

TABLE DES MATIERES

RESUME	i
ABSTRACT	ii
FAMINTINANA	iii
TABLE DES MATIERES	iv
LISTE DES TABLEAUX	v
LISTE DES FIGURES	v
LISTE DES CARTES	v
LISTE DES ACRONYMES	v
INTRODUCTION	1
METHODOLOGIE	2
1- Etat des connaissances	2
2- Problématique	5
3- Hypothèses de recherche	6
4- Méthodes	6
4-1- Description de la zone d'étude	6
4-2- Entretien avec les personnes ressources	11
4-3- Inventaire floristique	11
4-4- Analyse et traitement des données	14
RESULTATS	15
1- Composition floristique	15
2- Diversité et structure	18
DISCUSSION	19
1- Changements au niveau de la composition floristique	19
2- Diversité et structure post feu	22
3- Recommandation	25
CONCLUSION	27
BIBLIOGRAPHIE	29
WEBOGRAPHIE	31
ANNEXES	a
Annexe 1 : Cortèges floristiques	a
Annexe 2 : Noms scientifiques des espèces rencontrées	b

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1: données climatiques de la station météorologique de Fenoarivo Atsinanana 1951-1981	9
Tableau 2: liste des cinq espèces les plus abondantes au niveau des strates supérieures.....	16
Tableau 3: liste des cinq espèces les plus dominantes au niveau des strates supérieures	16
Tableau 4: indices de Jaccard au niveau de la strate supérieure.....	18
Tableau 5: indices de Jaccard au niveau de la strate intermédiaire	18
Tableau 6: paramètres de structure et de diversité des forêts intacte et brûlée	19
Tableau 7: cortège floristique au niveau de la strate supérieure.....	a
Tableau 8: cortège floristique au niveau de la strate intermédiaire	a
Tableau 9: liste des noms scientifiques des espèces rencontrées	b

LISTE DES FIGURES

Figure 1: triangle du feu	2
Figure 2: anomalies saisonnières des températures moyennes.....	10
Figure 3: anomalies saisonnières des quantités de précipitations.....	10
Figure 4: schéma du dispositif d'inventaire	12

LISTE DES CARTES

Carte 1: localisation de la NAP Tampolo.....	7
Carte 2: zonage de la NAP Tampolo et localisation des types de végétations.....	8
Carte 3: emplacement des placettes d'inventaire	13

LISTE DES ACRONYMES

DGE : Direction Générale de la Météorologie

ESSA : Ecole supérieure des Sciences Agronomiques

FAO : Food and Agriculture Organization

NAP : Nouvelle Aire Protégée

SAPM : Système des Aires Protégées de Madagascar

UICN : Union Internationale pour la Conservation de la Nature

INTRODUCTION

Entre 2003 et 2012, plus de 67 millions d'hectares de forêts ont été brûlées chaque année dans le monde (Van Lierop et al, 2015). Si les forêts de résineux dans les pays comme le Canada, les Etats Unis et l'Australie sont les plus réputées et les plus connues en matière de perte de couverture forestière provoquée par des feux, les forêts tropicales peuvent être également victime de ces types de feux. Quand bien même l'ampleur des feux dans les forêts tropicales n'atteigne pas une grande surface, les dégâts laissés après leur passage sont considérables. Dans les forêts naturelles tropicales, l'effet du passage du feu ne se limite pas seulement à la perte de biomasse végétale mais également à la perte de diversité biologique. Madagascar renferme plusieurs types de forêts naturelles qui se distinguent chacune par une faune et une flore caractéristiques. Parmi les forêts naturelles malgaches, les forêts littorales font partie des celles aux plus faibles superficies, au même titre que les mangroves et les forêts sclérophylles. Déjà, en 1996, ces forêts ne s'étendaient que sur une superficie de 56.732 Ha, soit 0.48% des forêts naturelles malgaches (Balgobin & Andriamarozaka, 2016). Actuellement, les forêts naturelles littorales sont en constante réduction, menaçant de disparition la biodiversité qu'elles renferment.

La réserve de Tampolo représente un fragment des forêts littorales orientales malgaches. La diversité et la richesse en flore et en faune, ainsi qu'un taux d'endémisme élevé font d'elle une forêt à préserver. En effet, plusieurs menaces à la fois anthropiques et naturelles pèsent sur cette forêt (ESSA-Forêts, 2015). Les principales menaces d'origine anthropique pour la conservation de la biodiversité de la forêt de Tampolo sont les coupes illicites effectuées par les populations locales. Elles sont proportionnelles à la demande croissante en bois et au niveau du pouvoir d'achat (ESSA-Forêts, 2015). Les perturbations naturelles majeures dont sont victime l'écosystème forestier de Tampolo sont les cyclones, les espèces envahissantes mais également le feu. La forêt de Tampolo a été fréquemment touchée par des feux de forêts ces 10 dernières années. La végétation temporairement inondée a été touchée par des feux récents de 2012, 2016 et de 2018. Le feu ne paraît pas pouvoir attaquer et détruire la forêt dense humide. Cependant, une saison exceptionnellement sèche peut favoriser la formation et l'extension des feux forestiers. L'estimation de l'effet du feu sur la forêt temporairement inondée consiste à comparer les végétations intactes et les végétations touchées par le feu, notamment au niveau de la composition floristique, de la diversité et de la structure. La présente étude a pour objectif l'analyse des effets du feu sur les strates supérieures ($h > 1,3\text{m}$) de la forêt temporairement inondée.

Ce travail suivra une démarche IMReD composée de trois parties. Tout d'abord, la méthodologie adoptée pour la conduite de l'étude sera abordée dans la première partie. Ensuite, les résultats seront présentés et interprétés dans la seconde partie. Enfin, la dernière partie sera consacrée aux discussions.

METHODOLOGIE

1- Etat des connaissances

Un feu de forêt est « une combustion qui se développe sans contrôle dans l'espace et dans le temps, qui s'alimente de tous les combustibles possibles et qui se propage jusqu'à l'épuisement de ceux-ci. » (Trabaud, 1992). Pour qu'il y ait inflammation et combustion, trois facteurs doivent être réunis, chacun en proportion convenable : un combustible, une source externe de chaleur et de l'oxygène nécessaire pour alimenter le feu (figure1).

Ces trois facteurs conditionnent également :

- L'intensité du feu : force physique exercée par le feu par unité de surface et de temps
- La sévérité du feu : effet du feu sur les organismes et sur la matière organique au sol
- Le type de feu : feu de sol couvant, feu de surface, feu de cime



Figure 1: triangle du feu

Le régime des feux dépend en partie des propriétés du combustible, parmi lesquelles la compacité, la teneur en humidité, et les propriétés chimiques (Memento du forestier 2009). La compacité est l'espacement entre les différentes composantes du complexe combustible. Les combustibles à faible compacité augmentent l'efficacité de la combustion et la vitesse de propagation du feu. Les éléments contenus à l'intérieur des combustibles tels que la résine, la cire, l'huile favorisent également la combustion. La teneur en humidité est la propriété du combustible la plus importante affectant le comportement du feu. Un combustible sec s'allumera et brûlera beaucoup plus vite qu'un combustible humide.

Le régime des feux dépend également du climat du milieu. Les principales conditions météorologiques qui favorisent les incendies forestiers sont la température, les précipitations et le vent. Tout d'abord, l'élévation de la température du milieu induit l'échauffement des combustibles et du sol. Ainsi, l'allumage et la combustion sont facilités puisque les combustibles nécessitent moins d'énergie pour être amenés au point d'inflammation (Manuel de foresterie 2009). Ensuite, les précipitations diminuent le danger du feu, en refroidissant et en humidifiant les corps en combustion. Le rôle joué par les précipitations dans l'extinction des feux est relatif à leur intensité, leur fréquence et leur durée. En effet, il a été constaté qu'après une longue période de sécheresse, l'humidification de l'humus, des couches inférieures de la tourbe, des combustibles de diamètre moyen (0,6 à 5cm) et des combustibles de surface de fort diamètres (+ de 5cm) nécessite plusieurs heures de précipitation soutenues (Manuel de foresterie 2009). Enfin, le vent est un facteur important en ce qui a trait au comportement du feu. Il favorise la combustion et la propagation du feu en augmentant l'apport en oxygène, en asséchant les combustibles et en transportant des étincelles ou autres matières enflammées sur de grandes distances, générant ainsi des feux disséminés. Le vent influe également sur la direction de propagation du feu (Manuel de foresterie 2009).

Concernant la forêt temporairement inondée de Tampolo, elle est directement exposée au vent du large de la côte (Rajoelison, 1997). Les conditions météorologiques qui accroissent la vulnérabilité à l'incendie de cette forêt sont réunies pendant les mois de Novembre et de Décembre. Ces mois font partie des mois les plus chauds de l'année. Même si les quantités de précipitations reçues par la forêt pendant les mois de Novembre et de Décembre sont assez importantes comparées à celle des autres mois, la fréquence et la durée des précipitations ne permettent pas la prévention et l'extinction assurée des feux. La forêt de Tampolo est de plus en plus susceptible au feu forestier puisque les températures dans la forêt de Tampolo et dans l'ensemble du District de Fenoarivo Atsinanana ont tendance à s'élever au-dessus de la moyenne enregistrée par la DGM (c.f paragraphe 4-1). De plus, la quantité de pluie perçue par la forêt naturelle de Tampolo a diminuée (c.f paragraphe 4-1).

Les effets écologiques du feu sur la forêt concernent principalement le sol et la végétation forestière (Manuel de foresterie 2009). D'une part, le feu affecte les propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols forestiers (Manuel de foresterie 2009). Un feu générant des températures suffisamment élevées altère la structure du sol par la réduction ou la disparition des matières organiques servant de ciment aux particules. Par contre, le feu de faible intensité améliore la structure et la stabilité du sol. Aussi, le passage du feu augmente le pH d'un sol forestier et réduit généralement les stocks totaux d'éléments nutritifs, même si la concentration de certaines cations basiques échangeables comme Ca, Mg et K augmente.

D'une autre part, les incendies forestiers affectent également les peuplements forestiers dans leur répartition, leur composition et leur structure (Manuel de foresterie 2009). En effet, les écosystèmes forestiers ayant été en contact fréquent avec le feu évoluent. L'écosystème entier ainsi que les espèces qui le composent peuvent s'adapter aux perturbations fréquentes des feux et développer des mécanismes de survie et des mécanismes pour favoriser la régénération. Dans l'écosystème méditerranéen de la région d'Aix-Marseille, les conditions d'incendies répétées ont données naissance à une végétation adaptée, caractérisée par la dominance de deux types d'espèces pyrophytes, se distinguant en fonction de leur stratégie adaptative de réponse aux incendies : les pyrophytes rejetant des souches ou « sprouters » et les pyrophytes se reproduisant par semences ou « seeders » (Bonnet & Taton, 2003). A l'échelle du paysage, le régime des incendies ainsi que l'intervalle entre les feux influent sur la façon dont la structure d'âge des forêts est représentée dans l'espace (Manuel de foresterie 2009). En effet, les végétations touchées par des feux de différents régimes diffèrent en matière d'agencement des peuplements, d'âge et de composition, ce qui affecte la répartition des organismes qui habitent ces forêts. Dans l'Est du Canada, le passage du feu a provoqué la transformation des forêts fermées en forêts ouvertes (Veilleux-Nolin & Payette, 2012). L'étude a également mis en évidence que les feux légers produisaient par rapport à des feux intenses peu de lits de germination favorables à la germination des graines d'épinettes noires *Picea mariana*, édifices de cette forêt boréale canadienne.

Les études réalisées sur les effets du feu sur la forêt sont encore rares à Madagascar, contrairement aux pays étrangers des zones tempérées, boréales ou tropicales. L'étude la plus récente menée à Madagascar date de 2013. Elle a été réalisée dans la forêt sèche décidue de Kirindy Forest, dans le centre de Menabe. Les résultats ont révélé que le feu affectait principalement la strate intermédiaire composée d'arbres de hauteur >1.50 m et de diamètre <15 cm, en réduisant significativement la densité des arbres appartenant à cette strate, leurs surfaces terrières, la richesse spécifique et la diversité (Ehrensperger et al, 2013). Malgré les dégâts provoqués par le feu sur la strate intermédiaire, il a été constaté que 12 ans après le feu, la forêt retrouve peu à peu la richesse spécifique, la diversité et la structure de la végétation historique. Cependant, la composition floristique de la forêt brûlée diffère considérablement de la forêt intacte. Des études similaires réalisées sur la forêt tropicale dans le Nord de l'Amazonie révèlent que les forêts atteintes par des feux moins importants sont sensiblement identiques aux forêts non brûlées après l'évaluation des paramètres structuraux et de la composition spécifique (Xaud, Martins & Dos Santos, 2013). Par contre, les forêts atteintes par des feux de grande envergure perdent leurs caractéristiques de forêt primaire et présentent des changements

floristiques et structuraux importants qui ont tendance à évoluer vers les caractéristiques de la forêt secondaire.

2- Problématique

L'homme et ses actions anthropiques contribuent énormément à la réduction de la surface forestière dans le monde. L'évaluation des ressources forestières mondiales, coordonnée par la FAO, a permis de déterminer que la superficie forestière était passée de 31,6% à 30,6% des terres émergées entre 1990 et 2015, soit 129 millions d'hectare de forêts perdues (FAO, 2015). Si le rythme des pertes s'est ralenti ces dernières années grâce notamment à l'augmentation de la superficie de forêts plantée au niveau mondial, des efforts doivent être effectués pour la protection des forêts naturelles dont la surface est en constante baisse (FAO, 2015). En effet, la protection des forêts naturelles présente beaucoup plus d'enjeux car elle contribue à la conservation des génotypes et au maintien de la composition des essences naturelles tout en fournissant des habitats essentiels aux espèces animales menacées.

La forêt de Tampolo se caractérise par la richesse et la diversité de la faune et de la flore qu'elle abrite, mais également par un taux d'endémisme élevé (Ratsirarson & Goodman, 2005). Elle est l'un des plus grands fragments forestiers restants de la forêt littorale orientale de Madagascar. Malheureusement, des menaces pèsent sur cette forêt : d'une part, les pressions anthropiques provoquées principalement par la croissance démographique et par le niveau du pouvoir d'achat de la population locale (Rakotondrasoa, 2018) ; d'une autre part, les aléas naturelles tels que les cyclones et le feu considérés comme des menaces pour l'écosystème forestier de Tampolo. Si les cyclones réduisent clairement la hauteur de la canopée et accroissent la densité de la forêt de Tampolo (De Gouvenain & Silander, 2003), l'effet du feu sur l'ensemble de la forêt temporairement inondée de Tampolo et éventuellement sur les strates supérieures ($h > 1,3\text{m}$) reste jusqu'à maintenant indéterminé. C'est dans ce contexte que la question de recherche suivante se pose : « *Quel est l'effet du feu sur les strates supérieures de la forêt temporairement inondée de Tampolo ?* »

A partir de cette interrogation émerge les sous questions suivantes :

- (1) Le feu affecte-t-il la composition floristique de la strate supérieure ?
- (2) Le feu affecte-t-il la composition floristique de la strate intermédiaire ?
- (3) La diversité et la structure de la strate supérieure changent-t-elles après le passage du feu ?
- (4) La diversité et la structure de la strate intermédiaire changent-t-elles après le passage du feu ?

3- Hypothèses de recherche

Pour répondre à la problématique et aux questions de recherche suscitées, les hypothèses suivantes sont posées :

H1 : Le feu n'a pas d'effet sur la composition floristique de la strate supérieure

H2 : Le feu affecte la composition floristique de la strate intermédiaire

H3 : La diversité et la structure de la strate supérieure ne sont pas affectées par le passage du feu

H4 : Le passage du feu change la diversité et la structure de la strate intermédiaire

Ces hypothèses ont été formulées en estimant que les arbres de la strate supérieure sont plus développés morphologiquement et physiologiquement par rapport à ceux de la strate intermédiaire. Comparés aux arbres de la strate intermédiaire, ceux de la strate supérieure ont une écorce plus épaisse, de tel sorte que les tissus vivants du tronc sont protégés de la chaleur pendant le passage du feu. Aussi, leur système racinaire, plus développé par rapport au système racinaire des arbres de la strate intermédiaire, permet un meilleur ancrage au sol, face à la prolifération du feu dans l'horizon supérieure du sol. L'absorption de l'eau et des nutriments est moins affectée par le passage du feu grâce à la colonisation et l'exploitation du sol par les racines. En effet, les racines des arbres de la strate supérieure diffèrent par un nombre élevé de poils absorbants, et/ou par le développement des associations symbiotiques avec les microorganismes comme les bactéries et les champignons. Ces caractéristiques morphologique et physiologique permettent l'acquisition d'une certaine résistance au feu pour les arbres, la diminution de la mortalité des arbres et l'atténuation de l'effet du feu sur la strate supérieure. C'est pourquoi, il a été estimé que le passage du feu ne change pas significativement la composition floristique, la diversité et la structure de la strate supérieure.

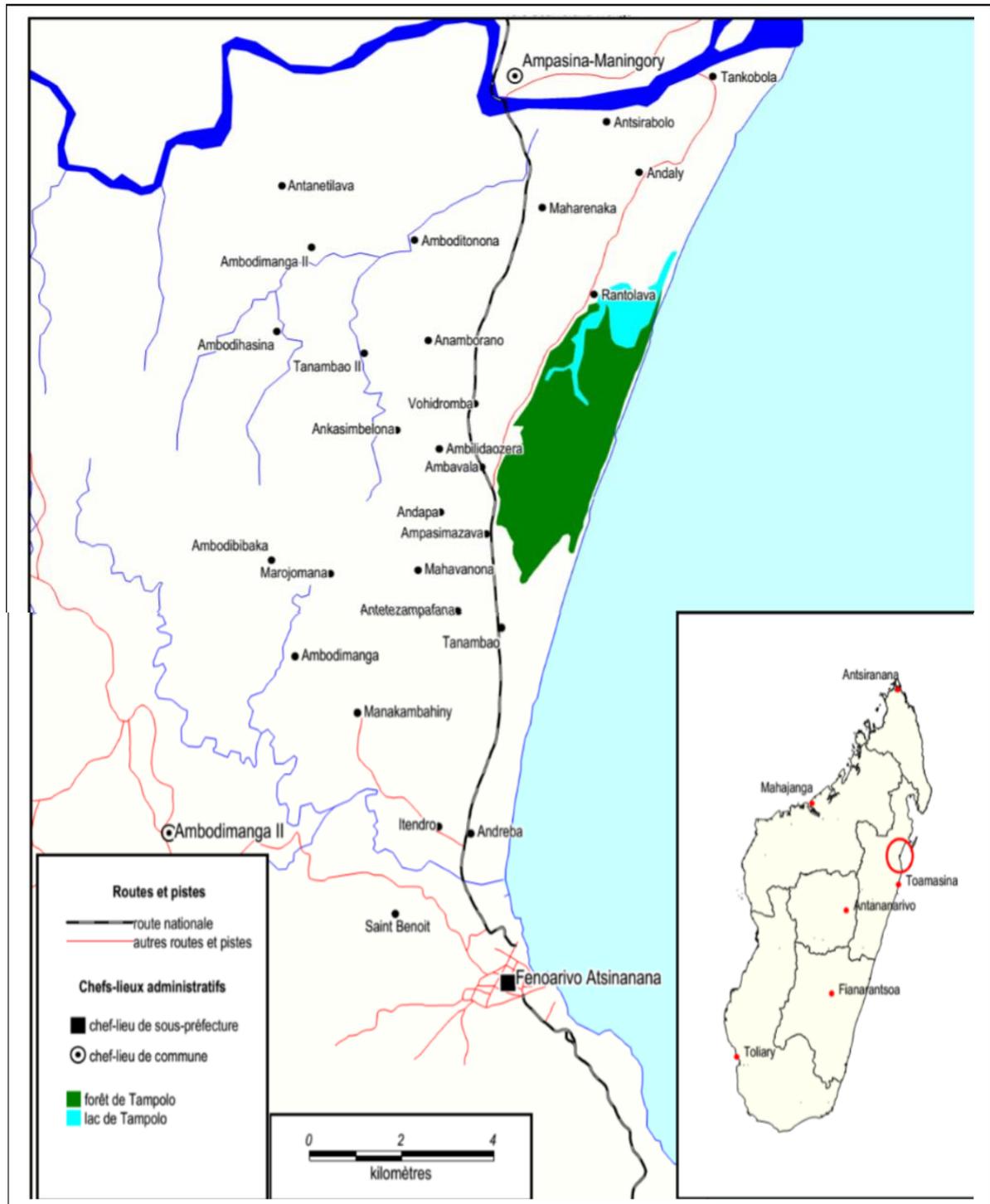
4- Méthodes

4-1- Description de la zone d'étude

Localisation

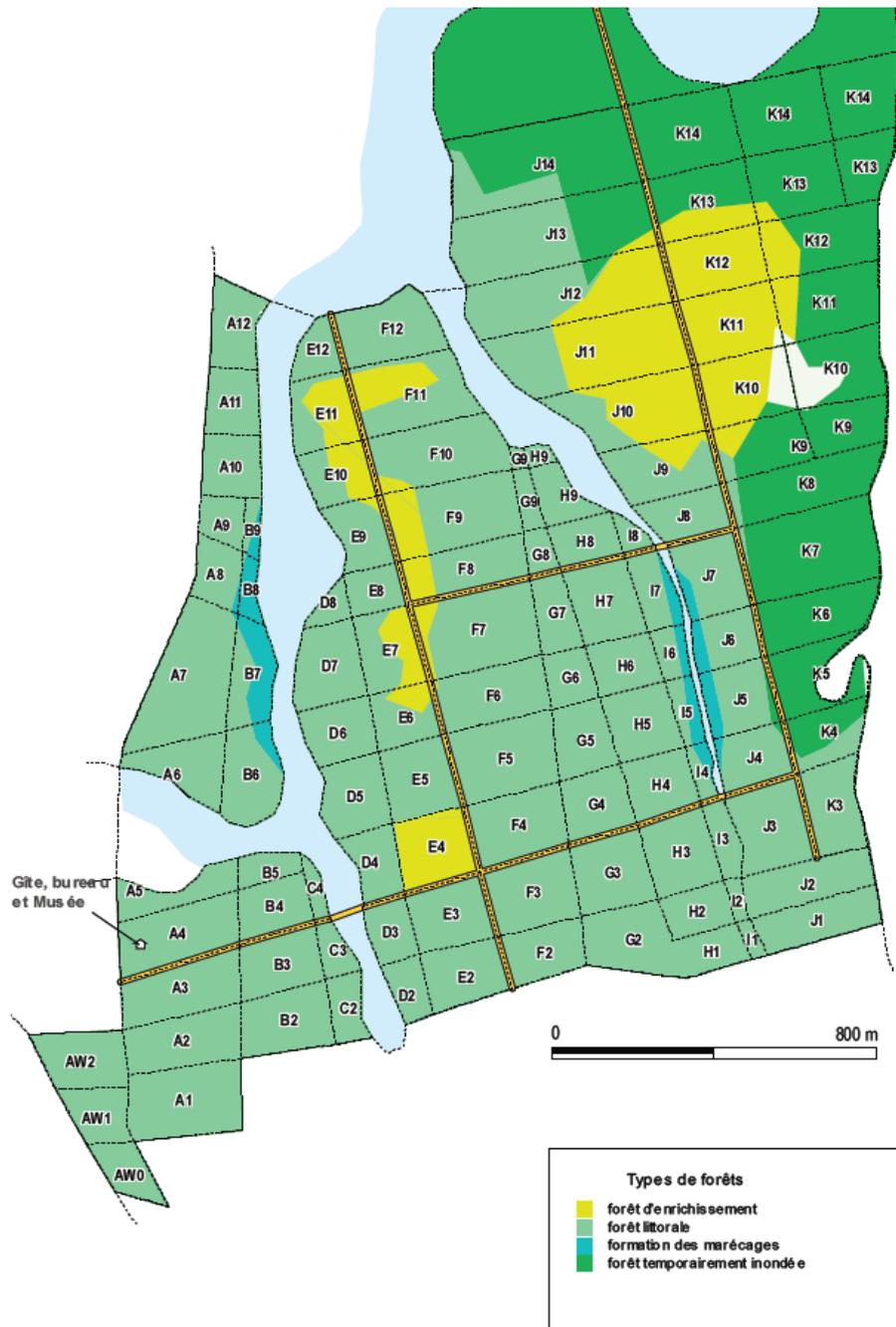
La réserve naturelle de Tampolo est située sur la côte Est de Madagascar et appartient au district de Fenoarivo Atsinanana, région d'Analanjirifo (carte 1). Elle s'étend sur 10 Km le long de la côte Est et sur 2 Km de large, et admet une superficie totale de 675 ha (Rajoelison, 1997). La forêt littorale de Tampolo (se référant à sa position géographique) comprend quatre types de forêts : la forêt temporairement inondée, la forêt haute littorale, la forêt enrichie et la forêt marécageuse (Ratsirarson & Goodman, 1998). La surface de la couverture forestière de la

végétation temporairement inondées, tout comme celles des autres types de végétations rencontrées dans la NAP, n'est pas connue précisément. Par contre, sa position géographique par rapport à l'ensemble de la forêt littorale a été définie par Rajoelison depuis 1997. La formation temporairement inondée est située à proximité de la mer. Une carte plus récente établie par la commission SAPM en 2014 place les différents types de végétation par rapport aux 103 parcelles de subdivisions qui forment la forêt de Tampolo (carte 2).



Carte 1: localisation de la NAP Tampolo

Source : Ratsirarson et al, 2001



Carte 2: zonage de la NAP Tampolo et localisation des types de végétations

Source : Commission SAPM, 2014

- Végétation

La forêt temporairement inondée se distingue par rapport aux autres types de végétations rencontrées dans la forêt de Tampolo par sa pauvreté floristique et la dominance des arbres de petites dimensions (Rajoelison, 1997). Les peuplements forestiers sont majoritairement formés par les arbres de tailles inférieures et de troncs droits, parsemés de quelques essences de plus grande taille représentées par *Eugenia* sp., *Intsia bijuga* et *Labourdonnaisia lecomtei*.

- Climat

Un climat perhumide et chaud règne sur la forêt temporairement inondée. Le district de Fenoarivo Atsinanana reçoit en moyenne 2712 mm de pluie par an réparties sur 199 jours (tableau 1). Les mois de Janvier et de Mars sont ceux qui présentent les extrêmes en termes de pluviométrie, tandis que les mois de Septembre et d'Octobre sont les mois les plus secs. La température moyenne annuelle enregistrée par la DGM pour le District de Fenerivo Atsinanana est de 24°C. Les mois les plus chauds sont les mois de Janvier et de Février. Les températures moyennes mensuelles les plus basses sont enregistrées en mois Juillet et en mois d'Août.

Les cyclones tropicaux affectant la région Sud-Ouest de l'Océan Indien frappe fréquemment la côte Est de Madagascar de Janvier à Mars. Avec des vents violents dont la plus élevée est enregistrée à plus de 300 Km/h (De Gouvenain & Silander, 2003), les forêts le long du flanc Est de l'île peuvent subir des dommages importants. Les cyclones Honorinina (1986) et Ivan (2008) sont notamment restés comme des références pour leur intensité et les dégâts qu'ils ont causés (ESSA-Forêts, 2015).

Tableau 1: données climatiques de la station météorologique de Fenoarivo Atsinanana 1951-1981

Mois	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Total
Tmax (°C)	25,5	25,4	26,4	27,6	29,2	30,4	30,8	30,7	30,2	29,4	27,8	27,6	Maximum : 28,4
Tmin(°C)	16,8	16,7	17,4	18,7	20,6	21,7	22,3	22,5	20,5	20,9	19,1	17,6	Minimum : 19,5
Tmoy(°C)	21,2	21,1	21,9	23,2	24,9	26,1	26,5	26,6	25,4	25,2	23,5	22,6	Moyenne : 24
Pluies (mm)	280,3	163,3	100,4	95	146,6	275,3	437,3	296	450,9	196,1	165,7	172,2	Total annuel : 2712
Jour de pluies	19,3	20,4	15	15	13,4	16,9	20	15	18,8	13,8	14,2	17,2	Total de jours de pluie : 199

Source : Direction Générale de la Météorologie

Les effets du réchauffement climatique se ressentent au niveau de la forêt de Tampolo et de l'ensemble du District de Fenoarivo Atsinanana. La DGM a notamment mis en évidence des variabilités climatiques interannuelles importantes grâce à des suivis météorologiques effectués sur le long terme. Tout d'abord, les données de Température enregistrées à partir de 2009 présentent des anomalies positives, signifiant une tendance vers la hausse de la température (figure 2). Ces données de la DGM laissent présager une augmentation régulière de la température vers les prochaines années à venir. Ensuite, la quantité de pluie perçue par le District de Fenerivo Atsinanana a diminuée à partir de la fin des années 1990 (figure 3). Selon les guides locaux, la quantité de précipitations pendant la saison chaude et humide est encore importante. Cependant, les précipitations sont mal réparties alors que la répartition des précipitations joue un rôle important dans l'extinction des feux.

Yearly Seasonal Mean Temperature Anomalies

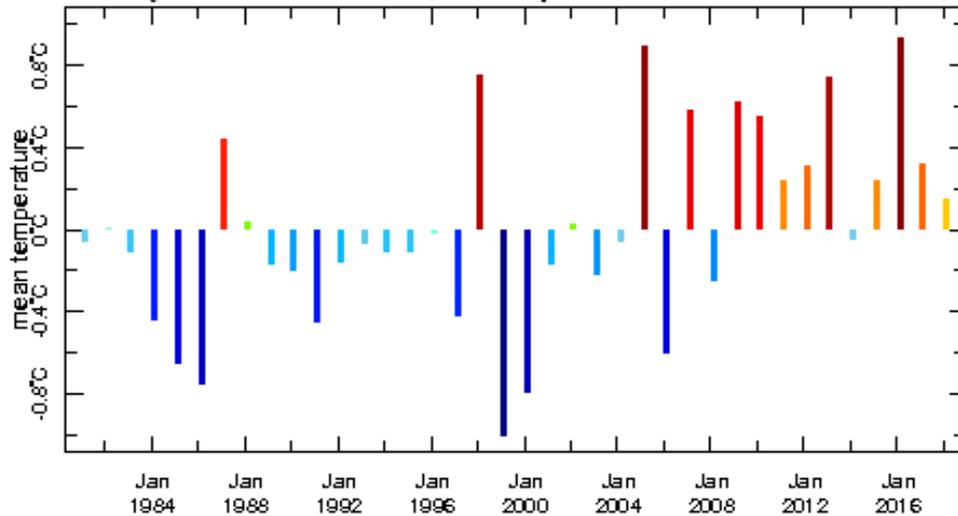


Figure 2: anomalies saisonnières des températures moyennes

Source : Maproom de la DGM

Yearly Seasonal Rainfall Anomalies

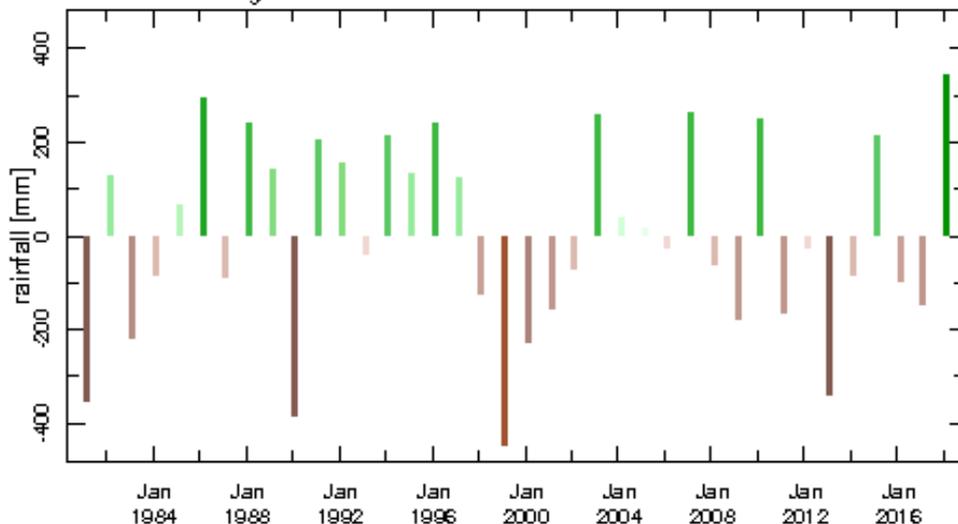


Figure 3: anomalies saisonnières des quantités de précipitations

Source : Maproom de la DGM

- Pédologie

Les sols de la forêt de Tampolo sont caractérisés par une texture généralement sableuse, une acidité élevée (pH variant de 3,7 à 4,6), et une pauvreté en matière organique (Ratsirarson, 1998). Toutefois, quatre types de sols peuvent être distingués de la mer vers la surface, à savoir les sols pseudopodzols de nappe, les sols hydromorphes tourbeux, les sols podzoliques et les sols peu évolués d'apport. Le sol de la végétation temporairement inondée est du type pseudopodzol de nappe, formé d'un dépôt de sables blancs dunaires sur un horizon ferrugineux provenant de la nappe (Rajoelison, 1997).

Le profil de ce type de sol présente les mêmes horizons que celui des sols podzoliques. Les 30 premiers centimètres forment un horizon de texture argilo-sablo-limoneux avec des débris non décomposés à cause de l'hydromorphie temporaire de surface et du pH relativement bas rencontré dans l'ensemble du profil (Ph variant autour de 4,4). Les feux se propagent généralement dans cet horizon grâce à la présence de matières organiques non décomposées et partiellement décomposées. Ces matières organiques, constituées par l'humus, la tourbe et les racines, que l'on retrouve sous la couche de litière constituent le combustible de profondeur. Le combustible de profondeur contient habituellement un taux d'humidité élevé, mais ne supporte pas un feu couvant associé aux feux de surface si les conditions de sécheresse le permettent (Manuel de foresterie 2009). Dans cette couche, la propagation du feu s'effectue lentement par conduction.

4-2- Entretien avec les personnes ressources

Les données et les informations concernant les feux dans la forêt de Tampolo, réunies au cours de la préparation de la descente sur terrain, furent incomplètes. Il en était de même après consultation des documents au niveau de la bibliothèque de la NAP, qu'il s'agisse des feux dans toute la forêt littorale ou uniquement ceux dans la végétation temporairement inondée. L'interview auprès de l'agent de terrain le plus ancien et expérimenté de la NAP a permis d'obtenir les données et les informations manquantes. En effet, il a fallu approcher des personnes ayant une connaissance aguerrie de l'état des lieux. L'interview a été portée sur :

- L'origine des feux,
- L'intensité des feux caractérisée par leur durée et la superficie brûlée
- Les méthodes adoptées pour la lutte contre le feu

4-3- Inventaire floristique

Les inventaires biologiques sont des outils privilégiés pour les actions de conservation ou de suivi de la biodiversité (Primack & Ratsirarson, 2005). Ils consistent à collecter des données qualitatives et quantitatives sur les ressources présentes sur une zone déterminée. Les ressources à étudier dans le cas de cette étude sont les peuplements forestiers des parcelles brûlées et des parcelles intactes, ainsi l'inventaire à réaliser est l'inventaire floristique. Les surfaces étendues des parties brûlées et non brûlées de la forêt temporairement inondée ne permettent pas l'étude de chaque individu dans l'ensemble des peuplements forestiers. C'est pourquoi, la collecte des données s'est faite par la méthode d'échantillonnage.

La forêt brûlée et la forêt intacte ont été représentées chacune par cinq placettes de 400m². Le choix des dix placettes a été fait de façon à laisser la plus grande distance possible entre les placettes pour éviter un effet de proximité. De plus, ces dix placettes devaient présenter une végétation homogène, c'est-à-dire une homogénéité dans la physionomie et la composition floristique apparente de la végétation. Parmi les trois ensembles de placettes brûlées respectivement en 2012, en 2016 et en 2018, distinguées et délimitées lors de l'inspection de la zone d'étude, seules celles de 2016 admettaient une superficie suffisante pour pouvoir installer les cinq de placettes. C'est pourquoi, l'étude a été orientée vers l'effet des feux de 2016.

Au cours de l'étude, trois strates ont été considérées, étant donné que les forêts denses littorales de la côte Est de Madagascar sont généralement composées de trois à quatre strates (Ratsirarson & Goodman, 1998). D'une part, deux strates supérieures composées d'arbres de $h > 1,3m$ ont été définies. Les arbres de $DHP > 10\text{ cm}$ font partie de la strate supérieure tandis que les arbres de $DHP < 10\text{ cm}$ forment la strate intermédiaire. D'une autre part les sous-bois ont été considérés comme la strate inférieure. Pour avoir une connaissance détaillée de l'effet du feu sur la forêt temporairement inondée et ses strates supérieures, chaque placette d'inventaire a été divisée en trois compartiments : un compartiment A de 20m×20m pour analyser les végétations de la strate supérieure ; un compartiment B attaché à l'étude de la strate intermédiaire, formé par un ensemble de quatre carrés de 10m×10m (B1, B2, B3, B4) ; un compartiment C formé par un ensemble de quatre carrés de 5m×5m (C1, C2, C3, C4) inclus dans le compartiment B pour inventorier les espèces du sous-bois (figure 4). Avant l'inventaire de chaque placette, les compartiments B et C sont choisis aléatoirement par deux tirages indépendants, par hasard et successifs de quatre numéros. L'octroi des numéros suit l'orientation des placettes. Pour le cas de cette étude, les cinq placettes traitant les parcelles intactes ont été orientées vers l'Est tandis que celles traitant les parcelles brûlées ont toutes été orientées vers 45° Est

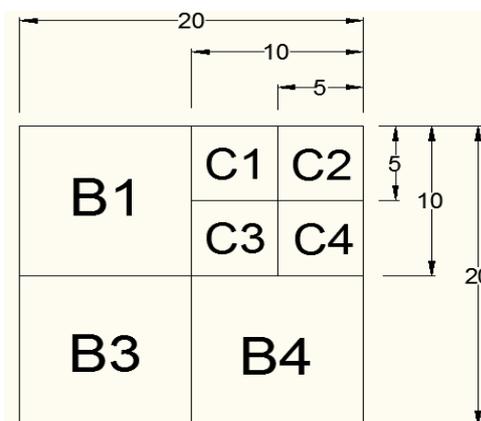
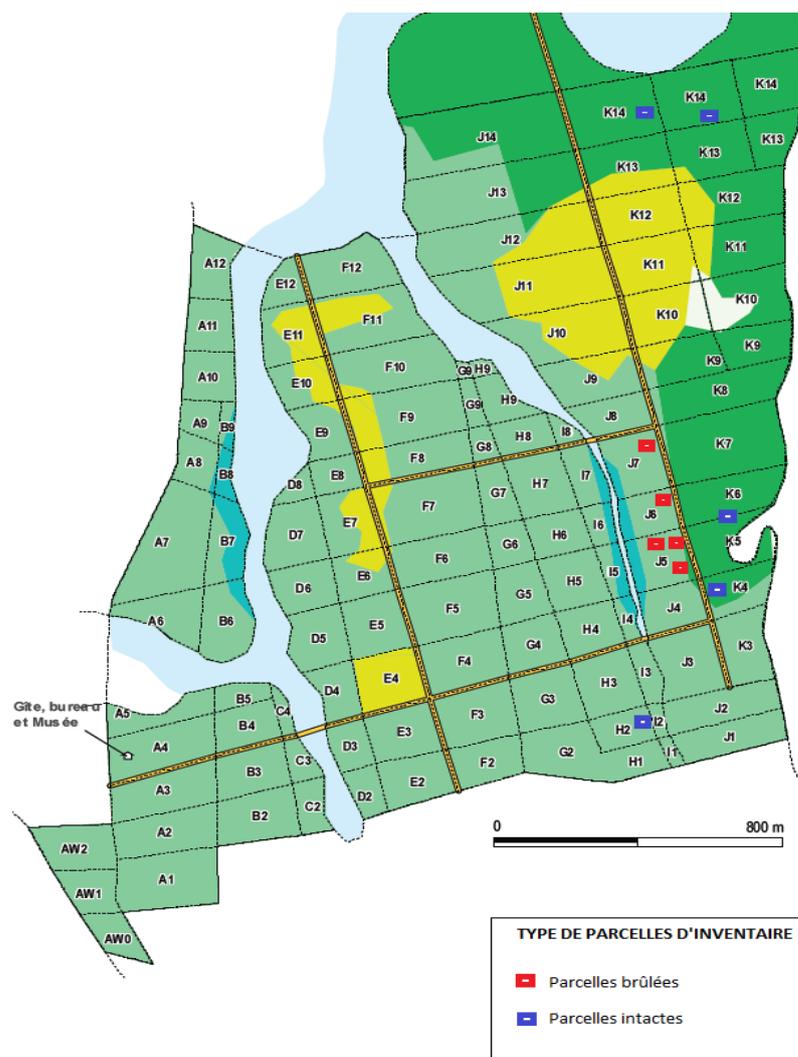


Figure 4: schéma du dispositif d'inventaire
Source : auteur

L'inventaire a commencé par l'enregistrement des coordonnées géographiques du centre de la placette à l'aide d'un GPS. Puis, les placettes ont été orientées à l'aide d'une boussole magnétique qui est plus rapide que la boussole du GPS. Des cordes de différentes couleurs ont été utilisées pour la construction des compartiments choisies aléatoirement avant le début de l'inventaire. Elles ont été préalablement coupées en 20m ou en 10m, suivant les couleurs de celles-ci, afin de faciliter la réalisation sur terrain. Le dénombrement de chaque individu de chaque strate s'est accompagné d'une mesure de la circonférence à hauteur de poitrine et de la hauteur des arbres. Des mètres à ruban ont été utilisés pour relever les circonférences des espèces de la strate supérieure et de la strate intermédiaire. Les hauteurs ont été estimées pour gérer les contraintes au niveau du temps. Chaque espèce inventoriée a été identifiée grâce au guide local par leurs noms vernaculaires. Les noms scientifiques de chaque espèce ont été déterminés à partir de la liste d'espèces d'Andriamihaja (2013) et de Ranaivonasy et al (2003).



Carte 3: emplacement des placettes d'inventaire

Source : Adapté de Commission SAPM (2014)

4-4- Analyse et traitement des données

Les données brutes obtenues au cours de l'inventaire sont sous forme d'une liste exhaustive des espèces, accompagnée des valeurs de leur circonférence et de leur hauteur. Ces données brutes fournissent des informations insuffisantes, ne permettant pas de déterminer l'effet du feu sur la forêt temporairement inondée. Certaines variables quantitatives ou qualitatives qui caractérisent les paramètres de composition floristique, de diversité et de structure de la forêt ne sont pas inscrites dans les informations obtenues à partir des données brutes. Ainsi, les données sur terrain ont été transcrites sur Excel pour obtenir les informations manquantes mais également pour traiter rapidement les données.

a- Composition floristique

- *L'indice de Jaccard ($I_{Jaccard}$)*

L'indice de Jaccard a été calculé entre les parcelles brûlées et les parcelles intactes. Il permet de quantifier le degré d'association ou encore le niveau de similitude des deux ensembles (Roux & Roux, 1967). La ressemblance entre les deux relevés est estimée en évaluant le rapport entre les espèces communes aux deux relevés et celles propres à chaque relevé.

$$I_{Jaccard} = a/(a+b+c)$$

Avec : **a** : nombre d'espèces présentes simultanément sur les parcelles brûlées et les parcelles intactes

b : nombre d'espèces présentes uniquement sur les parcelles brûlées

c : nombre d'espèces présentes uniquement sur les parcelles intactes

b- Diversité et structure

- *La richesse spécifique (S)*

Elle est définie comme étant le nombre d'espèces présentes au sein d'une communauté écologique. L'appréciation de la richesse spécifique se fait par un simple dénombrement et ne tient pas compte de l'abondance biologique de l'espèce ni de la distribution de son abondance relative.

- *Le coefficient de mélange (CM)*

Le coefficient de mélange est utilisé comme indicateur de la diversité spécifique au sein d'une population. Il permet de connaître le nombre d'individus représentant chaque espèce. Le coefficient de mélange est calculé par le rapport entre le nombre d'espèces représentées dans le peuplement forestier et le nombre total d'individus.

$$CM = \frac{N_{\text{speces}}}{N}$$

- *La densité (D)*

La densité donne une indication du nombre d'arbres présentes sur une unité de surface. La notion de densité est également un indicateur du degré de concurrence des arbres. La densité d'un peuplement est calculée par le rapport entre nombre de tiges et la surface occupée par le peuplement. La densité est ramenée par hectare de surface.

$$D = \frac{N}{S}$$

- *La surface terrière (G)*

La surface terrière G d'une strate est la somme des surfaces terrières de tous les arbres appartenant à cette strate. Elle correspond à la somme des surfaces de la section des arbres mesurée à 1,30m du sol. La surface terrière est exprimée en m²/ha

$$G = \sum_{i=1}^n \frac{\pi}{4} di^2$$

- *La hauteur totale moyenne (h_{moy})*

La hauteur totale moyenne d'une strate est la moyenne des hauteurs totales de chaque individu.

$$h_{\text{moy}} = \frac{\sum_{i=1}^n hi}{N}$$

Tous ces paramètres ont été calculés sur la strate intermédiaire (h>1,3 m et DHP<10 cm) et la strate supérieure (h<1,3 m et DHP>10 cm).

RESULTATS

1- Composition floristique

Au niveau de la strate supérieure, *Syzigium* sp., est la seule espèce abondante de la forêt brûlée (tableau 2). Elle fait également partie des cinq espèces les plus abondantes de la forêt intacte. Au niveau de la strate intermédiaire, trois des espèces les plus abondantes de la forêt intacte ont été retrouvées parmi les cinq espèces les plus abondantes de la forêt brûlée (tableau 2). Ainsi, l'abondance des espèces au niveau des deux strates supérieures de la forêt brûlée présentent des différences par rapport à celle au niveau des deux strates supérieures de la forêt intacte.

Tableau 2: liste des cinq espèces les plus abondantes au niveau des strates supérieures

	Forêt intacte	Forêt brûlée
Strate supérieure	<i>Asteropeia multiflora</i> <i>Syzigium</i> sp. <i>Intsia bijuga</i> <i>Asteropeia amblyocarpa</i> <i>Camptosperma</i> sp.	<i>Syzigium</i> sp.
Strate intermédiaire	<i>Dracaena reflexa</i> <i>Canthium</i> sp. <i>Asteropeia multiflora</i> <i>Syzigium</i> sp. <i>Uapaca louvelii</i>	<i>Dracaena reflexa</i> <i>Canthium</i> sp. <i>Protorhus</i> sp. <i>Uapaca louvelii</i> <i>Brochoneura acuminata</i>

Tableau 3: liste des cinq espèces les plus dominantes au niveau des strates supérieures

	Forêt intacte	Forêt brûlée
Strate supérieure	<i>Asteropeia multiflora</i> <i>Syzigium</i> sp. <i>Intsia bijuga</i> <i>Sarcolaena multiflora</i> <i>Camptosperma</i> sp.	<i>Syzigium</i> sp.
Strate intermédiaire	<i>Asteropeia multiflora</i> <i>Syzigium</i> sp. <i>Faucherea glutinosa</i> <i>Protorhus</i> sp. <i>Dypsis arenarum</i>	<i>Canthium</i> sp. <i>Protorhus</i> sp. <i>Dracaena reflexa</i> <i>Diospyros</i> sp. <i>Uapaca louvelii</i>

Les dominances des espèces au niveau des deux strates supérieures de la forêt intacte sont sensiblement identiques. Elles sont caractérisées par la présence de *Asteropeia multiflora* et de *Syzigium* sp. qui sont les deux espèces les plus dominantes (tableau 3). Il est constaté dans le tableau 3 que *Syzigium* sp. est la seule espèce dominante trouvée au niveau de la strate supérieure de la forêt brûlée. Tandis qu'aucune de *Asteropeia multiflora* ni de *Syzigium* sp. ne font parties des cinq espèces dominantes de la strate intermédiaire de la forêt brûlée. Les résultats trouvés dans le tableau 3 montrent une nouvelle dominance des espèces dans la forêt brûlée.

Les résultats sur les indices de Jaccard calculés entre les placettes brûlées et les placettes intactes de la strate supérieure montrent que quatre placettes brûlées (PB) sur cinq n'ont aucune espèce en commun avec les cinq placettes intactes (PI). *Syzigium* sp. est la seule espèce qui a été trouvée dans la strate supérieure de la forêt brûlée. Elle est également la seule espèce commune entre la forêt intacte et la forêt brûlée (c.f annexe 1). Parmi les espèces présentes uniquement sur les parcelles intactes, il y a *Asteropeia amblyocarpa*, *Intsia bijuga* et *Uapaca louvelii*. Quant à l'unique parcelle brûlée partageant une affinité en termes de composition spécifique avec les parcelles intactes, les indices de Jaccard varient de 1 à 0,14 (tableau 4). La moyenne des indices de Jaccard calculée dans la strate supérieure est de 0,07. L'ensemble des indices de Jaccard calculés entre les placettes brûlées et les placettes intactes, ainsi que l'indice de Jaccard déterminé pour l'ensemble de la strate supérieure sont inférieurs à 0.5.

Au niveau de la strate intermédiaire, trois parmi les placettes brûlées ne partagent aucunes espèces communes avec les placettes intactes (tableau 5). Parmi les 37 espèces rencontrées dans la forêt intacte et la forêt brûlée, 15 espèces communes ont été dénombrées (c.f annexe 1). *Asteropeia amblyocarpa*, *Intsia bijuga* et *Ocotea* sp. font partie des espèces rencontrées uniquement dans la forêt intacte. *Erythroxylum corymbosum* ainsi que « Tsivakiambaratra » sont les deux espèces rencontrées uniquement dans la forêt brûlée. Les indices de Jaccard non nuls calculés entre placettes brûlées et placettes intactes varient entre 0,07 et 0,45. Tandis que la moyenne des indices de Jaccard calculée pour la strate intermédiaire est de 0,1. Les indices de Jaccard calculés entre les placettes brûlées et les placettes intactes, et l'indice de Jaccard déterminé pour la strate intermédiaire sont inférieurs à 0.5.

Tableau 4: indices de Jaccard au niveau de la strate supérieure

Indice de Jaccard	PB1	PB2	PB3	PB4	PB5
PI1	0	0,14	0	0	0
PI2	0	0,25	0	0	0
PI3	0	0,25	0	0	0
PI4	0	0,17	0	0	0
PI5	0	1	0	0	0

Tableau 5: indices de Jaccard au niveau de la strate intermédiaire

Indice de Jaccard	PB1	PB2	PB3	PB4	PB5
PI1	0,42	0	0	0,3	0
PI2	0,45	0	0	0,19	0
PI3	0,34	0	0	0,28	0
PI4	0,35	0	0	0,15	0
PI5	0,07	0	0	0	0

2- Diversité et structure

Les résultats transcrits dans le tableau 6 mettent en évidence une faible richesse spécifique dans les strates de la forêt brûlée. En effet, les espèces présentes dans la strate supérieure de la forêt intacte sont 9 fois plus nombreuses que celles présentes dans la strate supérieure de la forêt brûlée. Dans la strate intermédiaire, le nombre d'espèces a diminué de 51,43% après le passage du feu. Les coefficients de mélange des deux strates supérieures de la forêt brûlée ont par contre augmenté. Cette augmentation est de 79% pour la strate supérieure et de 84,6% pour la strate intermédiaire. Le coefficient de mélange de la strate supérieure de la forêt brûlée a atteint la valeur maximale. Par ailleurs, les densités des strates de la forêt brûlée ont significativement diminué. La réduction est presque identique dans les deux strates car si la densité de la strate supérieure a diminué de 97,92%, celle de la strate intermédiaire a diminué de 93,45%. Au niveau de la surface terrière, la comparaison entre la forêt intacte et la forêt brûlée a montré une réduction plus importante de la surface terrière au niveau de la strate intermédiaire. En effet, la surface terrière de la strate intermédiaire a diminuée de 93,5% tandis que celle de la strate supérieure a diminué de 66,08% (tableau 6). Une diminution de la hauteur moyenne des peuplements post feu a également été mise en évidence dans chacune des deux strates. La strate intermédiaire enregistre un défaut de 1m par rapport à la hauteur moyenne des peuplements de la forêt intacte. La hauteur moyenne de la strate supérieure a diminué de 0,5m.

Tableau 6: paramètres de structure et de diversité des forêts intacte et brûlée

	Forêt intacte	Forêt brûlée en 2016
Strate supérieure		
Richesse spécifique	10 ($\pm 1,68$)	1 ($\pm 0,32$)
Coefficient de mélange	0,21 ($\pm 0,18$)	1 ($\pm 0,32$)
Densité (N pied.ha ⁻¹)	240 (± 102)	5 (± 8)
Surface terrière ha ⁻¹ (m ² .ha ⁻¹)	4,18 ($\pm 1,82$)	1,42 ($\pm 2,27$)
Hauteur moyenne (m)	6,56 ($\pm 1,12$)	6 ($\pm 1,92$)
Strate intermédiaire		
Richesse spécifique	35 ($\pm 5,2$)	17 ($\pm 4,4$)
Coefficient de mélange	0,04 ($\pm 0,03$)	0,26 ($\pm 0,33$)
Densité (N pied.ha ⁻¹)	4965 (± 2152)	325 (± 380)
Surface terrière ha ⁻¹ (m ² .ha ⁻¹)	13,54 ($\pm 1,08$)	0,17 ($\pm 0,22$)
Hauteur moyenne (m)	2,71 ($\pm 0,44$)	2,01 ($\pm 1,06$)

DISCUSSION

1- Changements au niveau de la composition floristique

En premier lieu, l'abondance et la dominance des espèces au niveau des strates supérieures ont significativement changé après le passage du feu. Dans la strate supérieure, quatre des espèces les plus abondantes et quatre des espèces les plus dominantes n'ont plus été retrouvées parmi les espèces les plus abondantes et les plus dominantes de la végétation attaquée par le feu. De plus, la perturbation du feu sur la forêt a fait de *Syzigium* sp. la seule espèce abondante et dominante de la strate supérieure. Dans la strate intermédiaire, la dominance des espèces est la plus affectée par le passage du feu. Une différence significative entre la dominance des espèces de la végétation brûlée et la dominance des espèces de la végétation intacte a été mise en évidence. En effet, une seule des espèces les plus dominantes de la forêt intacte a été retrouvée parmi les espèces les plus dominantes de la forêt brûlée. Un changement de l'abondance des espèces a également été constaté au niveau de la même strate. Il est par contre moins significatif par rapport au changement de la dominance des espèces puisque trois des cinq espèces les plus abondantes de la forêt intacte forment également les cinq espèces les plus abondantes de la forêt brûlée. De plus, malgré le passage du feu, *Dracaena reflexa* et *Canthium* sp. restent les deux espèces les plus abondantes de la strate intermédiaire de la forêt temporairement inondée.

En second lieu, une importance de disparition des espèces dans les strates supérieures a été mise en évidence par le calcul des indices de Jaccard entre placettes brûlées et placettes intactes. Une disparition totale des espèces ($I_{\text{Jaccard}}=0$) a été constatée dans la majorité des placettes brûlées étudiées dans chacune des deux strates. Au niveau de la strate supérieure, la composition des espèces dans quatre placettes brûlées parmi les cinq étudiées a intégralement changé par rapport à la composition des espèces dans chacune des cinq placettes intactes ($I_{\text{Jaccard}}=0$). Il en est de même au niveau de la strate supérieure où trois placettes brûlées parmi les cinq étudiées n'admettent aucune espèce en commun avec les cinq placettes intactes. Par ailleurs, les valeurs des indices de Jaccard calculées dans les deux strates supérieures de la forêt temporairement inondée sont faibles ($I_{\text{Jaccard}} < 0,5$), signifiant que la végétation brûlée et la végétation intacte ont peu d'espèces communes. Elles témoignent également d'une biodiversité inter habitat élevée entre les strates supérieures de la forêt brûlée et les strates supérieures de la forêt intacte.

Les changements au niveau de l'abondance et de la dominance des espèces ainsi que l'appréciation des indices de Jaccard entre strate brûlée et strate intacte, mettant en évidence une différence significative entre la composition des espèces de la végétation post feu et la végétation intacte, montrent que le feu a modifié la composition floristique des strates supérieures de la forêt temporairement inondée de Tampolo. Ainsi, l'hypothèse selon laquelle le feu n'affectait pas la composition floristique de la strate supérieure est réfutée ; tandis que l'hypothèse énoncée sur l'effet du feu sur la composition floristique de la strate intermédiaire est vérifiée. Les études similaires menées sur la forêt de Kirindy, sur la forêt tropicale au Nord de l'Amazonie et sur la forêt temporairement sèche de Chiquitania montrent également des changements au niveau de la composition floristique de la forêt brûlée (Ehrensperger et al, 2013 ; Xaud, Martins & Dos Santos, 2013 ; Devisscher et al, 2016).

Concernant l'abondance et la dominance des espèces des strates supérieures de la forêt brûlée, l'unique abondance et dominance de *Syzigium* sp. au niveau de la strate supérieure pourrait s'expliquer par le fait que *Syzigium* sp. soit résistante au feu. L'ignorance de l'espèce concernée et la rareté des études précises traitant sur la résistance au feu des genres *Syzigium* ne permettent pas de vérifier la résistance au feu de *Syzigium* sp. au niveau de la strate supérieure. Par ailleurs, l'espèce *Syzygium cumini* a fait l'objet d'études sur sa résistance au feu. Les résultats ont montré que cette espèce n'est pas vraiment résistante au feu, par contre les feux légers ne provoquent que des dommages périphériques (Smith, 1998). Les plants sont facilement tués par le feu, tandis que les gaules et les arbres peuvent survivre aux incendies au sol. Au niveau de la strate intermédiaire de la forêt temporairement inondée, *Dracaena reflexa*,

Canthium sp. et *Protorhus* sp. caractérisent l'abondance et la dominance des espèces de la végétation post feu. Une explication possible pourrait être que ces trois espèces sont résistantes au feu ou favorisées par le feu. Pour le cas de *Dracaena reflexa*, les études sur cette espèce et sa réponse aux feux sont rares. Par contre, certaines espèces du genre *Dracaena* seraient thermophiles (Lu, 2012). Ainsi, *Dracaena reflexa* pourrait faire partie de ces espèces car le passage du feu favorise sa prolifération. Les études sur le genre *Canthium* sont quant à elles focalisées sur ses propriétés médicinales. Tandis que celles menées sur *Protorhus* sp. sont orientées sur leurs potentiels de production, notamment les potentialités en huile des graines.

Par ailleurs, il a été constaté que les espèces présentes dans les placettes brûlées et les placettes intactes au niveau de la forêt temporairement inondée sont significativement différentes (biodiversité inter habitat élevée). Il est toutefois utile de noter que la biodiversité inter habitat de la strate supérieure est plus élevée par rapport à la biodiversité inter habitat de la strate intermédiaire. En effet, la strate supérieure admet quatre parcelles brûlées n'ayant aucune espèce en commun avec les parcelles intactes contre trois pour la strate intermédiaire. La comparaison des moyennes des indices de Jaccard ($I_{\text{Jaccard}} = 0,07$) de la strate supérieure et de la strate intermédiaire ($I_{\text{Jaccard}} = 0,1$) appuie également la forte biodiversité inter habitat de la strate supérieure. Ce résultat pourrait s'expliquer par le fait que la strate intermédiaire se reconstitue plus vite par rapport à la strate supérieure ou que les individus de régénération des deux strates nécessitent un certain temps pour devenir adultes ($h > 10$ m).

Des essences de valeurs ainsi que des espèces inscrites dans la liste rouge de la UICN font partie des espèces les plus abondantes et les plus dominantes qui n'ont pas réapparu dans les strates supérieures de la forêt temporairement inondée. L'importance de disparition des espèces, mise en évidence par le calcul des indices de Jaccard, est d'autant plus grave que parmi les espèces n'ayant pas réapparues, il y a les espèces de valeurs énoncées précédemment. En effet, les changements au niveau de l'abondance et de la dominance des espèces, ainsi que l'importance de disparition des espèces, pourraient accroître la pression exercée sur les essences de valeur telles que *Intsia bijuga*. D'autant plus que l'exploitation illicite des bois précieux se fait de plus en plus fréquente dans la forêt de Tampolo (Rakotondrasoa, 2018). A long terme, les essences de valeur étant de moins en moins abondantes et dominantes, celles-ci pourraient disparaître de la forêt temporairement inondée puisque leur quantité ne satisfait pas les besoins en bois précieux.

Comme le feu réduit considérablement l'effectif des espèces inscrites sur la liste rouge de la UICN, les changements au niveau de la composition floristique pourraient rendre difficile leur conservation. Tout d'abord, la conservation des espèces risquées d'extinction est d'autant

plus difficile si les ressources financières sont insuffisantes. A Madagascar, le budget consacré à la conservation de la biodiversité et des richesses spécifiques dépend de la politique du gouvernement. De plus, le financement de la communauté internationale sur les projets de conservation n'a pas souvent de continuité sur le long terme. La mauvaise gestion des ressources forestières pourrait également augmenter le risque de disparition des espèces, surtout dans le cas d'une gestion communautaire où il est difficile de maîtriser une population riveraine dont la croissance menace la pérennité et la disparition des ressources forestières. Parmi les espèces abondantes et dominantes de la forêt temporairement brûlée intacte inscrites dans la liste rouge de la UICN, il y a *Dypsis arenarum*, *Asteropeia amblyocarpa*, *Intsia bijuga*, *Asteropeia multiflora*.

2- Diversité et structure post feu

Premièrement, la comparaison entre la végétation brûlée et la végétation intacte permet de mettre en évidence l'influence du passage du feu sur la diversité des strates supérieures de la forêt temporairement inondée. En effet, si les individus de la strate supérieure intacte appartiennent à 10 espèces différentes, ceux de la strate supérieure brûlée ne sont représentés que par une seule espèce. Au niveau de la strate intermédiaire, le feu a réduit de la moitié le nombre d'espèces. De plus, la diversité floristique, estimée par l'appréciation du coefficient de mélange, a augmenté dans chacune des deux strates à cause du feu. Ainsi, les peuplements sont devenus plus polyspécifiques étant donné que les espèces de la forêt brûlée sont représentées par moins d'individus par rapport à ceux de la forêt intacte. La valeur élevée du coefficient de mélange peut également signifier que la densité diminue plus que la richesse spécifique à travers le passage du feu.

Deuxièmement, le feu a modifié les valeurs des paramètres de structure dans les strates supérieures de la forêt temporairement inondée. En effet, elles ont diminué après le passage du feu. Tout d'abord, le feu a significativement réduit les densités des deux strates. Une diminution de 97,92% a été constatée dans la strate supérieure, signifiant une importance de mortalité des arbres à travers le passage du feu. Comme dans la strate supérieure, les arbres de la strate intermédiaire survivent rarement au feu puisque la diminution de la densité est de l'ordre de 93,45%. Le feu a également réduit la surface terrière des strates supérieures de la forêt temporairement inondée. La hauteur moyenne des peuplements forestiers des strates supérieures a également diminué après le passage du feu. Cette diminution peut signifier que le feu agit sur la hauteur de la canopée de la forêt temporairement inondée.

Les résultats énoncés relatifs aux paramètres de diversité et de structure de la forêt brûlée et de la forêt intacte permettent de mettre en évidence des changements provoqués par le passage du feu. Le feu influe sur la diversité et la structure de la forêt, aussi bien au niveau de la strate supérieure qu'au niveau de la strate intermédiaire. Ainsi, l'hypothèse énoncée sur l'effet du feu sur la diversité et la structure de la strate supérieure est réfutée, tandis que celle énoncée concernant la strate intermédiaire est vérifiée.

Certains résultats sur l'étude de l'effet du feu sur la diversité et la structure de la forêt temporairement inondée ont été retrouvés dans des études similaires comme celles menées dans la forêt sèche décidue de Kirindy à l'Ouest de Madagascar, dans la forêt tropicale du Nord de l'Amazonie et dans la forêt tropicale sèche de Chiquitania (Ehrensperger et al, 2013 ; Xaud, Martins & Dos Santos, 2013 ; Devisscher et al, 2016). Les résultats sur la composition floristique sont les premiers concernés. En effet, les changements au niveau de la composition floristique dans les strates supérieures ont été également rencontrés dans les résultats des trois études citées précédemment. Ces trois études mettent également en évidence une réduction des paramètres de structure, parmi lesquels la densité et la surface terrière. L'étude menée à Madagascar dans la forêt de Kirindy ne traite pas l'effet du feu sur la hauteur des peuplements contrairement aux deux autres études menées à l'étranger. L'analyse de l'effet du feu dans la forêt tropicale Nord Amazonienne évaluent directement l'effet du feu sur la hauteur moyenne des peuplements, tandis que les études menées dans la forêt de Chiquitania en Bolivie permettent d'apprécier l'effet du feu sur la hauteur moyenne par l'évaluation de la biomasse (Xaud, Martins & Dos Santos, 2013 ; Devisscher et al, 2016).

Par ailleurs, malgré les similarités entre les résultats de cette étude avec les résultats des autres études, des différences ont été constatés. Il s'agit en premier lieu des résultats sur la richesse spécifique. Les études menées dans la forêt de Kirindy sur des végétations brûlées datant de quatre ans montrent une diminution de la richesse spécifique moins importante par rapport à la diminution rencontrée dans les végétations brûlées de la forêt temporairement inondée (Ehrensperger et al, 2013). En effet, la diminution de la richesse spécifique dans la forêt temporairement inondée est de l'ordre de 50% contre 37% pour la forêt de Kirindy. Cet écart pourrait s'expliquer par le fait que l'incendie de la forêt temporairement inondée est plus récent par rapport à celui de la forêt de Kirindy. En effet, le feu étudié dans la forêt temporairement inondée date seulement de deux ans contre quatre ans pour le cas de la forêt de Kirindy, ne laissant pas assez de temps aux espèces de se régénérer. Une autre explication possible pourrait être que la forêt temporairement inondée est majoritairement composée d'espèces sciaphiles qui ne s'adaptent pas ou ne résistent pas aux conditions du milieu induites

par la perturbation du feu. D'une part, les espèces sciaphiles ne résistent pas à la hausse de température générée pendant et après le passage du feu par la formation de la trouée, contrairement aux espèces thermophiles et héliophiles. D'une autre part, l'exposition à la lumière après la formation de la trouée ne permet pas aux espèces sciaphiles de se développer. Par ailleurs, les espèces sciaphiles mettent également plus de temps pour se régénérer puisque la majorité d'entre elles doivent attendre l'établissement à travers l'échelle de temps des conditions de lumière et de température favorables à leur régénération. Certaines espèces sciaphiles ne se développent qu'après établissement des espèces pionnières ou même des espèces secondaires.

Aussi, les résultats obtenus au cours de cette étude ont révélé une hausse de la diversité spécifique après le passage du feu par l'appréciation du coefficient de mélange dans la forêt brûlée et la forêt intacte. Cependant, les études menées aussi bien dans la forêt tropicale sèche de Kirindy que dans la forêt tropicale humide du Nord de l'Amazonie ont montré une diminution de la diversité spécifique au sein de la forêt brûlée (Ehrensperger et al, 2013 ; Xaud, Martins & Dos Santos, 2013). Ces différences de résultats pourraient s'expliquer par la différence de méthode de traitement de données pour l'évaluation de la diversité spécifique. En effet, les deux études citées précédemment utilisent l'indice de Shannon.

La diminution de la densité est la modification la plus importante du paysage de la forêt temporairement brûlée. Les changements au niveau de la composition floristique contribuent également à la modification du paysage. Selon les études sur la forêt de Kirindy et la forêt Nord amazonienne, la densité revient généralement à son état initial 10 ans après l'incendie de la forêt ; par contre, le changement de la composition floristique est irréversible (Ehrensperger et al, 2013 ; Xaud, Martins & Dos Santos, 2013). Ainsi, il se peut que le paysage primaire de la forêt temporairement brûlée ne soit plus retrouvée après le passage du feu. Dans ce cas, la perte de la végétation historique de la forêt temporairement inondée fera de la NAP Tampolo une destination moins attrayante au cas où les contextes actuels de conservation de sa biodiversité nécessitaient une conversion de la NAP en site écotouristique. Par ailleurs, la diminution de la surface terrière pourrait signifier qu'il faut plus de temps pour les arbres d'atteindre la Diamètre Moyenne d'Exploitation alors que les besoins de la population augmentent à cause de la croissance démographique. Ainsi, les coupes auront tendance à la précocité, ce qui aurait comme conséquence la diminution du taux de régénération des arbres.

3- Recommandation

L'appréciation du rythme de reconstitution de la forêt nécessite le retraceur des effets du feu à travers l'échelle du temps. Ainsi, cette étude ne permet pas d'apprécier le rythme de reconstitution de la forêt temporairement inondée puisqu'aucunes données sur d'autres parcelles brûlées dans des dates différentes n'ont pu être trouvées pour pouvoir les comparer avec les données de 2016. Les résultats sur la composition floristique, la diversité et la structure de la forêt obtenus après les deux premières années qui suivent le passage du feu n'illustrent pas le rythme de reconstitution de la forêt. Une forêt peut se reconstituer après quelques années même si elle est considérablement dégradée pendant les premières années suivant la perturbation par le feu. Des études menées sur les forêts tropicales ont révélé que la forêt retrouve son état initial à partir de 10 ans après la perturbation du feu. Les résultats obtenus sur l'étude de l'effet du feu sur la forêt de Kirindy ont montré que la diversité et la structure de la forêt brûlée se rapproche de celles de la forêt intacte 12 ans après le passage du feu (Ehrensperger et al, 2013). Par contre, la composition floristique de la forêt brûlée diffère significativement de celle de la forêt intacte. L'étude de la dégradation de la forêt du Nord de l'Amazonie provoquée par le feu a également abouti à des résultats similaires (Xaud, Martins & Dos Santos, 2013). De plus, cette étude révèle l'effet que peut avoir l'intensité du feu sur la composition floristique. En effet, les résultats obtenus au cours de cette étude ont montré que la forêt attaquée par un feu intense ou par des feux successifs perd les caractéristiques d'une forêt secondaire et présente des similarités avec les jeunes successions secondaires.

Ces recherches effectuées sur la résilience des forêts par rapport à la perturbation du feu montrent que la reconstruction des forêts est un processus assez long. Pour préserver la forêt des effets néfastes du feu, des actions de prévention doivent être entreprises.

Tout d'abord, il est nécessaire de faire évoluer les comportements humains, en informant et en sensibilisant les agents et les populations riveraines puisque les feux de forêts résultent des activités humaines à l'intérieur de la NAP. L'objectif est d'expliquer pourquoi il faut protéger la forêt de Tampolo et comment la protéger. Les actions d'information et de sensibilisation devraient donner envie d'agir pour protéger la forêt et de prendre des responsabilités. Ensuite, il est possible d'agir sur les principaux facteurs qui conditionnent le régime du feu pour prévenir l'incendie forestier. L'objectif est de réduire la vulnérabilité au feu de la forêt. Parmi la température, le vent et le combustible, c'est ce dernier qui est le facteur la plus facile à contrôler (Manuel de foresterie, 2009). En effet, on peut modifier le type de combustible afin de le rendre moins vulnérable au feu, en réduisant sa quantité ou encore l'éliminant ou en intervenant sur sa composition, surtout pour les périodes où la sécheresse et

les risques sont les plus élevées. A titre d'exemple, à la suite des incendies de forêt majeurs survenus en Colombie-Britannique en 2003, on pratique maintenant des brûlages préventifs lors de périodes moins critiques, et ce, afin de rendre certains complexes combustibles moins vulnérables au feu aux abords des municipalités jugées à risque (Manuel de foresterie, 2009). Il est également possible de mener des opérations sylvicoles à titre préventives. L'objectif est d'obtenir une composition et une structure des peuplements permettant de contrarier la progression du feu et de limiter sa puissance et de limiter les dommages causés aux arbres par le passage du feu. Parmi ces opérations, l'élagage consistant à couper les branches basses des arbres permet de créer une discontinuité entre le couvert arboré et les strates basses de tel sorte que le feu de sol couvant ne se transforme pas en feu de surface ou en feu de cime. Enfin, il faut éliminer les rémanents des élagages, dont l'accumulation favorise la propagation du feu,

Il est possible que les actions de prévention échouent, le feu étant imprévisible. L'échec de l'attaque initiale ouvre la voie aux développements de l'incendie qui peut alors devenir catastrophique. Cependant, il est possible d'atténuer l'effet du feu sur la forêt. Premièrement, il faut réduire les délais d'intervention afin de maîtriser l'éclosion du feu au stade initial. En matière de lutte contre les incendies, le temps est une composante essentielle, surtout lorsque les conditions climatiques sont critiques. La rapidité d'intervention sur un feu naissant conditionne l'évolution de ce feu. Un feu facilement maîtrisable initialement peut dégénérer en un incendie catastrophique si les délais d'intervention sont trop longs. La réduction des délais d'intervention repose sur la multiplication des descentes sur terrain pendant les saisons critiques, permettant de détecter rapidement tout départ de feu. Par ailleurs, les employés de la NAP devraient être formés sur les techniques de lutte primaires et équipés de matériels efficaces pour l'extinction du feu.

La réalisation de grandes discontinuités spatiales associant débroussaillage, mesures sylvicoles et activités agricoles ou pastorales permet également d'atténuer l'effet du feu sur la forêt en arrêtant la progression du feu ou en limitant son extinction. Ces discontinuités spatiales doivent être installés perpendiculairement aux vents dominants. La compartimentation de l'espace permet d'arrêter les incendies de faible et de moyenne puissance. Les végétations dans la forêt de Tampolo sont déjà compartimentées. Cependant, la compartimentation est d'autant plus efficace que les grandes discontinuités sont grandes pour que les incendies ne puissent pas les franchir. La compartimentation de l'espace associe généralement les débroussaillages. Ils permettent de limiter la puissance naturelle du feu et de réduire les dommages causés par les feux. Le débroussaillage est l'élimination de la strate basse de la végétation, c'est-à-dire celle qui est la plus propice à la propagation du feu. Il permet de limiter la puissance et la propagation

d'un feu, en réduisant la biomasse combustible et en créant des discontinuités spatiales, horizontales et verticales. En effet, la puissance d'un feu est étroitement liée à la quantité de phytomasse combustible. Sa propagation dépend en partie de la continuité spatiale entre les végétaux.

Premièrement, le bilan des espèces disparues permet de choisir les espèces résistantes au feu pour pouvoir réduire la perte en biomasse végétale lors du passage du feu. Il permet également de déterminer les essences qui seront choisies pour l'enrichissement. Il permet aussi de déterminer le nombre de plants à produire en pépinière. Deuxièmement, les résultats de l'étude permettent également de prendre des mesures plus strictes face à l'ampleur de l'effet du feu sur la forêt temporairement inondée de Tampolo, aussi bien sur le plan administratif, le plan politique ou sur le plan technique. Comme mesure administrative, l'accès à l'intérieur de la forêt pourrait être proscrite car le feu affecte énormément la forêt. Sur le plan politique, le gouvernement pourrait faire des efforts financiers dans les actions de conservation de la forêt de Tampolo. Sur le plan technique, la distance des pare feu pourrait être augmenté.

CONCLUSION

En guise de conclusion, le feu a un effet considérable sur l'écosystème forestier de Tampolo. Déjà, l'observation sur terrain a montré une nette différence entre la physionomie générale de la forêt temporairement inondée intacte et la forêt temporairement inondée brûlée. Les données récoltées au cours de l'inventaire ont permis de calculer différents paramètres qui ont servi à estimer les effets du feu sur la forêt temporairement inondée. Les données de circonférence et de hauteur des arbres ont été traitées et analysées pour ressortir les variables quantitatives et qualitatives des paramètres de composition floristique, de diversité et de structure caractérisant la forêt brûlée et la forêt intacte. Les résultats ont montré un changement dans la composition de la forêt brûlée aussi bien au niveau de la strate supérieure qu'au niveau de la strate intermédiaire. La valeur des paramètres structuraux de la forêt brûlée a également diminué. La diminution la plus importante est celle de la densité des arbres. Elle s'élève à plus de 90% dans les deux strates. Tous ces résultats ont permis de formuler une conclusion générale selon laquelle la forêt temporairement inondée n'est pas résiliente au feu.

Le fonctionnement des écosystèmes tropicaux et leur dynamique restent encore peu connus. Les résultats obtenus sont assez surprenants car il n'est pas courant que la strate supérieure soit aussi affectée par le feu que la strate intermédiaire. Ainsi, davantage d'étude.

devrait être menées sur ce sujet pour qu'il y ait gestion durable des ressources forestières. L'extinction des feux dans la forêt temporairement inondée nécessite plusieurs semaines. En plus du défaut de moyens matériels, les techniques employées ne sont pas efficaces car il est fréquent que les feux traités se rallument. Les études sur la forêt de Tampolo devraient être augmentées d'autant plus que les végétations hautes littorales et les forêts d'enrichissement sont également victimes des feux. Les autorités locales doivent faire plus d'effort dans la sensibilisation de la population locale et des employés de la NAP pour éviter le début des feux. En effet, il est certain que les feux sont d'origine anthropique même si l'origine exacte des feux n'est pas connue. Le gouvernement doit également prendre des mesures sur l'ensemble des feux forestiers survenant dans les forêts naturelles de Madagascar car ces dernières sont une richesse nationale.

BIBLIOGRAPHIE

- 1- Andriamanamonjy M.T.A. (2016), *Performance des activités de restauration écologique sur les parcelles brûlées Cas de la Forêt Littorale de Tampolo*, Mémoire de Licence mention Foresterie et Environnement, ESSA
- 2- Andriamihaja O. R. N., (2013), *Suivi écologique d'une forêt littorale cyclonée à travers quelques essences de valeur en vue de l'élaboration d'un plan de restauration. Cas de la Réserve de Tampolo, Est de Madagascar*, Mémoire de fin d'étude mention Foresterie et Environnement, ESSA
- 3- Balgobin D. & Andriamarozaka I. (2016), *Annuaire des statistiques environnementales sous le cadre pour le développement des statistiques sur l'environnement (CDSE)*, Antananarivo, INSTAT
- 4- Bazzaz F.A. (1991), « Regeneration of tropical forests: physiological responses of pioneer and secondary species », *Rain forest regeneration and management*, **6** : 91-114
- 5- Birkinshaw C., Lehavana A. & Randrianasolo R. (2005), « Evolution de la structure et de la végétation de la forêt de Tampolo entre 1994 et 2004 et estimation des taux de croissance des arbres », *Recherche pour le développement : Série sciences biologiques*, **22** : 27-34
- 6- Bonnet V. & Taton T. (2003), « Analyse spatiale et fonctionnelle de la réponse de la végétation après incendie en basse Provence calcaire », *Forêt méditerranéenne*, **4** : 385-402
- 7- De Gouvenain R.C. & Ratsirarson J. (2005), « Suivi des forêts littorales de la côte Est de Madagascar », *Recherche pour le développement : Série sciences biologiques*, **22** : 9-22
- 8- De Gouvenain R.C. & Silander Jr J.A. (2003), « Do tropical storm regimes influence the structure of tropical lowland rain forests ? », *Tropical storm regime and forest structure*, **35** : 166-180
- 9- Devisscher T., Malhi Y., Landivar V.D.R., Oliveras I. (2016), « Understanding ecological transitions under recurrent wildfire: A case study in the seasonally dry tropical forests of the Chiquitania, Bolivia », *Forest ecology and management*, **360**: 273-286
- 10- Ehrensperger T., Urech Z.L., Rehnus M., Sorg J.P. (2013), « Fire effect on the woody plant components of dry deciduous forest in Central Menabe, Madagascar », *Applied Vegetation Science*, **16**: 619-628

- 11- ESSA-Forêts (2015), *Plan d'aménagement, de gestion et de sauvegarde de la Réserve de Tampolo en vue de son classement en Paysage Harmonieux Protégé du Système des Aires Protégées de Madagascar*, ESSA-Forêts
- 12- Groupe des Spécialistes des Plantes de Madagascar (2011), *Liste rouge des plantes vasculaires endémiques de Madagascar*
- 13- Jappiot M. (2000), « Evaluation et cartographie du risque d'incendie de forêt à l'aide d'un SIG. Exemple d'un massif forestier du sud de la France », *Forêt méditerranéenne*, **1** : 99-103
- 14- Lu P.L. (2012), *Systematics, evolution, and biogeography among Dracaenoid genera: Dreacaena, Pleomele, and Sansaviera (Asp. aragaceae)*, Thèse de doctorat en botanique, Université de Hawaï à Manoa
- 15- Manuel de foresterie 2009 (1989), Techniques sylvicoles en zone tropical humide (p433), entomologie et pathologie forestière (p189)
- 16- Marie, Radaniela P. & Para (), *Contribution à l'étude des potentialités en huile des graines de la forêt de Tampolo : Calophyllum inophyllum, Prothorus dintimena, Dypsis lutea, Pittosporum ochrosiaefolium, Brochoneura acuminata*, ESSA
- 17- Ordre des ingénieurs forestiers du Québec (2009), *Manuel de foresterie*, MultiMondes
- 18- Patro S.K., Sasmal D., Mazumdar P., Behera P., Lal U.R., Dash S.K., Padhy R.K. (2014), "Review on Genus Canthium: Special Reference to Canthium coromandelicum – an Unexplored Traditional Medicinal Plant of Indian Subcontinent", *American Journal of Phytomedicine and Clinical Therapeutics*, **2**: 796-813
- 19- Primack R.B & Ratsirarson J. (2005), *Principe de base de la Conservation de la Biodiversité*, Antananarivo, CITE
- 20- Rajoelison L. G. (1997), *Etude sylvicole de la forêt tropicale humide Malagasy. Exemple de la forêt littorale exploitée de Tampolo (Fenoarivo-Atsinanana) -Côte Est de Madagascar*. Série du Département des Eaux et Forêts N°4, ESSA
- 21- Rakotomanga F. (2018), *Aménagement du site écotouristique de Tampolo*, Mémoire de Licence mention Foresterie et Environnement, ESSA
- 22- Rakotondrasoa D. (2018), *Evaluation du transfert de gestion et des règles locales autour de la NAP Tampolo*, Mémoire de Licence mention Foresterie et Environnement, ESSA
- 23- Ratsirarson J. & Goodman S.M. (2005), « Suivi de la biodiversité de la forêt littorale de Tampolo », *Recherche pour le développement : Série sciences biologiques*, **22** : 1-124
- 24- Roux G. & Roux M. (1967), "A propos de quelques méthodes de classification en phytosociologie », *Revue de statistique appliquée*, **15** : 59-72

-
- 25- Van Lierop P., Lindquist E., Sathyapala S., Franceschini G. (2015), “Global forest area disturbance from fire, insect pests, diseases and severe weather events”, *Forest Ecology and Management*, **352**: 78-88
- 26- Veilleux-Nolin M. & Payette S. (2012), « Influence of recent fire season and severity on black spruce regeneration in spruce–moss forests of Quebec, Canada”, *Can. J. For. Re*, **42**: 1316-1327
- 27- Xaud M.A.H., Martins F.D.S.R.V. & Dos Santos J.R. (2013), « Tropical forest degradation by mega-fires in the northern Brazilian Amazon”, *Forest Ecology and Management*, **294**: 97-106

WEBOGRAPHIE

www.fao.org [20 Mars 2019]

map.meteomadagascar.mg [16 Mars 2019]

www.worldagroforestry.org [20 Mars 2019]

www.iucn.org [18 Mars 2019]

ANNEXES

Annexe 1 : Cortèges floristiques

Tableau 7: cortège floristique au niveau de la strate supérieure

Espèces	Forêt intacte	Forêt brûlée
<i>Ambavia geraldii</i>	X	
<i>Asteropeia amblyocarpa</i>	X	
<i>Asteropeia multiflora</i>	X	
<i>Camnosperma</i> sp.	X	
<i>Faucherea glutinosa</i>	X	
<i>Intsia bijuga</i>	X	
<i>Sarcolaena multiflora</i>	X	
<i>Syzigium</i> sp.	X	X
<i>Uapaca louvelii</i>	X	
<i>Uapaca</i> sp.	X	

Tableau 8: cortège floristique au niveau de la strate intermédiaire

Espèces	Forêt intacte	Forêt brûlée
<i>Ambavia geraldii</i>	X	X
<i>Aphloia theaformis</i>	X	X
<i>Asteropeia amblyocarpa</i>	X	
<i>Asteropeia multiflora</i>	X	
<i>Bosqueia obovata</i>	X	
<i>Brochoneura acuminata</i>	X	X
<i>Calophyllum inophyllum</i>	X	
<i>Camnosperma</i> sp.	X	
<i>Canthium</i> sp.	X	X
<i>Coffea</i> sp.	X	X
<i>Cuphocarpus aculeatus</i>	X	
<i>Diospyros</i> sp.	X	X
<i>Dracaena reflexa</i>	X	X
<i>Dypsis arenarum</i>	X	
<i>Eremolaena rotundifolia</i>	X	X
<i>Erica</i> sp.	X	

Espèces	Forêt intacte	Forêt brûlée
<i>Erythroxylum corymbosum</i>		X
<i>Faucherea glutinosa</i>	X	X
<i>Homalium</i> sp.	X	
<i>Intsia bijuga</i>	X	
<i>Labramia bojeri</i>	X	X
<i>Memecylon clavistaminum</i>	X	
<i>Ocotea</i> sp.	X	
<i>Oncostemum elephantipes</i>	X	
<i>Pandanus</i> sp.	X	X
<i>Pittosporum</i> sp.	X	
<i>Protorhus</i> sp.	X	X
<i>Psorospermum</i> <i>chronanthifolium</i>	X	X
<i>Rhodocolea</i> sp.	X	X
<i>Sarcolaena multiflora</i>	X	
<i>Symphonia</i> sp.	X	
<i>Syzigium</i> sp.	X	
<i>Tambourissa</i> sp.	X	
tsivakiambaratra		X
<i>Uapaca louvelii</i>	X	X
<i>Vaccinium madagascariensis</i>	X	
<i>Xylopi</i> sp.	X	

Annexe 2 : Noms scientifiques des espèces rencontrées

Tableau 9: liste des noms scientifiques des espèces rencontrées

Noms scientifiques	Noms vernaculaires	Familles
<i>Ambavia gerrardii</i>	Hazoambomaitso	ANNONACEAE
<i>Aphloia theaformis</i>	Fandramanana	APHLOIACEAE
<i>Asteropeia amblyocarpa</i>	Matrambody	ASTEROPEIACEAE
<i>Asteropeia multiflora</i>	Tambonana	ASTEROPEIACEAE
<i>Bosqueia obovata</i>	Fotsidinty	MORACEAE
<i>Brochoneura acuminata</i>	Rarà	MYRISTICACEAE
<i>Camptosperma</i> sp.	Tarantana	ANACARDIACEAE
<i>Canthium</i> sp.	Tsifo	RUBIACEAE

Noms scientifiques	Noms vernaculaires	Familles
<i>Casearia nigrescens</i>	Hazomalany beravina	SALICACEAE
<i>Coffea sp.</i>	Kafeala	RUBIACEAE
<i>Cuphocarpus aculeatus</i>	Voantsilana	ARALIACEAE
<i>Diospyros sp.</i>	Hazomainty	EBENACEAE
<i>Dracaena reflexa</i>	Hasina	CONVALLARIACEAE
<i>Dypsis arenarum</i>	Amboza	ARECACEAE
<i>Dypsis tsaravoasira</i>	Tsaravoasira	ARECACEAE
<i>Eremolaena rotundifolia</i>	Amaninombilahy	SARCOLAENACEAE
<i>Erica sp</i>	Anjavidy	ERICACEAE
<i>Erythroxylum corymbosum</i>	Menahihy	ERYTHROXYLACEAE
<i>Faucherea glutinosa</i>	Nantomena	SAPOTACEAE
<i>Gaerineria sp.</i>	Sadodoko	RUBIACEAE
<i>Homalium sp.</i>	Hazombato	SALICACEAE
<i>Labramia bojeri</i>	Nantovoasihy	SAPOTACEAE
<i>Macaranga acuminata</i>	Mankaranana	EUPHORBIACEAE
<i>Memecylon clavistaminum</i>	Tsimahamasantsokina	MELASTOMATAACEAE
<i>Ocotea sp.</i>	Tafononana	LAURACEAE
<i>Oncostemum elephantipes</i>	Hasintoho	MYRSINACEAE
<i>Pandanus sp.</i>	Vakona	PANDANACEAE
<i>Pittosporum sp.</i>	Maimbovitsika	PITTOSPORACEAE
<i>Protorhus sp.</i>	Hazombarorana	ANACARDIACEAE
<i>Psorospermum chronanthifolium</i>	Harongampanihy	CLUSIACEAE
<i>Rhodocolea sp.</i>	Tsifontsoho	BIGNONIACEAE
<i>Sarcolaena multiflora</i>	Helana	SARCOLAENACEAE
<i>Symphonia sp</i>	Hazinina	CLUSIACEAE
<i>Syzigium sp.</i>	Rotra	EUPHORBIACEAE
<i>Tambourissa sp.</i>	Ambora	MONIMIACEAE
<i>Uapaca louvelii</i>	Voapaka	EUPHORBIACEAE
<i>Vaccinium madagascariensis</i>	Voantsiritra	ERICACEAE
-	Tsivakiambaratra	-