) pp 292–317. Cambridge University Press, Cambridge.
- Holling, C.S. 2001. Understanding the complexity of economic, ecological and social systems. *Ecosystems* 4, 5: 390–405. (doi:10.1007/s10021-001-0101-5)
- Horning, N. R. 2008. Strong support for weak performance: Donor competition in Madagascar. *African Affairs* 107, 428: 405–431. (doi:10.1093/afraf/adn036)
- Horning, N. R. 2012. Debunking three myths about Madagascar's deforestation. *Madagascar Conservation & Development* 7, 3:116–119. (doi:10.4314/mcd.v7i3.3)
- Huitema, D., Mostert, E. Egas, W., Moellenkamp, S., Pahl-Wostl, C. and Yalcin, R. 2009. Adaptive water governance: Assessing the institutional prescriptions of adaptive (co-) management from a governance perspective and defining a research agenda. *Ecology and Society* 14, 1: 26. Available at <<http://www.ecologyand society.org/vol14/iss1/art26/>>
- Ingram, J. C., Whittaker, R. J., Dawson, T. P. 2005. Tree structure and diversity in human-impacted littoral forests, Madagascar. *Environmental Management* 35, 6: 779–798. (doi:10.1007/s00267-004-0079-9)
- IUCN. 2013. The IUCN Red List. Available at <<http://iucnredlist.org/>>
- Kasperson, J. X., Kasperson, R. E. and Turner, B. L. 1995. *Regions at Risk: Comparisons of Threatened Environments*. United Nations University Press, New York.
- Kraemer, A. 2012. Whose forests, whose voices? Mining and community-based nature conservation in southeast Madagascar. *Madagascar Conservation & Development* 7, 2S: 87–96. (doi:10.4314/mcd.v7i2S.5)
- Kull, C. A. 2002. Madagascar aflame: Landscape burning as peasant protest, resistance, or a resource management tool? *Political Geography* 21, 7: 927–953. (doi:10.1016/S0962-6298(02)00054-9)
- Lowry II, P. P., Randriatafika, F. and Rabenantoandro, J. 2008. Conservation status of vascular plant species from the QMM/Rio Tinto mining area at Mandena, Tolagnaro (Fort Dauphin) region, southeast Madagascar. *Madagascar Conservation & Development* 3, 1: 55–63. (doi:10.4314/mcd.v3i1.44137)
- Marcus, R. R. and Kull, C. 1999. Setting the stage: The politics of Madagascar's environmental efforts. *African Studies Quarterly* 3, 2: 1–8.
- Middleton, K. (ed.) 1999. *Ancestors, Power and History in Madagascar*. Koninklijke Brill NV, Leiden, The Netherlands.

- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A. B. and Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853–858. (doi:10.1038/35002501)
- Nadasdy, P. 2007. Adaptive co-management and the gospel of resilience. In: *Adaptive Co-management: Collaboration, Learning and Multi-level Governance*. D. Armitage, F. Berkes and N. Doubleday (eds.) pp 208–227. UBC Press, British Columbia.
- Norris, S. 2006. Madagascar defiant. *BioScience* 56, 12:960–965. (doi:10.1641/0006-3568(2006)56[960:MDJ]2.0.CO;2)
- Olegario, R., Harvey, W. and Mueller, M. 2012. QMM/Rio Tinto in Madagascar, Case A: Protecting the island's biodiversity, Oxford University Centre for Corporate Reputation, Oxford University, Oxford.
- Olsson, P., Folke, C. and Berkes, F. 2004. Adaptive co-management for building resilience in social-ecological systems. *Environmental Management* 34, 1: 75–90. (doi:10.1007/s00267-003-0101-7)
- Plummer, R. 2009. The adaptive co-management process: An initial synthesis of representative models and influential variables. *Ecology and Society* 14, 2: 24. Available at <<http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss2/art24/>>
- Plummer, R. and Armitage, D. R. 2009. Charting the new territory of adaptive co-management: A Delphi study. *Ecology and Society* 12, 2: 10. Available at <<http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss2/art10/>>
- Plummer, R. and Fitzgibbon, J. 2004. Co-management of natural resources: A proposed framework. *Environmental Management* 33, 6: 876–885. (doi:10.1007/s00267-003-3038-y)
- Pollini, J. and Lassoie, J. P. 2011. Trapping farmer communities within global environmental regimes: The case of the GELOSE legislation in Madagascar. *Society and Natural Resources* 24, 8: 814–830. (doi:10.1080/08941921003782218)
- Pretty, J. and Ward, H. 2001. Social capital and the environment. *World Development* 29, 2: 209–227. (doi:10.1016/S0305-750X(00)00098-X)
- Raik, D. 2007. Forest management in Madagascar: An historical overview. *Madagascar Conservation & Development* 2, 1: 5–10. (doi:10.4314/mcd.v2i1.44123)
- Raik, D. and Decker, D. 2007. A multi-sector framework for assessing community-based forest management: Lessons from Madagascar. *Ecology and Society* 12, 1: 14. Available at <<http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss1/art14/>>
- Ramasinoro, A. A. 2010. Etude d'impact environnemental relative à la création de la nouvelle aire protégée d'Ambatoatsinanana. Ministère de l'Environnement et des Forêts. Government of Madagascar.
- Ribot, J. C. 2002. African Decentralization: Local Actors, Powers and Accountability. United Nations Research Institute for Social Development, Geneva, Switzerland.
- Rio Tinto. 2008. Rio Tinto and Biodiversity, Achieving Results on the Ground. Rio Tinto, London. Available at <<http://www.riotinto.com/documents/ReportsPublications/RTBiodiversitystrategyfinal.pdf>>
- Rio Tinto. 2013. About QMM. <<http://www.riotintomadagascar.com/english/about/QMM.asp>> accessed 27 August 2013.
- Sabatini, G., Salley, S., Ramanamanjato, J.-B. 2007. A review of the spiny lobster fishery in the Tolagnaro (Fort-Dauphin) Region. In: *Biodiversity, Ecology and Conservation of Littoral Ecosystems in Southeastern Madagascar, Tolagnaro (Fort Dauphin)*. J. U. Ganzhorn, S. M. Goodman and M. Vincelette (eds.) pp 299–308. Smithsonian Institution, Washington, D.C.
- Sandy, C. 2006. Real and imagined landscapes: Land use and conservation in the Menabe. *Conservation and Society*. 4, 2: 304–324.
- Seagle, C. 2012. Inverting the impacts: Mining, conservation and sustainability claims near the Rio Tinto/QMM ilmenite mine in southeast Madagascar. *Journal of Peasant Studies* 39, 2: 447–477. (doi:10.1080/03066150.2012.671769)
- Smith, S. M., Shepherd, D. D. and Dorward, P. T. 2012. Perspectives on community representation within the Extractive Industries Transparency Initiative: Experiences from south-east Madagascar. *Resources Policy* 37, 2: 241–250. (doi:10.1016/j.resourpol.2011.01.001)
- Temple, H. J., Anstee, S., Ekstrom, J., Pilgrim, J.D., Rabenantoandro, J., Ramanamanjato, J.-B., Randriatafika, F. and Vincelette, M. 2012. Forecasting the path towards a Net Positive Impact on biodiversity for Rio Tinto QMM. IUCN, Gland, Switzerland. Available at <<https://portals.iucn.org/library/efiles/edocs/2012-049.pdf>>
- UNDP. 2013. Human Development Report 2013. The Rise of the South: Human Progress in a Diverse World. United Nations Development Program, Geneva. Available at <<http://www.pk.undp.org/content/dam/pakistan/docs/HDR/UNDP-PK-HDR-GLOBAL-2013.pdf>>
- Vincelette, M., Dean, L. and Ganzhorn, J. U. 2007. The QMM/Rio Tinto project history in Tolagnaro and its social and environmental concepts. In: *Biodiversity, Ecology, and Conservation of Littoral Ecosystems in Southeastern Madagascar, Tolagnaro (Fort Dauphin)*. J.U. Ganzhorn, S.M. Goodman and M. Vincelette (eds.) pp 1–8. Smithsonian Institution, Washington, D.C.
- von Heland, J. and Folke, C. 2014. A social contract with the ancestors – culture and ecosystem services in southern Madagascar. *Global Environmental Change* 24: 251–264. (doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2013.11.003)
- Walker, B. H., Holling, C. S., Carpenter, S. R. and Kinzig, A. P. 2004. Resilience, adaptability and transformability in social-ecological systems. *Ecology and Society* 9, 2: 5. Available at <<http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss2/art5/>>
- Wollenberg, E., Edmunds, D. and Buck, L. 2000. Using scenarios to make decisions about the future. *Landscape and Urban Planning* 47, 1–2: 65–77. (doi:10.1016/S0169-2046(99)00071-7)
- World Bank. 2013. Measuring the Impact of the Political Crisis. <<http://www.worldbank.org/en/news/feature/2013/06/05/madagascar-measuring-the-impact-of-the-political-crisis>> accessed 20 August 13.

SHORT NOTE

<http://dx.doi.org/10.4314/mcd.v9i1.6>

Approche expérimentale de l'utilisation de glyphosate dans le contrôle de *Melaleuca quinquenervia* (Myrtaceae), une espèce envahissante dans la réserve communautaire de la forêt d'Analalava-Foulpointe (Madagascar)

Cyprien Miandrimanana¹, Nirina Solovavy¹,
Rajohanesa Marinkasandrata¹ and Christopher B.
Birkinshaw¹

Correspondence:

Cyprien Miandrimanana
Missouri Botanical Garden, Madagascar Research & Conservation
Program, Madagascar.
E-mail: cyprien.miandrimanana@mobot-mg.org

RÉSUMÉ

Le Niaouli *Melaleuca quinquenervia* est une des espèces envahissantes les plus agressives à Madagascar et elle gagne de plus en plus de terrain en colonisant des milieux marécageux autour de la Nouvelle Aire Protégée de la forêt d'Analalava Foulpointe. L'inquiétude sur son envahissement augmente, et même si l'éradication paraît d'ores et déjà impossible, il convient de trouver dès maintenant une solution efficace pour contrôler son expansion jusqu'à l'aire protégée. Seul le contrôle chimique peut être envisagé pour cette espèce qui fait preuve d'une grande résilience face à la coupe et au feu. Cette étude vise à identifier le meilleur protocole d'utilisation de glyphosate dans le contrôle de l'invasion de *M. quinquenervia* dans la forêt d'Analalava Foulpointe. Cinq solutions de glyphosate de concentrations différentes, S1 (0g/l), S2 (90g/l), S3 (180g/l), S4 (270g/l) et S5 (360g/l) ont été testées sur 200 individus, soit 40 individus pour chaque solution. Les solutions de glyphosate sur la surface coupée du tronc d'un individu ont été appliquées soit au pinceau, soit au pulvérisateur. Des suivis ont été faits pendant quatre mois, observant l'état des individus traités et l'impact du traitement sur les plantes ligneuses environnantes. La plupart des individus traités sont morts, présentant plus de 85% de taux de mortalité. Certaines plantes non ciblées ont été touchées (19% des individus recensés), quel que soit la concentration en ingrédient actif de glyphosate et l'équipement utilisés. De cette expérience, le meilleur protocole d'utilisation de glyphosate est la concentration de 90g/l de l'ingrédient actif appliquée sur la surface coupée d'un tronc traité en utilisant un pinceau.

ABSTRACT

Melaleuca quinquenervia, one of the most aggressive invasive species in Madagascar, gains more and more ground and colonizes wetland environments around the New Protected Area of

the Analalava forest in Foulpointe. Concerns over its invasion increase and even if eradication seems already impossible, we must now find an effective solution to control its expansion towards the protected area. Only chemical control may be considered for this species, given its resilience to cutting and fire. This study aims at identifying the best protocol for the use of glyphosate in controlling the invasion of *M. quinquenervia* in the Analalava forest in Foulpointe. Five solutions of different concentrations of glyphosate, S1 (0g/l), S2 (90g/l), S3 (180g/l), S4 (270g/l), and S5 (360g/l) were tested on 200 individuals, or 40 individuals for each solution. Glyphosate solutions were applied on the cut surface of the trunk of an individual using either a brush or a sprayer. The controls were done for four months by observing the status on treated individuals and the impacts of the treatment on non-target plants. Most individuals treated are dead, showing an 85% rate mortality. Some non-target plants were affected (19% of the surveyed ones), regardless of the concentration of active ingredient glyphosate and of the equipment used. From these experiments, the best protocol for the glyphosate use is a concentration of 90g/l of the active ingredient applied to the cut surface of the trunk treaty using a brush.

INTRODUCTION

Depuis *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*, le célèbre et prémonitoire livre de Charles Elton, paru en 1958, l'écologie des invasions biologiques est devenue une science importante qu'il s'agisse du contrôle de l'invasion ou de la gestion des espèces envahissantes en faisant intervenir de multiples disciplines (Richardson et al. 2008, Simberloff et al. 2012). Les espèces invasives, également appelées espèces envahissantes, sont des espèces animales ou végétales non originaires de l'écosystème dans lequel elles ont été déplacées intentionnellement ou par inadvertance. Par la suite, elles ont colonisé le milieu au détriment des espèces indigènes (Kümpel

¹ Missouri Botanical Garden, Madagascar Research & Conservation Program, Madagascar.

¹¹ Institut Supérieur de Sciences, Environnement et Développement Durable (ISSEDD) ex-GRENE, Université de Toamasina, Madagascar.

et Baillie 2007). Le *Millennium Ecosystem Assessment (MEA)* a considéré que l'invasion biologique est la deuxième cause de diminution de la diversité biologique au niveau mondial, après la modification des habitats par l'Homme (MEA 2005). Les impacts de l'invasion sur la biodiversité concernent surtout la rupture des fonctions écologiques des écosystèmes indigènes, comme par exemple l'altération des habitats, le changement de structure originelle des écosystèmes et la menace de disparition des espèces autochtones. L'invasion biologique a aussi des impacts négatifs sur l'économie mondiale, au moins pour certains pays concernés comme les USA où les dommages financiers et le coût de contrôle des espèces envahissantes ont pu atteindre jusqu'à 138 milliards de dollars par an (Emerton et Howard 2008).

À Madagascar, l'Office Nationale pour l'Environnement (ONE 2007) a recensé une soixantaine d'espèces allogènes et répertoriées comme envahissantes. Cependant, l'état des connaissances sur l'impact de ces plantes envahissantes sur la biodiversité naturelle est encore limité et il n'y a presque pas d'exemples de projets qui visent à contrôler ces espèces. Parmi les plantes listées par l'ONE se trouve *Melaleuca quinquenervia*, de la famille des Myrtaceae. Cette plante est actuellement abondante dans les zones marécageuses autour de la forêt d'Analalava Foulpointe, une forêt dense humide sempervirente de basse altitude, série à *Anthostema* (Euphorbiaceae) et à Myristicaceae (Koechlin 1974), ou alternativement classée comme forêt dense humide selon Moat et Smith (2007). D'une superficie d'environ 224 hectares, la forêt abrite neuf espèces de plantes vasculaires localement endémiques et 23 espèces de palmiers. Elle constitue un refuge important pour des espèces animales comme *Eulemur albifrons*, et pour une énorme colonie de chauve-souris (*Pteropus rufus*) (Missouri Botanical Garden 2012). Cinq rivières prennent leur source dans cette forêt et ces rivières alimentent les rizières et marais des zones alentour (Tournier 2009).

En 2004, des botanistes de Missouri Botanical Garden (MBG) ont visité cette forêt d'Analalava pour découvrir qu'elle était menacée de destruction totale par l'extraction anarchique du bois, l'agriculture itinérante et les feux sauvages. Par conséquent, en 2005, l'organisation a lancé un projet de conservation à base communautaire pour conserver dans son intégralité la flore et la faune dans ces écosystèmes naturels en favorisant progressivement l'implication de la communauté locale. De 2006 à 2014, la forêt d'Analalava a été régie par un statut de protection temporaire, sous l'arrêté interministériel n°16072/2006-MINENVEF/MEM du 13 octobre 2006 et renouvelé en 2010. En 2014, les processus d'obtention du statut définitif en qualité de Nouvelle Aire Protégée étaient en cours. Le projet de conservation de la forêt d'Analalava a fait beaucoup de progrès dans la réduction des menaces représentées par l'exploitation du bois, l'agriculture itinérante et les feux sauvages, mais les espèces exotiques envahissantes comme *Melaleuca quinquenervia* sont abondantes sur le site et leurs nombres semblent être en augmentation. Il n'est malheureusement pas possible de tuer cet arbre en coupant simplement son tronc car la souche régénère rapidement. Cette régénération rapide est liée à la vigueur de son système racinaire (Geary et Woodall 1990).

Dans l'optique de réduire l'expansion de la population de *Melaleuca quinquenervia* dans la forêt d'Analalava, il est nécessaire d'établir une technique adéquate et appropriée pour

contrôler son envahissement dans cette forêt. La recherche décrite dans cet article a été entreprise dans l'objectif d'aider le gestionnaire de la forêt d'Analalava à élaborer un meilleur protocole d'utilisation du glyphosate pour lutter efficacement contre la propagation de cette plante. Il s'agissait d'identifier le meilleur protocole pour l'utilisation du glyphosate dans la lutte contre l'envahissement de *M. quinquenervia* dans la forêt d'Analalava. Trois questions se sont posées : 1) Quelle concentration minimum de glyphosate est nécessaire pour tuer au moins 80% des individus de *M. quinquenervia* traités ? 2) Quelle méthode d'application (pinceau ou pulvérisateur) est la plus efficace pour causer la mort des plantes traitées ? 3) Quels sont les impacts du traitement sur les plantes environnantes non ciblées ?

SITE D'ÉTUDE

La forêt d'Analalava se trouve sur la Commune rurale de Mahavelona-Foulpointe, District de Toamasina II dans la Région Atsinanana, entre les latitudes Sud 17°41' et 17°42', et les longitudes Est 49°26' et 49°27' (Figure 1). Se trouvant sur la façade orientale de Madagascar, cette forêt jouit d'un climat de plaine côtière bénéficiant de précipitations abondantes apportées par les alizés du Sud-est. Les précipitations moyennes annuelles étaient de 2 774 mm réparties sur 208 jours entre 2008 et 2012. La région est plus arrosée entre les mois de janvier et avril, et le pic de précipitations se situe au mois de mars. À partir du mois de mai, les précipitations diminuent et le mois d'octobre est le moins pluvieux. La température moyenne annuelle était de 28,6°C ; la température moyenne des mois les plus froids était de 23,75°C, ressentie à partir du mois de juillet jusqu'en octobre ; celle du mois le plus chaud était de 31°C en janvier (Missouri Botanical Garden 2012). Le site d'étude centré sur E049°27'33.3", S17°42'23.0", et 78m d'altitude est localisé juste en dehors de la forêt d'Analalava. Dans cette zone, le sol est de type sablonneux et la végétation est dominée par *Melaleuca quinquenervia*, *Grevillea banksii* et *Litsea glutinosa*, et occasionnellement associée à des arbres et arbustes indigènes comme *Macaranga obovata*, *Burasaia madagascariensis*, *Xylopia buxifolia* ou *Clerodendron* sp. Ce site a été choisi car il abritait une grande population de *M. quinquenervia* dans une zone réduite où les conditions environnementales (sol, topographie, hydrologie, structure de la végétation) sont homogènes.

MATÉRIELS ET MÉTHODE D'ÉTUDE

MATÉRIEL BIOLOGIQUE : *Melaleuca quinquenervia* (Cav.) S.

T. Blake. Connu sous les noms malgaches *Kininindrano*, *Kininibonaky*, *Olimanitra*, le Niaouli rencontré à Madagascar

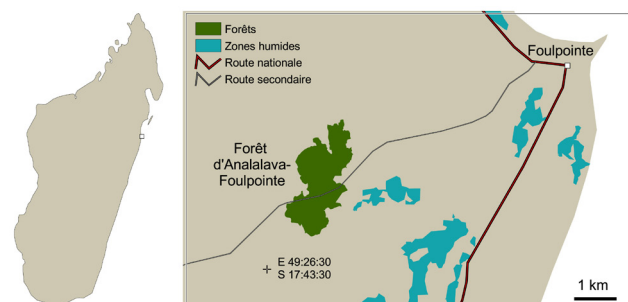


FIGURE 1. Localisation de la forêt d'Analalava-Foulpointe.

appartient à l'espèce *Melaleuca quinquenervia* (Cav.) S. T. Blake de la famille des Myrtaceae (Blake 1968). La plante est originaire des pays de l'Ouest du Pacifique, de l'Australie aux Philippines, en Nouvelle-Guinée et en Nouvelle-Calédonie (Craven 1999). Elle a été introduite et plantée à Madagascar comme essence de reboisement dans les lagunes du littoral oriental (Cabanis et al. 1970). C'est un arbre de petite à moyenne taille, avec un tronc couvert de nombreuses couches d'écorces ignifuges de couleur blanche, et qui possède un système racinaire traçant avec plusieurs racines secondaires. Les feuilles simples de petites surfaces ont cinq nervures parallèles et renferment des cellules à essence dans le parenchyme lacuneux. Les fleurs blanches odorantes sont regroupées dans des inflorescences à faux épis allongés et cylindriques. Les fruits sont secs, capsulaires et déhiscents (Cherrier 1981). C'est une plante monoïque et, dans son habitat naturel, elle est pollinisée par des insectes, principalement par *Apis mellifera* (Geary et Woodall 1990). Après floraison, 30 à 70 fruits capsulaires sont formés et chaque fruit contient en moyenne 264 graines (Alexander et Hofstetter 1975). La durée de vie de ces graines dans le sol varie de 10 à 24 mois (Rayamajhi et al. 2002). La plante est peu exigeante et se rencontre quasiment dans tous les types de formations végétales depuis le niveau de la mer jusqu'à 800 m d'altitude. Elle est abondante et dominante voire envahissante dans les zones marécageuses (Holliday 1989). Elle accepte tous les types de substrat sauf les sols issus des roches ultrabasiqes (Hofstetter 1991).

CHOIX DES INDIVIDUS À TRAITER. Afin d'uniformiser les conditions des individus à traiter, certains critères de choix ont été adoptés. Le diamètre de la tige des individus devait être compris entre deux et dix centimètres. Le nombre de ramifications de base (moins de cinq) était aussi un critère. Les individus traités ne devaient pas être des rejets ou des souches. Au total, 200 individus de *M. quinquenervia* ont été étudiés. Ces individus ont été coupés avec une machette à une hauteur moyenne de 20 cm du sol, cinq minutes avant le traitement.

MATÉRIEL CHIMIQUE : LE GLYPHOSATE 360 SL.

Le glyphosate est un herbicide à large spectre systémique. Il est absorbé par les feuilles et les tiges (mais pas les racines) et est diffusé dans toute la plante par le phloème (Franz et al. 1997). L'action primaire de glyphosate est d'inhiber l'enzyme 5-énolpyruvylshikimate-3-phosphate synthase (EPSPS) : un enzyme chloroplastique localisé dans la voie de l'acide shikimique des plantes (Della Cioppa et al. 1986). Quoique la dérive aérienne du glyphosate puisse tuer les plantes non ciblées, ce produit chimique est relativement immobile dans la plupart de l'environnement du sol en raison de sa forte adsorption aux particules du sol et car il ne peut être absorbé par les racines (Schuette 1998). Dans cette étude, le glyphosate est utilisé avec une concentration de l'ingrédient actif de 360g par litre d'eau, il a été dilué pour avoir cinq solutions différentes S1, S2, S3, S4 et S5 de concentration de l'ingrédient actif de glyphosate respectivement de 0g/l (seulement de l'eau), de 90g/l (dilution à 75%), de 180g/l (dilution à 50%), de 270g/l (dilution à 25%) et de 360g/l (produit sans dilution supplémentaire).

CHOIX DE GLYPHOSATE. De nombreux types d'herbicides ont été utilisés auparavant pour le contrôle de *Melaleuca quinquenervia*, y compris 2,4,5-TP (Silvex), le diuron, le 2,4-D, le glyphosate (Laroche 1999, Langeland 2002). Le glyphosate a été choisi de préférence à d'autres herbicides pour son profil toxi-

cologique (Monsanto 2011). Il est considéré comme présentant peu de risques pour les animaux (Fishel et al. 2006) et n'est pas interdit à Madagascar (MINAGRI 2011).

ÉQUIPEMENT D'APPLICATION DE GLYPHOSATE : PINCEAU ET PULVÉRISATEUR. Pour chaque individu traité, une quantité de 50 ml d'une des solutions est appliquée sur la surface coupée du tronc en utilisant soit un pinceau, soit un pulvérisateur. Une quantité de 50 ml de la solution par individu a été jugée suffisante pour couvrir toute la surface du tronc coupé quel que soit la taille et le nombre de branches de l'individu traité. Au total, 10 traitements différents ont été effectués, chaque traitement a été appliqué sur un échantillon de 20 individus de *Melaleuca quinquenervia*. L'herbicide a été appliqué au cours des journées pour lesquelles la pluie n'était pas prévue pendant au moins six heures après l'application. Des précipitations immédiatement après l'application pouvaient en effet emporter l'herbicide et anéantir son efficacité (Vival 2009). Les traitements avaient une durée de quatre mois (de janvier à avril 2013) et pendant les suivis, les plantes ont été considérées comme mortes lorsque l'individu présentait une dessiccation sur le tronc avec une séparation de l'écorce sur le bois. En revanche, la présence d'une seule souche ou d'un seul bourgeon montrait que l'individu était vivant.

EFFET SECONDAIRE DU GLYPHOSATE SUR LES PLANTES VOISINES. Pour étudier l'impact des traitements sur les plantes ligneuses aux alentours des individus traités (plantes non ciblées), un quadrat de 1m x 1m a été monté en plaçant l'individu traité au centre. Dans ce quadrat, toutes les plantes ligneuses présentes (plantules ou adultes) ont été identifiées et comptées. La mortalité de ces plantes non ciblées a été basée sur la chute des feuilles et le flétrissement de bourgeons terminaux. Les plantes ligneuses non ciblées et sensibles au traitement pouvaient ainsi être connues au terme de cette étude.

RÉSULTATS

Les résultats du traitement sur les individus de *Melaleuca quinquenervia* sont résumés dans le Tableau 1. Ce tableau montre que les individus traités avec les solutions S2, S3, S4 et S5 en utilisant pinceau ou pulvérisateur accusent un taux de mortalité d'au moins 85%. En revanche, tous les individus traités avec la solution S1 ont vigoureusement donné des souches.

Certaines plantes non ciblées ont été touchées, quel que soit la concentration en ingrédient actif de glyphosate et l'équipement utilisés (Tableau 1). L'impact est remarquable (aux environs de 30%) pour les plantes autour des individus traités avec le pulvérisateur. De plus, l'impact est élevé (près de 40%) dans le cas où le glyphosate n'avait pas été dilué (S5). Dans l'ensemble, l'impact se montre relativement faible (19%) même si le taux de mortalité des plantes touchées par le glyphosate peut s'élever à 46% (Supplementary Material). Huit espèces de plantes non ciblées au traitement ont été répertoriées comme les plus sensibles au glyphosate. Tous les individus d'*Anthocleista amplexifolia* et *Dracaena reflexa* ont été tués et plus de 40% des individus de *Harungana madagascariensis* (41%), de *Phyllippia florumbida* (54%) et de *Macaranga obovata* (54%) étaient morts.

DISCUSSION

Nos résultats sur le taux de mortalité des individus de *Melaleuca quinquenervia* sont comparables à ceux de Langeland (2002)

TABLEAU 1. Effet du glyphosate sur les individus de *Melaleuca quinquenervia* et les plantes voisines non ciblées

Traitement		<i>Melaleuca quinquenervia</i>	Plantes non ciblées dans les quadrats		
Protocole	Dilution	Taux de mortalité (%)	Nombre	Nombre des plantes affectées	Taux de mortalité (%)
Pinceau	S1 : 0g/l	0	13	0	0
	S2 : 90g/l	85	26	3	12
	S3 : 180g/l	100	48	0	0
	S4 : 270g/l	95	93	12	13
	S5 : 360g/l	95	38	14	37
Pulvérisateur	S1 : 0g/l	0	27	0	0
	S2 : 90g/l	90	16	6	38
	S3 : 180g/l	95	43	10	23
	S4 : 270g/l	95	46	15	33
	S5 : 360g/l	100	37	14	38
			387	74	19

qui a obtenu 100% de mortalité en utilisant du *Roundup Pro* (glyphosate 356g/L avec de surfactant) dilué à 50% et sans dilution. Le taux de mortalité élevé des plantes non ciblées avec le pulvérisateur peut être dû à l'infime quantité de glyphosate vaporisée pendant le traitement. Cet effet a également été décrit par Schuette (1998).

La mortalité des plantes non ciblées à côté des individus traités au pinceau a été inattendue et difficile à expliquer. L'herbicide a été appliqué avec soin sur les individus ciblés, de sorte qu'il n'est pas envisagé que le produit chimique ait été appliqué par erreur, hasard ou mégarde sur les plantes voisines. Habituellement, quand le glyphosate entre dans le sol il est fortement adsorbé par les particules du sol et ne peut pas être absorbé par les racines des plantes voisines (Glass 1987). Selon Ghassemim et al. (1981), des graines peuvent même germer sur un sol traité au glyphosate et aucun impact n'a été enregistré sur la germination de ces graines. Cependant, Neumann et al. (2006) ont noté que les sols très sableux n'adsorbent pas fortement le glyphosate et dans ces circonstances, ce produit chimique pourrait rester libre plus longtemps dans le sol et pourrait donc être absorbé par les racines des plantes voisines (Cornish 1992). Ainsi, la mortalité des individus non ciblés pourrait être due à la nature du sol du site d'expérimentation qui est de type sablonneux. Une autre explication possible de ce résultat est la circulation systémique de l'herbicide dans les racines des plantes traitées à la racine des plantes non ciblées avoisinantes au moyen de greffes racinaires (Bormann 1966, Lev-Yadun et Sprugel 2011). Les greffes racinaires sont communes entre les individus de la même espèce mais rarement signalées entre des individus d'espèces différentes (Tarroux et DesRochers 2011). Ici, les espèces les plus sensibles n'appartiennent pas au genre *Melaleuca* ni à la famille des Myrtaceae. Cet effet inattendu du glyphosate sur les plantes voisines mérite des études plus approfondies. En particulier, il serait intéressant de comparer l'impact du glyphosate sur des jeunes plants poussant sur un sol sablonneux par rapport à ceux qui se trouvent sur un sol argileux en imprégnant directement le glyphosate sur le sol. Il serait également opportun de réitérer l'expérience décrite ici et, lorsque la mortalité d'une plante non-ciblée adjacente à une plante traitée est observée, il conviendrait d'étudier la présence des nodules de greffes racinaires entre plantes traitées et plantes non traitées touchées.

La mortalité des plantes non ciblées poussant au voisinage des individus traités est un effet secondaire important de l'utilisation du glyphosate dans le contrôle de l'invasion de *Melaleuca quinquenervia*. Néanmoins, le gestionnaire de la forêt d'Analava pourrait considérer que cet effet est moins grave que les impacts négatifs associés à l'inaction pour contrôler cette plante envahissante. Si la gestion du site préconisait un contrôle chimique en utilisant ce glyphosate, le protocole à retenir sera la solution S2 contenant 90g de l'ingrédient actif de glyphosate par litre appliquée au pinceau sur la surface coupée du tronc traité. Cette approche permettra d'atteindre un taux de mortalité élevé de *M. quinquenervia* tout en minimisant le coût d'achat de l'herbicide ainsi que le taux de mortalité des plantes ligneuses voisines des individus traités.

CONCLUSION

Le glyphosate (360 g/l) est efficace pour tuer *Melaleuca quinquenervia* et ce même à faible concentration (90g/l). L'efficacité du pulvérisateur et du pinceau est comparable dans le traitement des individus cibles. En revanche, l'application par pulvérisateur a causé beaucoup plus de mortalité accidentelle et non désirée des plantes avoisinantes par rapport au traitement au pinceau. Selon cette étude, le meilleur protocole pour l'utilisation de glyphosate dans le contrôle de *M. quinquenervia* en tenant compte de son efficacité, son prix, et de ses impacts sur les plantes ligneuses avoisinantes, est d'utiliser le glyphosate à une concentration de 90g par litre, appliqué au pinceau sur la surface coupée du tronc. Il est souhaitable d'essayer une concentration encore plus faible (i.e. moins de 90g/l) qui pourrait être efficace pour tuer *M. quinquenervia*.

REMERCIEMENTS

La présente étude a été menée en collaboration avec la Gestion de Ressources Naturelles et Environnement (GRENE) de l'Université de Toamasina, l'association communautaire dite Velonala à Foulpointe et financée dans son intégralité par Missouri Botanical Garden à Madagascar. Nous présentons nos vifs remerciements à James Aronson, Christian Camara et Ralisa Andriamahavita pour leur aide dans la réalisation de nos travaux. Nous tenons également à remercier trois rapporteurs anonymes qui nous ont permis d'améliorer sensiblement une première version de cette contribution. L'obtention de permis de

recherche et l'organisation administrative et financière ont été facilitées par Jeannie Raharimampionona, Anselme Tilahimena que nous remercions ici. La réalisation des travaux sur le terrain n'aurait pas été possible sans les aides de Gervais, Lakandambo et Zézé. Nos remerciements vont également à tous les membres de l'association Velonala à Foulpointe.

RÉFÉRENCES

- Alexander, T. R. & Hofstetter, R. H. 1975. Some current ecological aspects of *Melaleuca quinquenervia* (Cav.) Blake in southern Florida. Presented at Florida Academy of Science. 41st Annual Meeting, Lakeland FL. Disponible <<http://www.apms.org/japm/vol41/v41p98.pdf>>
- Blake, S. T. 1968. A revision of *Melaleuca leucadendron* and its allies (Myrtaceae). Contribution to the Queensland Herbarium 1: 1–114.
- Borrmann, F. H. 1966. The structure, function, and ecological significance of root grafts in *Pinus strobus* L. Ecological Monographs 36: 1–26. (doi:10.2307/1948486)
- Cabanis, Y., Cabanis, L. et Chabouis, F. 1970. Végétaux et Groupements Végétaux de Madagascar et des Mascareignes. Tome 1. Bureau pour le Développement de la Production Agricole, Tananarive.
- Cherrier, J. F. 1981. Les Essences Forestières Exploitable en Nouvelle Calédonie : Botanique, Technologie, Usages. Service des Eaux et Forêts, Paris.
- Cornish, P. S. 1992. Glyphosate residues in a sandy soil affect tomato transplants. Australian Journal of Environmental Agriculture 32, 3: 395–399. (doi:10.1071/EA9920395)
- Craven, L. A. 1999. Behind the names: the botany of tea tree, cajuput and niaouli. In: Tea Tree: The Genus *Melaleuca*. I. Southwell & R. Lowe (eds.), pp 11–28. Hardwood Academic Publishers.
- Della-Cioppa, G., Bauer, S. C., Klein, B. K., Shah, D. M., Fraley, R. T. & Kishore, G. 1986. Translocation of the precursor of 5-enolpyruvylshikimate-3-phosphate synthase into chloroplasts of higher plants in vitro. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 83: 6873–6877. (doi:10.1073/pnas.83.18.6873)
- Elton, C. S. 1958. The Ecology of Invasions by Animals and Plants. Methuen, London.
- Emerton, L. et Howard, G. 2008. Une Trousse à Outils de l'Analyse Économique des Espèces Envahissantes. Global Invasive Species Programme, Nairobi, Kenya. Disponible <http://www.issg.org/pdf/publications/GISP/Guidelines_Toolkits_BestPractice/Emerton&Howard_2008_FR.pdf>
- Fishel, F., Ferrell, J., MacDonald G. & Sellers B. 2006. Herbicides: How Toxic Are They? Pesticide Information Office, Florida Cooperative Extension Service, Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida. Disponible <<http://edis.ifas.ufl.edu>>
- Franz, J. E., Mao, M. K. & Sikorski, J. A. 1997. Glyphosate: A Unique Global Herbicide. American Chemical Society Monograph 189. American Chemical Society, Washington DC.
- Geary, T. F. & Woodall, S. L. 1990. *Melaleuca*. In: Silvics of North America: Volume 2. Hardwoods. Agricultural Handbook 654. R. M. Burns & B. H. Honkala (eds.), pp 906–915. United States Department of Agriculture (USDA), Forest Service, Washington, DC. Disponible <http://www.na.fs.fed.us/spfo/pubs/silvics_manual/volume_2/silvics_v2.pdf>
- Ghassemi, M., Fargo, L., Painter, P., Quinlivan, S., Scofield, R. & Takata, A. 1981. Environmental Fates and Impacts of Major Forest Use Pesticides. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Pesticides and Toxic Substances. Washington, DC.
- Glass, R. L. 1987. Adsorption of glyphosate by soils and clay minerals. Journal of Agricultural and Food Chemistry 35, 4: 497–500. (doi:10.1021/jf00076a013)
- Hofstetter, R. H. 1991. The current status of *Melaleuca quinquenervia* in southern Florida. In: Proceedings of the Symposium on Exotic Pest Plants, Miami, Florida, November 2–4, 1988. T. D. Center, R. F. Doren, R. L. Hofstetter, R. L. Myers & L. D. Whiteaker (eds.), pp 159–176. National Park Service, Denver, CO.
- Holliday, I. 1989. A Field Guide to Melaleucas. Hamlyn Australia.
- Koechlin J., Guillaumet, J.-L. et Morat, P. 1974. Flore et Végétation de Madagascar. J. Cramer, Vaduz.
- Kümpel, N. F. & Baillie, J. E. M. 2007. Options for a Global Indicator on Trends in Invasive Alien Species. Report to the Secretariat of the Convention on Biological Diversity. Montreal. January 2007 update. Disponible <<http://www.bipindicators.net/LinkClick.aspx?fileticket=YW1CVNpCQ80%3D&tabid=80&mid=693>>
- Langeland, K. 2002. Evaluation of three Glyphosate products for controlling adventitious sprouting of *Melaleuca* and Brazilian Pepper tree stumps. Wildland Weeds 5, 4: 4–7. Disponible <<http://www.se-eppc.org/wildlandweeds/pdf/Fall2002-Langeland-pp4-7.pdf>>
- Laroche, F. B. 1999. *Melaleuca* Management Plan: Ten Years of Successful Melaleuca Management in Florida 1988–1998. Florida Exotic Pest Plant Council. Disponible <http://www.fleppc.org/manage_plans/mplan.pdf>
- Lev-Yadun, S. & Sprugel, D. 2011. Why should trees have natural root grafts? Tree Physiology 31, 6: 575–578. (doi:10.1093/treephys/tpr061)
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington DC. Disponible <<http://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>>
- Ministère de l'Agriculture 2011. Arrêté interministériel n° 45. 555/2011 portant interdiction d'importation, de distribution, de vente, d'utilisation et de produits chimiques relevant du secteur industriel. Antananarivo, Madagascar.
- Missouri Botanical Garden (MBG). 2012. Annual report, Madagascar Research and Conservation Program, Conservation Unit.
- Moat, J. & Smith, P. 2007. Atlas of the Vegetation of Madagascar. Royal Botanical Gardens, Kew, UK.
- Monsanto. 2011. Roundup Pro, Biactive Herbicide: Product Information Guide. Monsanto, Cambourne, Cambridge, UK.
- Neumann, G., Kohls, S., Landsberg, E., Stock-Oliveira, S. K., Yamada, T. & Römheld, V. 2006. Relevance of glyphosate transfer to non-target plants via the rhizosphere. Journal of Plant Diseases and Protection Special Issue XX: 963–969.
- Office National de l'Environnement (ONE). 2007. Tableau de bord environnemental.
- Rayamajhi, M. B., Purcell, M. F., Van, T. K., Center, T. D., Pratt, P. D. & Buckingham, G. R. 2002. Australian paperbark tree. In: Biological Control of Invasive Plants in the Eastern United States. R. Van Driesche, B. Blossey, M. Hoddle, S. Lyon & R. Reardon (eds.), pp 117–138. U.S. Forest Service, Morgantown, West Virginia.
- Richardson, D. M. & Pysek, P. 2008. Fifty years of invasion ecology – the legacy of Charles Elton. Diversity and Distributions 14, 2: 161–168. (doi:10.1111/j.1472-4642.2007.00464.x)
- Schuette, J. 1998. Environmental fate of glyphosate. Environmental Monitoring & Pest Management : 1–13. Disponible <<http://www.cdpr.ca.gov/docs/emon/pubs/fatememo/glyphos.pdf>>
- Simberloff, D., Martin, J.-L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D. A. et al. 2013. Impacts of biological invasions: What's what and the way forward. Trends in Ecology & Evolution 28, 1: 58–66. (doi:10.1016/j.tree.2012.07.013)
- Tarroux E. & DesRoches A. 2011. Effect of natural root grafting on growth response of Jack pine (*Pinus banksiana*; Pinaceae). American Journal of Botany 98: 967–974.
- Tournier, T. 2009. Cartographie du réseau hydrographique de l'aire protégée d'Analava Foulpointe. Rapport de fin d'étude en Master 2 Pro « Dynamique des Ecosystemes Aquatiques », Université de Pau et des pays de l'Adour. <<http://master-dynea.unive-peu.fr/>> téléchargé le 1^{er} février 2014.
- Vival. 2009. Glyphosate 360g/l, produit pour les professionnels : respecter les conditions d'emploi. Belchim Crop Protection France SA.

SUPPLEMENTARY MATERIAL.

AVAILABLE ONLINE ONLY.

TABLE S1. Liste des plantes non ciblées sensibles au glyphosate.

IMPRESSUM

Madagascar Conservation and Development is the journal of Indian Ocean e-Ink. It is owned by this institution and its production is its own responsibility.

EDITOR-IN-CHIEF

Lucienne Wilmé [Missouri Botanical Garden, Madagascar]

EXECUTIVE EDITORS

Patrick O. Waeber [Madagascar Wildlife Conservation, Switzerland]

Charlie J. Gardner [University of Kent, UK]

Marion Langrand [Sciences Po., France]

EDITORS

Jonah Ratsimbazafy [Durrell Wildlife Conservation Trust, Madagascar], Carel van Schaik [University of Zurich, Switzerland], Ute Radespiel [TiHo Hannover, Germany], Harison Rabarison [University of Antananarivo, Madagascar], Daniela B. Raik [Conservation International, Madagascar], Jean-Solo Ratsisompatrarivo [DAI, Madagascar], Chris Birkinshaw [Missouri Botanical Garden, Madagascar], Herilala Randriamahazo [Wildlife Conservation Society, Madagascar], Lily-Arison Rene de Roland [The Peregrine Fund, Madagascar], Joleen Timko [University of British Columbia, Canada], Porter P. Lowry II [Missouri Botanical Garden, USA/France], Marie Jeanne Raherilalao [Vahatra, Madagascar], Joerg U. Ganzhorn [University of Hamburg, Germany], Nadia Rabesahala Horning [Middlebury College, USA], Genese M. Sodikoff [Rutgers University, USA], Miguel Pedrono [Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement, France], Sandra J. T. M. Evers [University of Amsterdam, The Netherlands], Julian Glos [University of Hamburg, Germany], Rémi A. Ratsimbazafy [WWF Madagascar], David A. Burney [National Tropical Botanical Garden, Hawaii, USA], Alison F. Richard [University of Cambridge, UK and Yale University, USA], Frank Glaw [Zoologische Staatssammlung München, Germany], Neal J. Hockley [Bangor University, UK], Maarten J. de Wit [University of Cape Town, South Africa], John S. Sparks [American Museum of Natural History, USA], Tsilavo Raharimahefa [Laurentian University, Canada], François Moutou [French mammal society SFEPM and French agency for sanitary security ANSES, France], Paul Smith [Royal Botanic Gardens Kew, UK], Michel Sartori [Musée cantonal de zoologie, Switzerland], Pascal Danthu [Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement, France], Natalie Vasey [Portland State University, USA], Paulina D. Jenkins [The Natural History Museum, UK], Wilson R. Lourenço [Muséum national d'Histoire naturelle, France], Lolona Ramamonjisoa [Silo National des Graines Forestières, Madagascar], Justin Moat [Royal Botanic Gardens Kew, UK], Melanie L. J. Stiassny [American Museum of Natural History, USA], Roger Edmond [University of Antananarivo, Madagascar], Kazuhiro Eguchi [Kyushu University, Japan], Laurie R. Godfrey [University of Massachusetts, USA], Jean-Pierre Sorg [ETH Zurich, Switzerland], Jeffrey C. Kaufmann [University of Southern Mississippi, USA], Christian A. Kull [Monash University, Australia], Matthieu Le Corre [Université de La Réunion, La Réunion], Jean-Laurent Pfund [Center for International Forestry Research CIFOR, Madagascar], Sheila O'Connor [WWF, USA], Barry Ferguson [University of East Anglia, UK].

COPY EDITORS

Julian Cooke [Anglo-Malagasy Society, UK], Trevor G. Jones [Blue Ventures, Madagascar], Christian Camara [Missouri Botanical Garden, Madagascar], Finella Pescott [FAO, Thailand], Suzi Malan [University of British Columbia, Canada], Derek Schuurman [UK], Arnaud De Grave [University of British Columbia, Canada].

TRANSLATIONS

Ralisa Andriamahavita [Madagascar], Raphaël D. Chavardès [University of British Columbia, Canada]

COVER PICTURE

L'unique plantation de thé de Madagascar à Sahambavy près de Fianaranstoa by Claude Thouvenin.

LAYOUT EDITOR

Christine Buerki [Madagascar Wildlife Conservation, Canada]

FOUNDER EDITORS

Patrick O. Waeber [Madagascar Wildlife Conservation, Switzerland], Daniel C. Hänni [Jane Goodall Institute Switzerland]

JOURNAL INFORMATION

All journal related information for authors, reviewers, readers and sponsors is available online at <http://www.journalmcd.com>.

ISSN 1662-2510

Madag. conserv. dev.