Identification des enjeux de conservation et priorisation des actions de lutte contre les espèces exotiques envahissantes à La Réunion

Pauline Fenouillas

▶ **To cite this version:**

Pauline Fenouillas. Identification des enjeux de conservation et priorisation des actions de lutte contre les espèces exotiques envahissantes à La Réunion. Biodiversité et Ecologie. Université de la Réunion, 2021. Français. NNT : 2021LARE0028 . tel-03503037

HAL Id: tel-03503037

https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-03503037

Submitted on 27 Dec 2021

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

THÈSE

En vue de l'obtention du
Doctorat de l'Université de La Réunion

Discipline
Biologie des Populations et Écologie

Présentée par
Pauline FENOUILLAS

Préparée au sein de l'Unité Mixte de Recherche
Peuplements Végétaux et Bio-agresseurs en Milieu Tropical

École Doctorale
Sciences, Technologies et Santé (STS 542)

Identification des enjeux de conservation et priorisation des actions de lutte contre les espèces exotiques envahissantes à La Réunion

---

Thèse soutenue publiquement le 26/10/2021 devant le jury composé de :

Gabrielle THIÉBAUT, Professeure à l'Université de Rennes	**Présidente de Jury / Rapporteuse**
John THOMPSON, Directeur de recherche CNRS Montpellier	**Rapporteur**
Benoit LEQUETTE, Responsable de service, Parc national de La Réunion	**Examinateur**
Mathieu ROUGET, Chercheur HDR, CIRAD La Réunion	**Directeur de Thèse**

REMERCIEMENTS

Et voilà qu'après trois ans, cette belle aventure professionnelle et également humaine que représente la thèse, se termine. Je voudrais ici remercier toutes les personnes qui ont contribué d'une manière ou d'une autre au bon déroulement de ces travaux.

En premier lieu, je souhaiterais adresser mes remerciements au CIRAD ainsi qu'au Parc national de La Réunion, qui ont co-financé ce projet de thèse. Je souhaite également remercier Bernard Reynaud, directeur de l'UMR PVBMT pour m'avoir permis de réaliser cette thèse au sein de son unité.

Je souhaite également remercier Gabrielle Thiébaut et John Thompson pour avoir accepté d'être les rapporteurs de ce travail. Merci aussi à Benoit Lequette d'avoir accepté de compléter ce jury de thèse en qualité d'examinateur.

Je souhaiterais maintenant, en quelques lignes, exprimer toute ma reconnaissance envers mon directeur de thèse Mathieu Rouget. Je ne me prédestinais pas forcément à faire de thèse, peut-être (surement) par manque de confiance, mais tu as su trouver les mots comme bien souvent. Merci pour ton aide, tes conseils, ta pédagogie, ta disponibilité, ton investissement, ta confiance... j'ai pleinement conscience de la chance que j'ai eue de t'avoir comme directeur de thèse. Et dire que cette belle aventure a débuté suite à quelques jours en forêt à Mare Longue entre mon année de M1 et de M2... qui ont débouché sur un stage de six mois. La suite on la connait ... Merci pour tout Mathieu.

S'il y a bien une expression que je retiendrais suite à ces trois années de thèse, c'est « Seul on va peut-être plus vite, mais ensemble on va plus loin ». On peut très rapidement avoir la sensation de se retrouver seul face à soi-même en s'engageant dans une thèse, difficile de ressentir un tel sentiment quand vos travaux de thèse s'intègrent justement dans un large Groupe de Travail réunissant des dizaines de personnes. Pour m'avoir ouvert la porte, encouragé et aiguillé lors de nos diverses réunions je souhaiterais remercier chaleureusement : Elise Amy, Claudine Ah-Peng, Isabelle Bracco, Emilie Cazal, Stéphanie Dafreville, Mélodie Gosset, Florent Ingrassia, Christophe Lavergne, Benoit Lequette, Jean-Cyrille Notter, Jean-Marie Pausé, Guillaume Payet, Nicolas Payet, Frédéric Picot, Nila Poungavanon, Dominique Strasberg, Hermann Thomas, Julien Triolo et Vincent Turquet. Sans vous, ce travail n'aurait pas été possible.

Pour leur aide précieuse sur le terrain, tant sur les aspects de réflexion et de mise en place du protocole que sur les aspects techniques sur site, je voudrais remercier : Margot Caubit, Cédric Ajaguin-Soleyen, Luana Gillet ainsi que Jean-Marie, Emilie, Dominique et Mathieu précédemment cités. Merci pour votre motivation et votre enthousiasme… sans vous on y serait encore !

Je pense également à tous ceux avec qui j'ai partagé le bureau et qui ont contribué à ce que cette thèse se déroule dans les meilleures conditions possibles. Par ordre d'arrivée : Alizée, Hadija, Félicien et Cathucia. Merci d'avoir été de si chouettes collègues de bureau ! À tous mes copains doctorants, je vous souhaite le meilleur ! Vous allez y arriver et je suis de tout cœur

avec vous ! Un énorme merci à Paola, Nicolas, Sohini et Félicien pour leurs précieux conseils pour la préparation de la soutenance.

Je veux bien évidemment remercier mes ami(e)s. Merci d'avoir été d'un soutien sans faille, d'avoir toujours été présents dans les bons et les moins bons moments. Merci également d'avoir compris que sur cette fin de thèse je devais être moins présente. Je ne vais pas me risquer à tous vous citer de peur d'oublier quelqu'un mais un merci tout particulier à Aurélie qui après plus de 15 ans d'amitié fait partie de ma famille aujourd'hui. Anna, mon binôme de toujours, à toi de jouer maintenant... et reviens nous vite, tu nous manques !

Finalement, je clôturerais ces remerciements avec ma famille ! Merci d'avoir toujours cru en moi et de m'avoir poussé à me dépasser. Vous m'avez tous apporté un petit quelque chose. Maman, papa, Pierryl… merci d'être là, d'avoir supporté mes humeurs changeantes et d'avoir encaissé mon stress sans broncher. Je sais que vous serez toujours là pour moi, mais la réciproque est vraie également ! C'est grâce à vous si j'en suis là aujourd'hui, alors merci du fond du cœur !

Un immense merci donc, à toutes les personnes qui de près ou de loin m'ont accompagnée durant ces trois années de thèse… j'espère n'avoir oublié personne !

TABLE DES MATIERES

- Liste des abréviations i
- Liste des figures ii
- Liste des tableaux v
- **1. INTRODUCTION GÉNÉRALE 1**

1.1. LES INVASIONS BIOLOGIQUES : DU PROCESSUS D'INVASION A LEUR GESTION 1
1.1.1. Définition et processus des invasions biologiques 1
1.1.2. La Priorisation des espèces exotiques et des sites nécessitant une gestion 4
1.1.3. Gestion des EEE dans les aires protégées 6
1.2. LA REUNION : LA GESTION D'UN PATRIMOINE NATUREL MENACE 10
1.2.1. La Réunion au sein du patrimoine naturel des Mascareignes 10
1.2.2. Les invasions biologiques : principale menace à La Réunion et dans les outre-mer français 13
1.2.3. La gestion des plantes exotiques envahissantes à La Réunion 14
1.2.4. L'évaluation des « Pitons, Cirques et Remparts » par l'IUCN 18
1.3. CONTEXTE GENERAL ET OBJECTIFS DE THESE 19
1.3.1. Contexte 19
1.3.2. Objectifs de la thèse 20
1.4. CADRE METHODOLOGIQUE 21
1.4.1. De la recherche à la gestion : une méthodologie adaptée 21
1.4.2. Création d'un Groupe de Travail et articulation avec la thèse 23

- **2. QUANTIFYING INVASION DEGREE BY ALIEN PLANTS SPECIES IN REUNION ISLAND 31**

2.1. INTRODUCTION 31
2.2. MATERIAL AND METHODS 33
2.2.1. Study area 33
2.2.2. Mapping the degree of invasion by alien species based on existing data and expert knowledge 34
2.2.3. Mapping habitat diversity and transformation 38
2.2.4. Modelling the degree of invasion and identifying key drivers of invasion 39
2.2.4.1. Data acquisition 39
2.2.4.2. Statistical methods 40
2.2.4.3. Filling the gap with modelled data 41
2.3. RESULTS 42
2.3.1. Degree of invasion 42
2.3.2. Degree of invasion within vegetation types 44
2.3.3. Drivers of invasion 46
2.4. DISCUSSION 47

- **3. QUANTIFICATION DU DEGRÉ D'INVASION DANS DEUX HABITATS CONTRASTÉS DE L'ILE DE LA RÉUNION 53**

3.1. INTRODUCTION 54
3.2. MATERIELS ET METHODES 56
3.2.1. Sites d'étude 56
3.2.1.1. Foret mégatherme de basse altitude : 56
3.2.1.2. Végétation éricoïde 57
3.2.2. Mesures d'abondance : effectif ou recouvrement ? 58
3.2.3. Estimation du degré d'invasion sur le terrain 59
3.2.3.1. Echantillonnage systématique 60
3.2.3.2. Caractéristiques générales du protocole 61
3.2.3.3. En forêt mégatherme de basse altitude 62
3.2.3.4. En végétation éricoïde 62
3.2.4. Analyses statistiques 63
3.2.4.1. Diversité et abondance des espèces exotiques 63
3.2.4.2. Degré d'invasion par analyse de cluster 63
3.2.4.3. Interpolation spatiale par analyse de krigeage 64
3.3. RESULTATS 65
3.3.1. Diversité et abondance des espèces exotiques 65
3.3.1.1. En forêt mégatherme de basse altitude : site de Mare Longue 65
3.3.1.2. En végétation éricoïde 66
3.3.2. Recouvrement et Taux d'invasion par strates 68
3.3.3. Analyse cluster et interpolation spatiale 70
3.3.3.1. Analyses de cluster 70
3.3.3.2. Interpolation spatiale par analyse de krigeage 72
3.4. DISCUSSION 73
3.4.1. Synthèse des résultats clés 73
3.4.2. Comparaison des résultats avec autres systèmes/pays 73
3.4.3. Aspect méthodologie et mise en place du protocole 75
3.4.4. Utilité pour la gestion 76
3.4.5. Limites de l'étude 76
3.4.6. Perspectives et suites des études à mettre en place 77

- **4. WHERE TO PRIORITISE ALIEN PLANT CLEARING? A CASE STUDY FROM REUNION ISLAND 83**

4.1. INTRODUCTION 83
4.2. MATERIAL AND METHODS 85
4.2.1. Study area 85
4.2.2. Project design and conceptual framework (stage 0) 86
4.2.3. Data collection on the spatial distribution of biodiversity and threats (stage 1) 89
4.2.3.1. Species and vegetation identification 89
4.2.3.2. Mapping the degree of invasion by alien species 89
4.2.4. Analysis to identify biodiversity priority areas and plant clearing priorities (stage 2) 90
4.2.4.1. Identification of biodiversity priority areas 91

4.2.4.2. Identification of plant clearing priorities 93
4.3. RESULTS 94
4.3.1. Transdisciplinary process 94
4.3.2. Biodiversity priority areas 95
4.3.3. Alien plant clearing priorities 96
4.4. DISCUSSION 97
4.4.1. The use of systematic conservation planning to improve decision-making and implementation of alien plants clearing programme 98
4.4.2. Lessons learned from implementing the invasive plant clearing priority areas 99
4.4.3. Study limits and perspectives 100

- **5. DISCUSSION GENERALE 103**

5.1. UNE MEILLEURE CONNAISSANCE DES PATRONS D'INVASION A L'ECHELLE DU TERRITOIRE 103
5.1.1. La cartographie du degré d'invasion 103
5.1.2. Priorisation spatiale pour le contrôle des EEE 107
5.1.2.1. Un manque de publications sur la priorisation des actions de lutte contre les Espèces Exotiques Envahissantes 107
5.1.2.2. Adaptation de la planification de la conservation à la lutte contre les Espèces Exotiques Envahissantes 108
5.1.2.3. Prise en compte de critères opérationnels 110
5.1.3. De la mesure du degré d'invasion sur le terrain à la cartographie 112
5.1.4. Le besoin d'étudier les processus écologiques à différentes échelles spatiales 115
5.2. UNE INTEGRATION DES TRAVAUX DE LA THESE DANS LE PROGRAMME DE LUTTE CONTRE LES EEE 118
5.2.1. De la science à l'action : une démarche concertée entre les acteurs de la conservation de la biodiversité 118
5.2.2. Intégration des travaux de thèse dans la programmation des actions de lutte 120
5.2.2.1. Intégration dans les actions du Parc national de La Réunion 120
5.2.2.2. Une intégration de cartographie des priorités d'actions de lutte dans les travaux de l'ONF 121
5.3. UNE APPROCHE TRANSDISCIPLINAIRE 123
5.3.1. Réflexion sur le processus transdisciplinaire mis en place 124
5.3.2. Une première évaluation du processus 127
5.4. CONCLUSION 130

- **6. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES 131**
- **7. ANNEXES 149**

ANNEXE 2.1: Accessibility 149
ANNEXE 2.2: Geomorphology 152
ANNEXE 2.3: Invasion degree according to vegetation type (level 2). 153
ANNEXE 2.4: Major invasive plants species on reunion island. 154

ANNEXE 2.5: Spatial distribution of major invasive species on reunion island (based on all existing botanical surveys since 1980). 156
ANNEXE 2.6: Misclassification rates per invasion categories for each random forest models. 160
ANNEXE 3.1: Analyses de krigeage 161
ANNEXE 3.2: Liste des especes recensees sur les deux sites d'etude. 164
ANNEXE 3.3 : Cluster 166
ANNEXE 3.4 : A l'echelle d'une espece – cas de psidium cattleianum au sein de la foret de mare longue 168
ANNEXE 4.1 : Rapport d'etape du projet « priorisation spatiale des actions de gestion des plantes exotiques envahissantes » 170
ANNEXE 5.1 : Questionnaire envoye au membre du gt priorisation pour evaluation du partenariat 227

- Résumé 232
- Summary 233

LISTE DES ABREVIATIONS

ACI : Aire de Conservation Intense

ACP : Analyse en Composante Principale

AT : Atelier de Travail

CBNM / CBN-CPIE Mascarin : Conservatoire Botanique National de Mascarin

CIRAD : Centre de coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement

CoPil : Comité de Pilotage

CoTech : Comité Technique

DBH : Diamètre à Hauteur de Poitrine

DEAL : Direction de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement

EEE : Espèce Exotique Envahissante

GT : Groupe de Travail

ONF : Office National des Forêts

PEE : Plante Exotique Envahissante

PNRun : Parc national de La Réunion

POLI : Plan Opérationnel de Lutte contre les Invasives

SOOI : Sud-Ouest Océan Indien

SPL-EDDEN : Société Publique Locale pour l'Ecologie et le Développement Durable des Espaces Naturels

SRB : Stratégie Réunionnaise pour la Biodiversité

UICN : Union Internationale pour la conservation de la Nature

ZNIEFF : Zone Naturelle d'Intérêt Ecologique Floristique et Faunistique

Abréviations en anglais :

ABF : Additive Benefit Function

GBF : Generalised Benefit Function

IAS : Invasive Alien Species

IUCN : International Union for Conservation of Nature

KCA : Key Control Areas

TBF : Target-Based Planning

LISTE DES FIGURES

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Figure 1.1 : Représentation des étapes successives du processus d'invasion et des barrières surmontées une à une par les especes pour passer à l'étape suivante **3**

Figure 1.2 : Prioriser les especes, les voies et les sites dans un contexte d'invasion biologique **5**

Figure 1.3 : Statut de la flore vasculaire spontanée de La Réunion **11**

Figure 1.4 : Habitats de La Réunion : (A) étendue d'origine ; (B) étendue actuelle (excluant les zones transformées par l'agriculture et l'urbanisation ou très fortement envahies)..... **12**

Figure 1.5 : Illustration des différentes actions de lutte contre les plantes exotiques envahissantes en milieu naturel menées à La Réunion par l'ONF (d'après Roussel et Triolo, 2016). **16**

Figure 1.6 : Modèle conceptuel d'un processus de recherche transdisciplinaire idéal (d'après Lang et al., 2012). **23**

Figure 1.7 : Illustration représentant l'interaction des differents niveaux de gouvernance du groupe de travail « Priorisation spatiale des actions de lutte contre les EEE » et présentant les institutions concernées. **24**

CHAPITRE 1

Figure 2.1: Mainland cover types on reunion island (modified from Dupuy et Gaetano 2019) **34**

Figure 2.2: Methodological approach for mapping the degree of invasion. **35**

Figure 2.3: Invasion degree by alien plants species in extant native vegetation of reunion island **43**

Figure 2.4: Invasion degree according to the level-1 habitat classification **45**

CHAPITRE 2

Figure 3.1 : Habitats étudiés et sites d'étude associes **58**

Figure 3.2 : Approche générale mise en place pour cartographier le degré d'invasion à une échelle fine. **59**

Figure 3.3 : Illustration schématique de la methodologie mise en place pour quantifier le degré d'invasion dans deux types de végétation très contrastés : la forêt mégatherme de basse altitude (site de Mare Longue) et la végétation ericoïde (site du Volcan). **61**

Figure 3.4 : Taux d'invasion moyen des strates (A) herbacée, (B) arbustive et (C) arborée en foret mégatherme de basse altitude (site de Mare Longue)..... **69**

Figure 3.5 : Recouvrement moyen de la strate herbacée (A) et taux d'invasion des strates (B) herbacée, (C) arbustive et (D) arborée en vegetation éricoïde (site du Volcan) **70**

Figure 3.6 : Analyses de (A) cluster et de (B) krigeage sur le site de Mare Longue **71**

Figure 3.7 : Analyses de (A) cluster et de (B) krigeage sur le site du Volcan..... **72**

CHAPITRE 3

Figure 4.1 : Reunion island localisation and main land-cover types (modified from Dupuy and Gaetano, 2019) **86**

Figure 4.2 : Different stages of the research-action process highlighting key scientific and management inputs. **87**

Figure 4.3 : General approach put in place to identify the biodiversity priority areas and the plants clearing areas **90**

Figure 4.4: Timeline delimiting the main stages of the project. The main meetings and scientific validations are also indicated. **94**

Figure 4.5: Biodiversity priority areas **96**

Figure 4.6: Plants clearing priority **97**

DISCUSSION GÉNÉRALE

Figure 5.1 : Degré d'invasion issu des publications de (A) Strasberg et al (2005) et (B) Fenouillas et al (2021) basé sur la typologie du degre d'invasion utilisé au chapitre 1 .....**105**

Figure 5.2 : Nombre de publications traitant du champ disciplinaire de la planification de la conservation et des invasions biologiques. **109**

Figure 5.3 : Approche mise en place afin de quantifier à une echelle fine le degré d'invasion **113**

Figure 5.4 : Données disponibles quantifiant le degré d'invasion au sein de la réserve de Mare Longue.....**114**

Figure 5.5 : Zoom sur la réserve biologique de Mare Longue à partir de cartographie à l'échelle (A) territoriale et (B) locale. **115**

Figure 5.6 : Déclinaison des enjeux de conservation en un programme opérationnel coordonné de chantiers de lutte.....**119**

Figure 5.7 : Frise chronologique représentant les intéractions régulieres entre les trois niveaux de gouvernance du partenariat et les présentations clés du projet lors d'instances exterieures **120**

Figure 5.8 : Réalignement des ACIs de l'ONF selon la cartographie des priorités d'actions de lutte.....**122**

Figure 5.9 : Alignement de la programmation des chantiers ONF 2019 avec les travaux de priorisation issus de la thèse (en termes de montant et de surface)**.....123**

Figure 5.10 : Actions permettant d'établir des partenariats reussis afin de combler le fossé entre science et action**.....125**

LISTE DES TABLEAUX

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Tableau 1.1 : Estimation du nombre de plantes introduites et envahissantes dans les îles du Sud-ouest océan Indien, les territoires d'outre-mer et la France métropolitaine.. 14

Tableau 1.2 : Actions de lutte contre les EEE et exemples de mise en œuvre à La Réunion .. 17

CHAPITRE 1

Table 2.1: Data used for mapping the degree of invasion..... 36

Table 2.2: Major vegetation types in Reunion (level-1 classification)..... 38

Table 2.3: Variables used to explain the spatial pattern of invasion..... 39

Table 2.4: Change in invasion degree by alien plants species on Reunion Island between Strasberg et al. (2005) and this study. 43

Table 2.5: Major invasive species per vegetation types on Reunion island (species occurrence data from CBNM dataset) 46

Table 2.6: Variable importance and prediction accuracy of models..... 47

CHAPITRE 2

Tableau 3.1 : Variables explicatives utilisées pour l'analyse de cluster 64

Tableau 3.2 : Recouvrement et fréquence des espèces échantillonnée sur le site de Mare Longue 66

Tableau 3.3 : Recouvrement et fréquence des espèces échantillonnée sur le site du Volcan 67

Tableau 3.4: Diversité, abondance et taux d'invasion moyen des 3 strates étudiées 68

CHAPITRE 3

Table 4.1: Role of the different agencies involved in the research-action process 87

Table 4.2: Products and outcomes of the project 95

DISCUSSION GÉNÉRALE

Tableau 5.1 : L'importance de l'échelle spatiale sur quelques éléments clés associés au processus d'invasion des plantes (modifié à partir de Pauchard et Shea (2006))..... 117

Tableau 5.2 : Facteurs ayant favorisés et limités le succès du partenariat selon les réponses au questionnaire 128

Tableau 5.3 : Réponse au questionnaire à la question « Le partenariat a –t-il répondu aux attentes initiales telles qu'elles étaient définies dans la note de cadrage ? » 129

INTRODUCTION GÉNÉRALE

1. INTRODUCTION GÉNÉRALE

L'érosion de la biodiversité constitue un défi majeur à l'échelle planétaire. Le taux d'extinction des espèces animales et végétales est estimé à 100 fois supérieur aux taux des cinq grandes extinctions de masse dans le passé sur Terre (Ceballos et al., 2015). Le rapport de la Plateforme intergouvernementale sur la biodiversité et les services écosystémiques le confirme : « La nature décline globalement à un rythme sans précédent dans l'histoire humaine – et le taux d'extinction des espèces s'accélère » (IPBES, 2019) . A l'échelle mondiale, cinq facteurs directs de changement, ayant les plus forts impacts sur la nature, ont pu être identifiés (IPBES, 2019). Ils sont présentés ci-après, par ordre décroissant : (1) les changements d'usage des terres et de la mer ; (2) l'exploitation directe de certains organismes ; (3) le changement climatique ; (4) la pollution et (5) les Espèces Exotiques Envahissantes (EEE). Ces différentes menaces peuvent agir indépendamment ou en synergie entrainant des impacts encore plus importants (Bartlett et al., 2016; Mantyka-pringle et al., 2012; Walther et al., 2009).

Cette thèse s'intéresse principalement à la cinquième catégorie de menace, les espèces exotiques envahissantes. Les invasions biologiques n'ont cessé d'augmenter durant les dernières décennies, notamment en lien avec la fréquence et les distances parcourues par les moyens de transport modernes (Hulme, 2009a; Seebens et al., 2017a). L'arrivée de ces nouvelles espèces dans des communautés préexistantes entraînent de nombreux dégâts. La gestion de ces EEE se doit donc d'être efficace afin de limiter leurs impacts.

1.1. Les invasions biologiques : du processus d'invasion à leur gestion

1.1.1. Définition et processus des invasions biologiques

Une espèce est définie comme indigène (ou autochtone) si sa présence dans une région est le résultat de processus naturels, sans l'intervention de l'homme. Une espèce exotique (par opposition à une espèce indigène) est une espèce dont la présence dans une région est attribuable à des actions humaines, délibérées ou involontaires, qui lui ont permis de surmonter les barrières biogéographiques (Essl et al., 2018; Richardson et al., 2000). Un sous

ensemble de ces espèces exotiques vont s'établir de façon pérenne et vont être capables de se propager rapidement sur d'importantes distances loin des sites d'introduction ; on parle ainsi d'espèces exotiques envahissantes (EEE) (Blackburn et al., 2011; Richardson et al., 2000). Toutefois la définition d'une EEE reste débattue dans la communauté scientifique. Ainsi, l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN), intègre la notion d'impacts à la définition d'une espèce envahissante; ainsi une espèce est qualifiée d'envahissante que si son implantation et sa propagation menacent les écosystèmes, les habitats ou les espèces indigènes avec des conséquences écologiques, économiques ou sanitaires négatives (UICN, 2000). Dans le cadre de ces travaux, nous n'intégrons pas la notion d'impacts à la définition d'une espèce exotique envahissante.

Depuis la publication de l'ouvrage d'Elton en 1958, les invasions biologiques ont fait l'objet de nombreuses études scientifiques afin de mieux comprendre les mécanismes d'invasion et de proposer des possibilités de gestion (Lowry et al., 2013). L'étude du processus d'invasion a permis de poser un cadre consensuel en illustrant le cheminement d'une espèce exotique sous la forme d'une série d'étapes séparées par des barrières que les espèces doivent franchir afin de devenir envahissantes (Blackburn et al., 2011, Figure 1.1). La première étape de ce processus d'invasion comprend le transport d'une espèce hors de son aire de répartition naturelle ; franchissant ainsi des barrières géographiques (Hulme et al., 2008). Une seconde barrière géographique peut être nécessaire à franchir, à l'échelle locale, afin de se reproduire en dehors de la captivité ou de la culture. Ainsi les capacités de dispersion et de propagation de l'espèce par d'autres voies (vent, courant, animaux dont l'Homme…) sont primordiales. Les individus introduits doivent par la suite être en mesure de survivre et de se reproduire dans leur nouvel environnement jusqu'à l'établissement d'une population viable. Cette nouvelle étape va être facilitée par la présence de niches vacantes ou encore l'absence de groupe fonctionnels proches ; à l'inverse une faible pression de propagules, la présence d'ennemis ou de mutualismes peuvent mettre en échec cette phase d'établissement. Finalement les individus établis doivent réussir à se disperser dans leur nouvel environnement et créer de nouvelles populations hors de la zone d'introduction. Seule une faible proportion des espèces sont capables de franchir l'intégralité des barrières (Jeschke et Pyšek, 2018; Williamson, 1996).

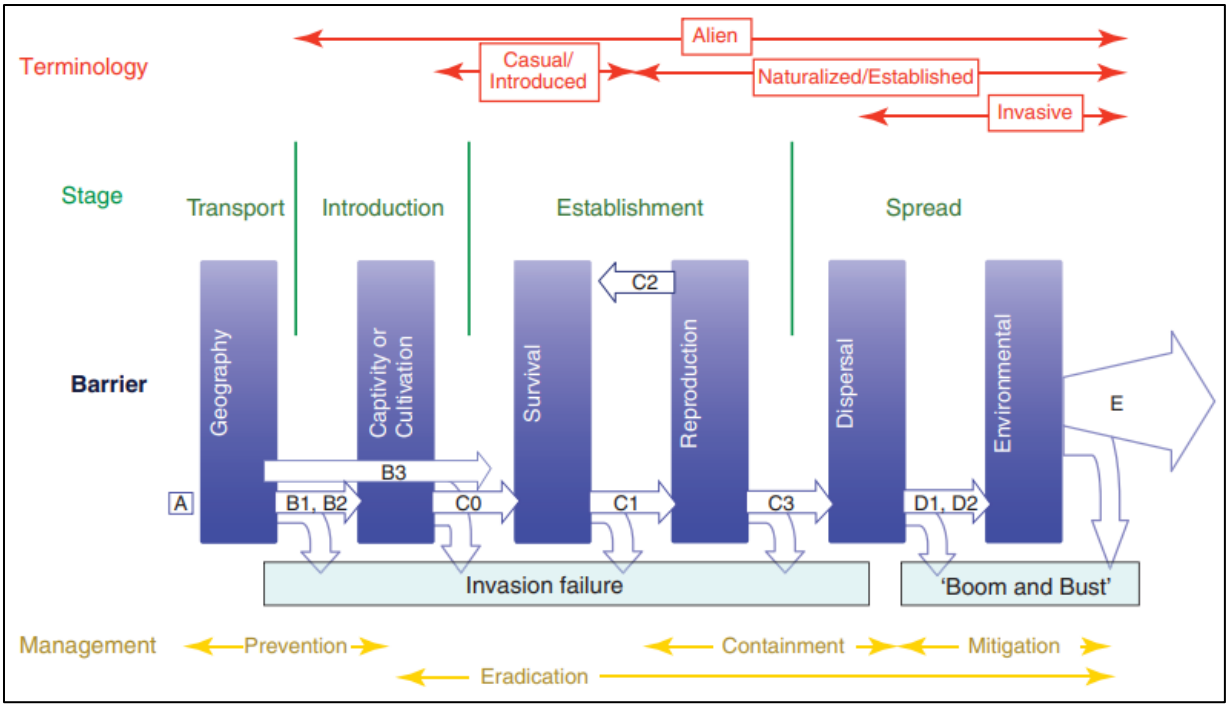


Figure 1.1 : Représentation des étapes successives du processus d'invasion et des barrières surmontées une à une par les espèces pour passer à l'étape suivante. Les espèces sont désignées différemment dans la terminologie (en rouge) selon le stade du processus d'invasion qu'elles ont atteint. Différentes interventions de gestion (en jaune) s'appliquent aux différents stades. Les flèches blanches décrivent le mouvement des espèces le long du cadre d'invasion par rapport aux barrières. A : Individus présents dans leur aire native. B1, B2 : Individus transportés hors de leur aire native et maintenus en captivité ou en culture. B3 : Individus transportés hors de leur aire native et directement introduits dans le nouvel environnement. C0 : Individus s'échappant de captivité ou de culture. C1 : Individus parvenant à survivre dans leur aire d'introduction. C2 : Individus parvenant à survivre et se reproduire dans leur aire d'introduction, sans que la population ne se maintienne. C3 : Individus parvenant à survivre, se reproduire, et maintien de la population. D1 : Individus issus d'une population introduite et se maintenant à distance de celle-ci. D2 : Individus issus d'une population introduite, se maintenant et se reproduisant à distance de celle-ci. E : Individus se dispersant, survivant, et se reproduisant à de multiples sites hors de la population d'introduction. Chaque étape peut échouer et conduire à l'échec du processus d'invasion (D'après Blackburn et al., 2011).

La compréhension des étapes et barrières du processus d'invasion ont été largement étudiées (Lowry et al., 2013) mais la réponse à apporter en termes de gestion l'a été beaucoup moins. Sur les 2841 articles analysés, seulement 233 (8.2%) s'intéressaient à la gestion des espèces exotiques envahissantes (Lowry et al., 2013). La gestion des espèces exotiques envahissantes comprend l'ensemble des mesures mises en place afin de limiter l'introduction, l'installation et la propagation de ces espèces. Elle inclue les méthodes liées à la prévention

de l'introduction de nouvelles espèces (réglementation, contrôle aux frontières par exemple) jusqu'aux approches de contrôle et d'atténuation. Si la prévention ou encore l'intervention dès le début de l'apparition d'une nouvelle espèce exotiques restent les meilleures défenses face aux invasions biologiques ; une fois l'espèce établie, d'autres mesures de gestion de type doivent être mises en place et deviennent essentielles. Les mesures de gestion qui vont s'avérer être efficaces et pertinentes diffèrent selon le stade du processus d'invasion. Différentes mesures de gestion, concernant la prévention et le contrôle d'espèces envahissantes en milieu naturel seront présentées dans la section 1.2.3.

1.1.2. La Priorisation des espèces exotiques et des sites nécessitant une gestion

Les espèces exotiques ont des impacts significatifs sur l'environnement ; bien que seul 5 à 20% des espèces exotiques sont problématiques, les impacts de ces dernières sont importants et persistants (Vilà et al., 2010). Les espèces envahissantes s'avèrent souvent très couteuses à gérer (Diagne et al., 2021) ; il faut donc allouer les ressources là où elles sont les plus susceptibles d'être efficaces (R.M. Krug et al., 2009). Le besoin de prioriser intervient à plusieurs étapes du processus d'invasion (Figure 1.2, McGeoch et al., 2016). Par exemple les voies d'introduction peuvent être priorisées afin d'empêcher l'introduction d'espèces exotiques avant la frontière. Une fois une espèce établie, l'accent doit être porté sur la prévention de sa propagation et sur la protection des sites prioritaires. La priorité peut également être axée au niveau de l'espèce ; sur la faisabilité de son éradication ou de son confinement par exemple.

La priorisation peut être définie comme le processus de classement des espèces, des voies ou des sites dans le but de décider de la priorité relative des actions pour prévenir ou atténuer efficacement l'impact des espèces exotiques envahissantes (McGeoch et al., 2016a). Ainsi les espèces, voies ou sites prioritaires sont ceux qui sont identifiés comme posant le plus grand risque pour l'environnement et la biodiversité ou représentant les plus grandes opportunités pour prévenir un tel risque (Dawson et al., 2015). Plusieurs parties prenantes sont ainsi impliquées dans les processus de priorisation : les décideurs politiques, les gestionnaires ou encore les scientifiques. La priorisation est généralement basée sur des scores et permet une

approche équilibrée et transparente de la prise de décision (Sutherland et al., 2006). Les analyses de priorisation sont adaptatives et peuvent facilement être mises à jour et affinées au fur et à mesure que les informations disponibles s'améliorent.

Dans cette thèse, nous nous intéresserons plus particulièrement à la priorisation des sites sur lesquels un contrôle des plantes exotiques envahissantes (actions de lutte) doit être mis en place.

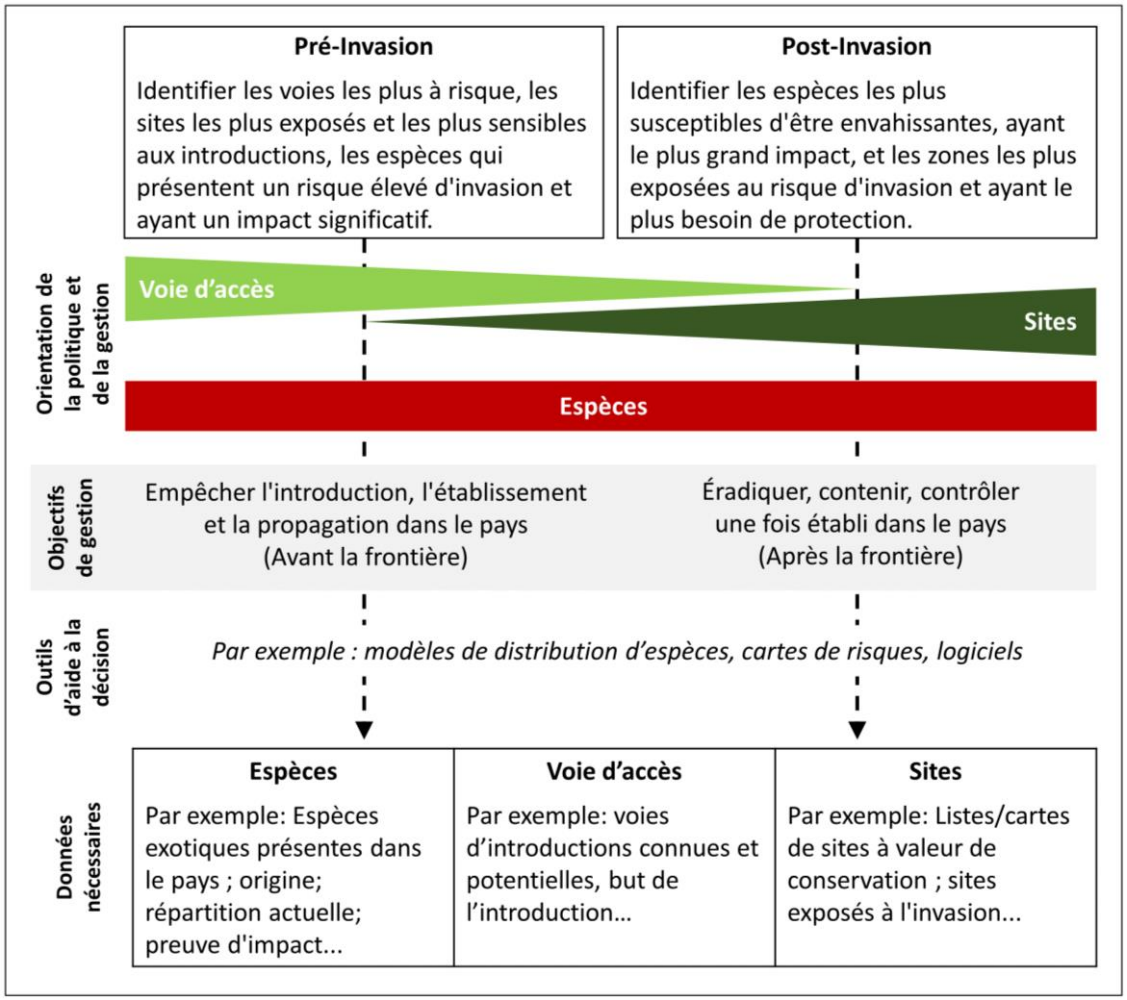


Figure 1.2 : Prioriser les espèces, les voies et les sites dans un contexte d'invasion biologique. La priorisation intervient à différentes étapes du processus d'invasion, à la fois avant et après l'introduction d'une espèce (d'après McGeoch et al., 2016).

1.1.3. Gestion des EEE dans les aires protégées

Dans cette étude, nous allons nous intéresser plus particulièrement aux invasions biologiques en milieu naturel, notamment dans les aires protégées, et les moyens de gestion des espèces envahissantes dans les espaces de protection et de conservation de la nature.

En 2021, il y a près de 266 000 zones terrestres et marines qui jouissent d'une certaine forme de statut juridique en tant qu'aires protégées dans le monde (IUCN et UNEP-WCMC, 2021). Les aires protégées terrestres sont passées d'environ 3.5 % de la superficie totale des terres en 1985 (Zimmerer et al., 2004) à 12,9% en 2009 (Jenkins et Joppa, 2009) puis à 15.7% en 2021. Les aires protégées sont à la base des initiatives de conservation nationales et internationales et ont pour mandat de conserver la biodiversité. Elles sont établies pour protéger des portions représentatives des paysages naturels et pour assurer la persistance de la biodiversité et des processus écosystémiques clés (Barrett et Barrett, 1997; Margules et Pressey, 2000).

Les aires protégées sont cependant confrontées à diverses menaces contribuant à l'érosion de la biodiversité. Au sein des aires protégées, certaines menaces telles que la fragmentation de l'habitat ou la surexploitation des mesures peuvent être fortement réduites. Cependant d'autres menaces d'origine anthropique pesant sur la préservation de la biodiversité ne sont pas éliminées par une protection formelle. Les invasions biologiques sont l'une de ces menaces (Foxcroft, 2013). Les Espèces Exotiques Envahissantes sont perçues comme la deuxième menace pesant sur les aires protégées après la perte et la fragmentation de l'habitat (Pyšek et al., 2013). Aux Etats-Unis et en Afrique du Sud, l'impact des espèces exotiques au sein des aires protégées a été considéré dès les années 1930 (Foxcroft et al., 2003; Houston et Schreiner, 1995). L'impact de ces espèces exotiques est variable d'une région à une autre et d'une espèce à une autre, allant de l'altération des processus écologiques (Simberloff, 1990), de la compétition entre espèces indigènes et exotiques (Vilà et al., 2011) à la modification de la vulnérabilité des écosystèmes face au feu, au vent ou encore à l'érosion (Woods, 1997). L'impact des invasions biologiques peut être plus important au sein des aires protégées qu'ailleurs puisque ces zones préservent des éléments clés de la diversité biologique mondiale ce qui assure le maintien de services essentiels à la subsistance de nombreuses communautés dont certaines sont exotiques (Foxcroft et al., 2013). Selon

Foxcroft (2013), les aires protégées ont un rôle majeur à jouer dans la lutte contre les invasions ; elles doivent améliorer la gestion des EEE sur leur territoires, aider à la sensibilisation du public, améliorer la capacité des praticiens à faire face à ces espèces exotiques, mettre en œuvre des efforts de prévention en appliquant des cadres de détection précoce et de réponse rapide et également catalyser l'action au-delà des limites du Parc (Genovesi et Monaco, 2013).

Les aires protégées font face à différents obstacles rendant parfois difficile une gestion efficace des EEE. De Poorter et al. (2007) et Pyšek et al. (2013) ont identifié ces obstacles : (1) le manque de capacité à intégrer la gestion des EEE dans la gestion globale des aire protégées, (2) la capacité limitée du personnel au niveau du site, (3) le faible niveau de sensibilisation, (4) les lacunes dans l'information sur les EEE à la disposition des gestionnaires d'aires protégées, (5) le manque de financement, (6) les obstacles juridiques ou institutionnels et (7) les conflits d'intérêt entre les parties prenantes. Seules une politique et une gestion fondées sur des données objectives et développées grâce à une science rigoureuse, permettront de répondre de manière appropriée aux différentes menaces. Plusieurs éléments ont été identifiés afin d'améliorer la gestion des EEE dans les aires protégées (Genovesi et Monaco, 2013) :

- Sensibiliser aux invasions biologiques à tous les niveaux. Les aires protégées en raison de la crédibilité dont elles jouissent peuvent être un point focal pour la diffusion d'informations et de connaissances sur les invasions biologiques à tous les niveaux, du personnel et gestionnaire des aires protégées aux visiteurs, aux communautés locales et au grand public. Aux Etats-Unis, le *Nature Conservancy* a impliqué des bénévoles dans une campagne de surveillance qui a permis de délimiter la répartition de 13 plantes envahissantes le long des routes principales, permettant de hiérarchiser les actions à mettre en place (Brown et Krasny, 2001).
- Intégrer les espèces envahissantes et la gestion des aires protégées. La lutte contre les EEE soulève de nombreux défis techniques, appelant souvent des solutions complexes. Les aires protégées sont ainsi tenues d'élaborer et d'appliquer des stratégies bien planifiées, coordonnées et efficaces pour lutter contre les EEE ; intégrant les efforts de sensibilisation et de communication, des mesures réglementaires ainsi que des aspects de prévention et d'éradication (Tu et Robison, 2013). En Amérique du Nord, le *National*

Park Service gère les EEE sur leurs terres à différentes échelles grâce à un large effort de coopération et de collaboration. Des inventaires, des actions de surveillance, de prévention, de détection précoce, d'intervention rapide, de traitement, de contrôle et de restauration sont couramment mises en place (pour plus d'informations voir https://www.nps.gov/subjects/invasive/about.htm).

- Mettre prioritairement en œuvre des actions de prévention sur site. La prévention comprend le traitement des voies d'accès et des vecteurs, l'interception au niveau des frontières et des actions basées sur des évaluations de risque. Pour ce faire, différentes actions à plusieurs échelles spatiales (locale, régionale, mondiale) sont requises (Kueffer et al., 2013). Le Parc national de Kruger en Afrique du Sud possède une liste d'espèces à ne pas planter et qui doivent être immédiatement retirées si elles sont observées (Foxcroft et al., 2008). Dans divers parcs des Etats-Unis et de Nouvelle Zélande, des stations de nettoyage sont fournies pour nettoyer les chaussures, vêtements, véhicules et équipements à l'entrée des aires protégées (Gill et al., 2020). Les aires protégées devraient identifiées les espèces exotiques envahissantes potentielles ; en identifiant les espèces qui pourraient pénétrer leurs frontières (Simberloff et al., 2013a).
- Mettre en place une note de cadrage pour la détection précoce et la réponse rapide. Une réaction rapide est non seulement plus efficace mais également plus avantageuse économiquement. Un examen des programmes d'éradication des plantes mené en Nouvelle-Zélande, a révélé que l'élimination précoce coûte en moyenne 40 fois moins que l'élimination effectuée après qu'une plante exotique ne se soit largement établie (Harris et Timmins, 2009).
- Gérer les EEE au-delà des limites de l'aire protégée. L'occupation du sol en dehors des limites des aires protégées fournit des propagules (Meiners et Pickett, 2013) : par exemple les réseaux fluviaux facilitent la propagation des EEE (Vardien et al., 2013) et les pratiques agricoles en bordure d'aire protégées favorisent le passage des adventices (Hulme et al., 2013). La création de zones tampons, dans lesquelles il faut promouvoir une utilisation des terres à faible impact et impliquer les communautés locales, peut être une solution pour limiter la pression de propagule (Foxcroft et al., 2010; Laurance et al., 2012).

- Mettre en œuvre des réseaux de surveillance, de suivi et d'échange d'informations. Le partage des données et de connaissance, les informations disponibles et l'expérience sont essentiels pour qu'une stratégie de lutte contre les EEE soit efficace. Les inventaires d'EEE dans les aires protégées basés sur des critères scientifiques rigoureux sont essentiels pour prévenir et contrôler les invasions (Pyšek et al., 2009). Les aires protégées devraient mettre en place des programmes de surveillance et de suivi des EEE, permettant une collecte standardisée de données sur la répartition ou l'abondance (Pyšek et al., 2013). Le suivi devrait également porter sur l'efficacité des actions de gestion en collectant des informations sur les effets des actions de contrôle, sur les coûts de la gestion ou encore sur la perception du public. Ces informations permettraient de s'assurer que les ressources allouées qui sont limitées sont utilisées efficacement. Le Mountain Invasion Research Network (MIREN) est un exemple d'initiatives visant à combler les écarts entre les spécialistes des EEE et les gestionnaires travaillant sur les EEE (Dietz et al., 2006; Kueffer et al., 2013).
- Impliquer les institutions et les décideurs pour soutenir des politiques appropriées Les aires protégées devraient coopérer avec les institutions et toutes les autorités compétentes pour adopter des mesures réglementaires (Hulme et al., 2008). Il est également nécessaire de coopérer à plus large échelle pour identifier les priorités en termes de gestion des EEE afin d'utiliser au mieux les ressources disponibles. Ces priorités doivent être identifiées à l'échelle nationale et dans toutes les aires protégées, en basant la décision sur des évaluations rigoureuses des risques (Genovesi et Monaco, 2013).

En conclusion, afin de conserver leurs rôles de championnes de la protection de la biodiversité mondiale et des services écosystémiques qu'elles abritent, les aires protégées doivent améliorer leur gestion des EEE. Laisser la nature suivre son cours n'est pas une stratégie réalisable pour les EEE (Genovesi et Monaco, 2013; Meiners et Pickett, 2013; Meyerson et Pyšek, 2013). Les aires protégées ne pourront pas stopper la problématique que représente les EEE, mais elles peuvent jouer un rôle important pour prévenir et atténuer les impacts mondiaux en étant des réservoirs du patrimoine d'espèces et d'écosystèmes indigènes.

La gestion des EEE est une affaire complexe. Elle est dans une large mesure une question d'évaluation objective des risques ou des impacts associés aux espèces exotiques, des risques

associés à la gestion (probabilité de succès mais aussi impacts potentiels des opérations de contrôle) et de priorités d'allocation des ressources du fait du nombre très important d'espèces déjà établies et d'espèces potentiellement problématiques demain. Les problématiques de gestion des EEE soulèvent donc d'importantes questions scientifiques : Comment évaluer les impacts ? Comment prioriser les espèces et les espaces sur lesquels il faudrait intervenir ? Comment mesurer le succès d'une intervention ? Les réponses à ces questions doivent se faire avec un panel diversifié d'expert se basant sur des données objectives et des concepts scientifiques (Sutherland et al., 2004).

1.2. La Réunion : la gestion d'un patrimoine naturel menacé

1.2.1. La Réunion au sein du patrimoine naturel des Mascareignes

Les Mascareignes sont un groupe d'île situé dans l'Océan Indien à l'Est de Madagascar. Cet archipel comprend trois îles volcaniques : La Réunion, Maurice et Rodrigues. Depuis l'établissement de l'Homme, ces îles ont été le foyer d'une importante série de catastrophes écologiques et d'extinctions d'espèces ; toutefois elles abritent encore jusqu'à 25% de leur couvert forestier d'origine et sont très riches en espèces et en habitats, avec des niveaux élevés d'endémisme (Thébaud et al., 2009). Cet archipel fait ainsi parti du *hotspot* de biodiversité des îles du Sud-Ouest de l'océan Indien (Mittermeier et al., 2011; Myers et al., 2000a).

La Réunion, qui constitue le site étudié dans le cadre de ces travaux est la plus jeune et la plus grande île de l'archipel des Mascareignes. Elle présente une large proportion d'espèces indigènes initialement issues d'un transport par la mer, le vent ou les oiseaux. La flore vasculaire de La Réunion compte aujourd'hui 898 espèces indigènes dont 250 sont endémiques strictes de La Réunion (Figure 1.3). Pour certaines espèces, il est très difficile en l'état actuel des connaissances de statuer sur le caractère indigène ou exotique ; ces espèces sont qualifiées de cryptogènes. Cela concerne 76 espèces végétales à La Réunion.

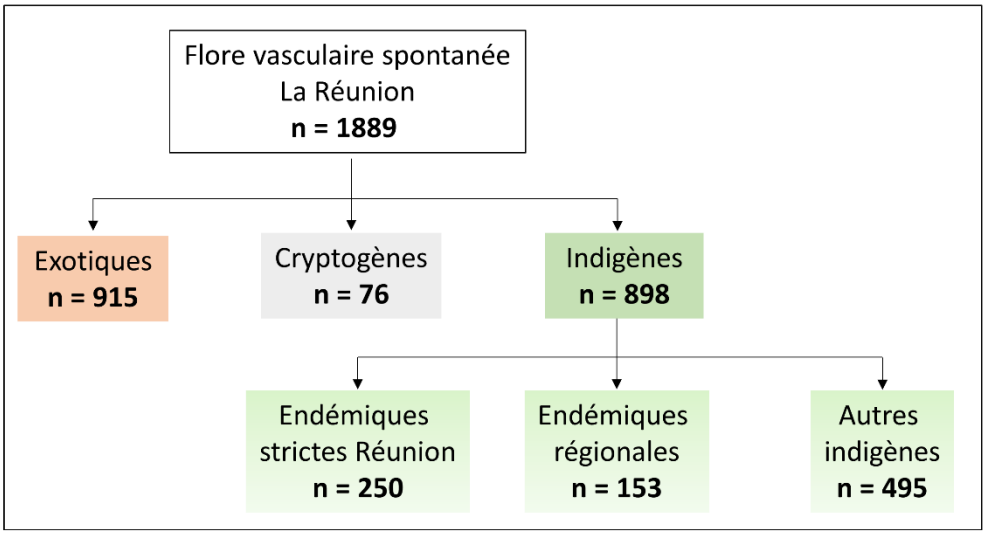


Figure 1.3 : Statut de la flore vasculaire spontanée de La Réunion. La flore spontanée constitue la végétation qui s'implante et qui croît sans intervention humaine sur un site. Source : *Mascarine Cadetiana* < https://mascarine.cbnm.org>.

Les Mascareignes partagent avec d'autres îles océaniques, la destruction et la transformation de ses habitats suite à l'activité humaine. Si à Rodrigues et à Maurice moins de 2% de la couverture forestière d'origine ne reste (Page et D'argent, 1997) ; la situation est plus contrastée à La Réunion où 25% de ses habitats naturels d'origine sont conservés (Figure 1.4, Strasberg et al., 2005). Ainsi, la survie des écosystèmes des Mascareignes relativement intacts dépend en grande partie d'une conservation adéquate à La Réunion (Thébaud et al., 2009). Cette conservation implique des défis puisque les zones de basses altitudes de La Réunion ont subi les impacts les plus importants et ses derniers vestiges forestiers sont grandement fragmentés et prennent parfois la forme d'îlots forestiers dans une matrice de coulées de lave. Les vastes étendues de végétation restant se trouvent à des altitudes supérieures à 500m.

Issu d'une réelle volonté de préserver et protéger le patrimoine naturel, culturel et paysager unique de La Réunion, un Parc national a été créé en 2007 couvrant 1054 km² (soit 42% de l'île), s'ajoute à cela 35km² de réserves naturelles marines. En 2010, les « Cirques, Pitons et Remparts » de La Réunion ont été classé au patrimoine mondial de l'UNESCO. Le fonctionnement du Parc national de La Réunion est régit par une charte datant de 2014 qui définit le projet du territoire sur 10 ans et qui constitue le plan de gestion du Bien inscrit au

patrimoine de l'Humanité (disponible sur http://www.reunion-parcnational.fr/). La charte s'articule autour de quatre enjeu majeur :

- Enjeu 1 : Préserver la diversité des paysages et accompagner leurs évolutions.
- Enjeu 2 : Inverser la tendance à la perte de biodiversité.
- Enjeu 3 : Valoriser le patrimoine culturel des Hauts et assurer la transmission de ses valeurs.
- Enjeu 4 : Impulser une dynamique de développement économique pour les Hauts.

Au cœur de l'enjeu 2, la charte du Parc national fait de la lutte contre les EEE une de ses priorités. Pour ce faire, des actions de détection précoce et d'intervention rapide devront être mises en place et des plants d'actions sur les zones prioritaires identifiées devront être élaborés et mis en œuvre.

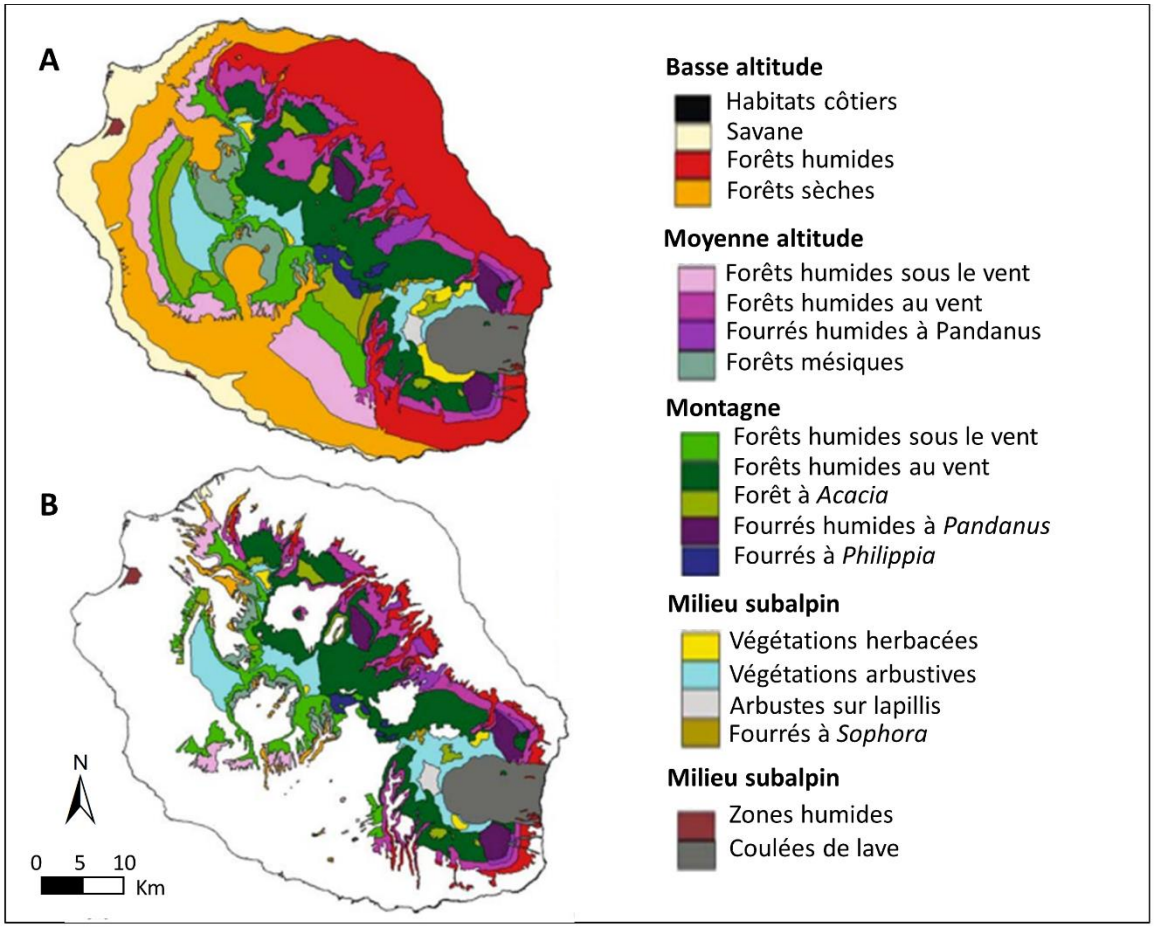


Figure 1.4 : Habitats de La Réunion : (A) étendue d'origine ; (B) étendue actuelle (excluant les zones transformées par l'agriculture et l'urbanisation ou très fortement envahies) (Strasberg et al., 2015).

1.2.2. Les invasions biologiques : principale menace à La Réunion et dans les outre-mer français

Les milieux insulaires sont des écosystèmes particulièrement vulnérables aux EEE (Bellard et al., 2016a; IUCN, 2018; Simberloff, 1995) et les effets y sont généralement plus marqués que sur les continents. Il a été reconnu que la menace la plus importante pour la survie des écosystèmes naturels insulaire est constitué par l'invasion par des plantes introduites, dont la propagation est souvent facilitée et accélérée par la présence d'animaux introduits (Kueffer et Vos, 2004; Mueller-Dombois et Loope, 1990). La Réunion est fortement impactée par ces espèces exotiques (Baret et al., 2006; Cadet, 1977; Lavergne, 1978) qui se propagent dans l'ensemble des écosystèmes réunionnais et l'intégralité de leurs gradients altitudinaux (Strasberg et al., 2005a). A La Réunion, les EEE ont été reconnues comme la plus grande menace pesant la biodiversité contenue dans le Parc national (IUCN, 2010), compliquant notamment les successions naturelles suite aux éruptions volcaniques (Potgieter et al., 2014).

On estime à La Réunion la présence de près de 3000 espèces végétales introduites, dont 915 sont naturalisées, environ 300 envahissantes en milieu anthropisé et 145 envahissantes en milieu naturel. Le positionnement de La Réunion dans un contexte plus large, à l'échelle des îles du Sud-Ouest de l'océan Indien (SOOI) ou encore des territoires d'outre-mer français, permet de rendre compte de l'importance des plantes exotiques envahissantes sur son territoire (Tableau 1.1). A l'échelle de l'ensemble des îles considérées dans le Tableau 1.1, La Réunion présente le nombre le plus important de plantes exotiques envahissantes (PEE) ; avec 145 PEE recensées. Toutefois ces valeurs sont dans certains cas dépendantes de la superficie de l'île concernée. En rapportant le nombre de PEE de chaque territoire à une surface équivalente de 1000 km², La Réunion apparaît moins envahie que d'autres îles du SOOI et/ou territoires d'outre-mer français (La Réunion (n = 58 PEE/ 1000 km²), Seychelles (n = 147), Mayotte (n = 83) et Comores (n = 60).

Tableau 1.1 : Estimation du nombre de plantes introduites et envahissantes dans les îles du Sud-ouest océan Indien, les territoires d'outre-mer et la France métropolitaine. * Inclus toutes les espèces exotiques introduites sur le territoire.

Territoires	Surface (km²)	Nombre PEE	Nombre plantes exotiques*	Nombre PEE / 1000 km²	Source
La Réunion	2512	145	3000	58	GISD (2021)
Maurice	1862	95	448	51	Tataya et al. (2020)
Mayotte	375	31	485	83	Duperron et al. (2014)
Comores	1862	111	672	60	Ahmed-Abdou (2021)
Seychelles	459	67	>1000	147	Rouget (2020)
Polynésie Française	4167	140	1700	34	GISD (2021)
Antilles (Guadeloupe / Martinique)	2882	73	1262	25	Fournet (2002); GISD (2021)
France métropolitaine	643000	120	2000	0.19	GISD (2021)

1.2.3. La gestion des plantes exotiques envahissantes à La Réunion

Au début des années 1980, suite à la prise de conscience de l'impact des espèces exotiques envahissantes à La Réunion dans différents domaine (Cadet, 1977a; Lavergne, 1978), a émergé une réelle volonté politique de s'attaquer à cette problématique. Cette volonté s'est exprimée tant dans le domaine de la recherche scientifique que dans les opérations de lutte active réalisées sur le terrain par divers organismes (Hivert, 2003; Triolo, 2005).

Plus récemment dans le cadre de la Stratégie Réunionnaise pour la Biodiversité (SRB)[*] , et pour répondre plus spécifiquement à l'enjeu écologique que représente la lutte contre les espèces exotiques envahissantes, une « Stratégie de lutte contre les espèces invasives à La Réunion » a vu le jour. Cette stratégie se décline en un Plan Opérationnel de Lutte contre les Invasives : le POLI (disponible sur <https://especes-envahissantes-outremer.fr/le-plan-operationnel-de-lutte-2019-2022/>) regroupant tous les partenaires locaux (administrations et établissements

[*] Document stratégique visant à instaurer une instance de gouvernance politique forte dont la vocation est d'assurer un portage politique des actions programmées et de vérifier que la protection de la biodiversité est bien intégrée à tous les niveaux des politiques sectorielles.

publiques, collectivités, associations naturalistes, groupements socioprofessionnels, …). Le POLI s'organise en quatre axes principaux regroupant des actions de prévention des introductions nuisibles, de la lutte active contre les EEE et des actions de sensibilisation, communication et éducation. Toutefois la déclinaison de la SRB en chantiers de lutte concrets est difficile pour plusieurs raisons :

- Pas de données récentes de la répartition des espèces exotiques à l'échelle de l'habitat et par commune.
- Enjeux de conservation non spatialisés.
- Difficulté de prioriser un chantier de lutte par rapport à un autre.
- Nombre de chantiers certainement insuffisants par rapport à la pression réelle des exotiques
- Manque de coordination des actions.

A La Réunion, la gestion des EEE se décline notamment en plusieurs actions concrètes sur le terrain allant des actions de prévention, aux actions de lutte active voire de restauration écologique (voir Figure 1.5 pour une présentation schématique des actions de lutte mise en place à La Réunion et Tableau 1.2 pour des exemples concrets).

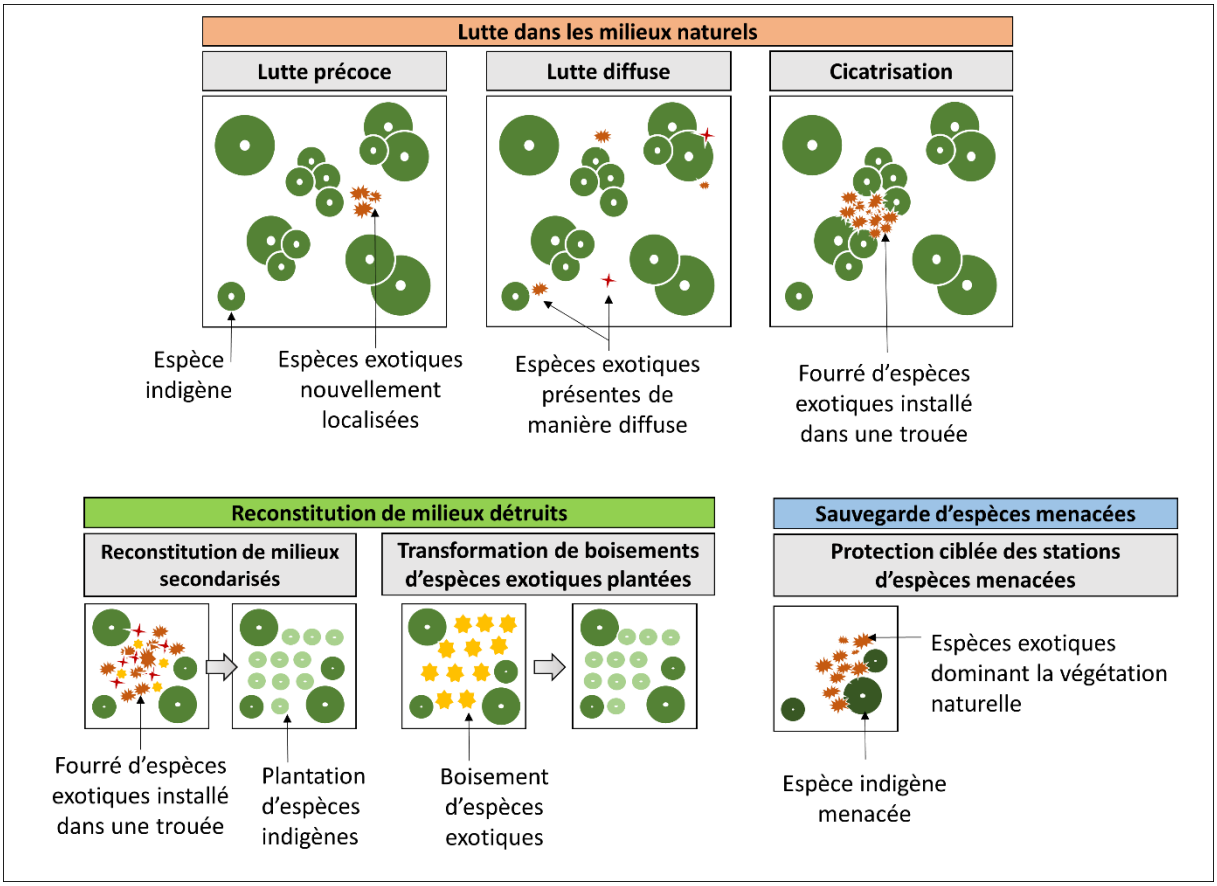


Figure 1.5 : Illustration des différentes actions de lutte contre les plantes exotiques envahissantes en milieu naturel menées à La Réunion par l'ONF (Roussel et Triolo, 2016). Les actions de prévention et de détection précoce ne sont pas illustrées ici.

Au sein des actions de lutte dans les milieux naturels par l'ONF, la « lutte précoce » a pour vocation d'éradiquer une espèce exotique localisée et d'éviter sa diffusion dans le milieu naturel. La « lutte diffuse » a quant à elle pour objectif de contenir à un faible niveau d'invasion des espèces exotiques très envahissantes en milieu naturel mais étant pour le moment présentes à l'état diffus (individus épars). Finalement, la « cicatrisation » a pour objectif d'éliminer des poches d'espèces exotiques situées au niveau de trouées ou dans le sous-bois de milieux naturels préservés. Des actions de restauration écologique ont également lieu ; deux principales actions sont réalisées par l'ONF à La Réunion. La « reconstitution de milieux secondarisés » qui a pour objectif de reconstituer les milieux naturels d'origine dans les zones qui sont aujourd'hui occupées par des fourrés ou des forêts dominées par des EEE. La « transformation de boisements d'exotiques plantés » a quant à elle pour vocation de reconstituer les milieux naturels d'origine dans des zones aujourd'hui

occupées par des plantations d'exotiques. Certaines actions de lutte contre les EEE ont pour objectifs de protéger certaines espèces indigènes menacées. La « protection ciblées des stations d'espèces menacées » concerne les stations d'espèces rares se trouvant dans un paysage dominé par les espèces exotiques.

La lutte biologique a également été utilisée sur le territoire pour lutter contre *Rubus alceifolius* Poir., 1804 (Rosaceae) en introduisant *Cibdela janthina* Klug (Cybèle, 2018). La lutte contre *Rubus alceifolius* a été rendue possible par arrêté national en 2000 et mise en place en 2008. Sur le long terme, la lutte biologique s'avère moins couteuse que la lutte mécanique et chimique. Elle reste très efficace dans les bas (en dessous de 800m) mais la lutte mécanique demeure nécessaire dans les milieux au-dessus de 800m en raison de la gamme altitudinale de l'agent de lutte et la présence de *Rubus apetalus*, espèce indigène, présente dans les forêts hygrophyles de 1000 à 1500 m.

Tableau 1.2 : Actions de lutte contre les EEE et exemples de mise en œuvre à La Réunion.

Actions de lutte contre les EEE	**Exemples de mise en œuvre à La Réunion**	**Source**
Lutte précoce	Lutte précoce contre le Frêne de l'Himalaya (*Fraxinus floribunda Wall*., 1820) dans la forêt de montagne de la Roche Ecrite	Roussel et Triolo (2016)
Lutte diffuse	Lutte diffuse contre le Troène de Ceylan (*Ligustrum robustum Blume,* 1850) et le Goyavier (*Psidium cattleianum* Sabine, 1821) au Piton d'Anchaing.	
Cicatrisation	Cicatrisation de trouées envahies par le Raisin marron (*Rubus alceifolius*) dans la forêt de moyenne altitude de Bon accueil.	
Reconstitution	- Reconstitution de la forêt humide de basse altitude à Mare Longue à partir de fourrés de Jamerosade (*Syzygium jambos (L.) Alston*, 1931) - Transformation de forêts de Cryptomeria en bois de couleurs des Hauts à Bébour	
Sauvegarde d'espèces menacées	Sauvegarde des Bois de fer (*Sideroxylon majus (C.F.Gaertn.) Baehni, 1965*)	
Lutte biologique	Lutte biologique contre le raison marron (*Rubus alceifolius*) par la mouche bleue (*Cibdela janthina*)	Cybèle (2018)

Les actions de lutte contre les EEE réalisées par l'ONF de La Réunion (principal gestionnaire de l'île) entre 2004 et 2013 ont fait l'objet d'une évaluation (Roussel et Triolo, 2016). Au total, 364 opérations de lutte contre les plantes exotiques envahissantes ont été évaluées, représentant 2 607 ha de chantiers. La grande majorité des chantiers étaient réalisés dans des milieux naturels (70%) ; les 30% restant représentant des opérations de reconstitution ou de sauvegarde d'espèces menacées. Au total, 90 espèces exotiques ont fait l'objet de lutte sur le domaine forestier à La Réunion. Les espèces les plus fréquemment ciblées par des actions de lutte sont les suivantes : *Rubus alceifolius* (Rosaceae), *Ulex europaeus* L., 1753 (Fabaceae), *Psidium cattleianum* (Myrtaceae), *Hedychium gardnerianum* Sheppard ex Ker Gawl., 1824 (Zingiberaceae), *Lantana camara* L., 1753 (Verbenaceae), *Syzygium jambos* (Myrtaceae).

Dans la suite du manuscrit nous entendrons par « gestion des EEE », l'ensemble des actions de lutte active sur le terrain permettant de contenir, réduire ou éliminer les EEE présentes. La prévention ainsi que les méthodes de lutte biologique ne sont pas abordées dans cette thèse.

1.2.4. L'évaluation des « Pitons, Cirques et Remparts » par l'IUCN

Les sites naturels inscrits au patrimoine mondial de l'UNESCO sont internationalement reconnus comme ayant la plus haute priorité mondiale en matière de conservation de la nature et se doivent de la maintenir dans le meilleur état possible. L'ensemble des 241 sites naturels inscrits en 2017 au patrimoine mondial de l'Humanité a fait l'objet d'une évaluation (E Osipova et al., 2017). Cette évaluation des sites à plusieurs objectifs :

- Reconnaître les sites bien gérés en termes d'efforts de conservation et encourager le transfert des bonnes pratiques de gestion entre les sites.
- Suivre l'état de conservation des sites naturels au fil du temps et sensibiliser le public à leur importance pour la conservation de la biodiversité.
- Identifier les problèmes de conservations les plus urgents affectant les sites naturels et les actions nécessaires pour y remédier, aidant ainsi la communauté internationale à relever les défis au niveau des sites.

En 2017, ce rapport classait le Bien « Pitons, Cirques et Remparts » de La Réunion dans la catégorie des sites suscitant une « préoccupation importante » et « en dégradation ». Ce Bien

était pourtant classé dans un « bon état avec quelques préoccupations » en 2014 (E Osipova et al., 2017). Ce rapport met en avant l'accroissement des menaces que représentent les espèces exotiques envahissantes pointant ainsi « l'ampleur de la vague d'invasion, l'insuffisance des moyens alloués et les besoins de renforcement de la gouvernance et de la coordination de la lutte contre les espèces invasives ».

1.3. Contexte général et objectifs de thèse

1.3.1. Contexte

Suite au rapport de l'UICN sur l'évaluation de l'intégrité du Bien naturel « Pitons, Cirques et Remparts » et pour tirer les enseignements de cette expertise, le Département de La Réunion, en tant que propriétaire foncier de la plupart des milieux naturels de La Réunion, a réuni le Parc national, l'ONF et le CBN-CPIE Mascarin, ses principaux interlocuteurs en matière de gestion des espaces naturels. Les partenaires ont fait part de leur volonté de travailler ensemble afin d'aboutir à une stratégie commune palliant aux manques de coordination notamment mis en avant dans le rapport de l'UICN. L'idée principale était de convenir d'une vision et d'une méthode de travail commune aboutissant à une stratégie d'intervention contre les EEE concrète et efficace. Les objectifs fixés par le Département étaient les suivants :

- Développer une démarche partagée et concertée.
- Amorcer une stratégie d'acquisition et une méthodologie de recueil de données communes.
- Identifier spatialement les enjeux de conservation sur l'ensemble du territoire.
- Prioriser spatialement les actions de gestion des plantes exotiques envahissantes.

Afin de les appuyer dans ce projet et atteindre de manière collégiale l'ensemble des objectifs fixés par le Département, le Parc national a sollicité le Centre de coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement (CIRAD) et l'Université de La Réunion. Cette sollicitation a notamment pris la forme d'un co-financement par le Parc national et le CIRAD de cette thèse. Ainsi, ma responsabilité était de développer, au sein d'un Groupe de Travail dédié (voir section 1.4.2), une approche rigoureuse et scientifique permettant de répondre aux objectifs du projet.

1.3.2. Objectifs de la thèse

Cette thèse a pour objectif principal d'améliorer les connaissances quant à l'état de conservation des milieux naturels afin de prioriser spatialement les actions de lutte contre les plantes exotiques envahissantes à La Réunion. La thèse est structurée en trois chapitres auxquels s'ajoutent une introduction et une discussion générale. Les trois axes principaux de recherche constituant les trois chapitres de la thèse sont les suivants : 1) la quantification du degré d'invasion à une échelle régionale comme outil d'aide à la décision ; 2) la quantification du degré d'invasion à une échelle locale comme outil d'aide à la gestion ; et 3) la priorisation spatiale des actions de lutte à partir de critères biologiques et opérationnels. Ces trois chapitres sont rédigés sous forme d'articles scientifiques étant ou ayant vocation à être publiés.

Dans le chapitre 1, la quantification du degré d'invasion à l'échelle territoriale a été réalisé. Ce travail a été rendu possible grâce à un large effort partenarial ; toutes les données spatiales existantes sur le schéma d'invasion ont été combinées et complétées par l'intervention d'expert pour développer la première carte du degré d'invasion des habitats naturels de La Réunion (250 x 250 m). Afin de compléter les zones pour lesquelles il n'y avait ni données d'inventaires, ni connaissances d'expert ; le recours à la modélisation a été sollicité. Un modèle statistique de type Random Forest a été réalisé utilisant neuf variables (climatique, topographique et anthropique). Ce modèle a également fourni une évaluation préliminaire des facteurs influençant le degré d'invasion à La Réunion.

Dans le chapitre 2, une méthodologie a été proposée afin d'évaluer le degré d'invasion dans deux habitats très contrastés de La Réunion : la forêt mégatherme de basse altitude (site de Mare Longue) et la végétation éricoïde (site du Volcan). Des mesures d'abondance relative et de richesse en exotiques ont été réalisés au sein des trois strates structurantes de l'habitat : herbacée, arbustive et arborée. Par la suite des analyses de cluster et de krigeage ont permis d'obtenir de nouvelles cartes du degré d'invasion à une échelle plus fine (25 x 25 m).

Dans le chapitre 3, l'objectif principal était de cartographier à l'échelle de l'île, les enjeux de conservation en termes de biodiversité ainsi que les priorités d'action de lutte contre les plantes exotiques. Pour cela, l'ensemble des données disponibles sur les habitats, les espèces

indigènes et exotiques ont été compilées en ayant recours au dire d'expert lorsque nécessaire. Le logiciel d'aide à la décision, Zonation, a par la suite été utilisé afin d'identifier les enjeux de conservation de la biodiversité. Des critères opérationnels, tels que l'accessibilité de la zone ou encore l'histoire des chantiers de lutte, ont été utilisés afin d'identifier les zones prioritaires en termes d'actions de lutte.

La discussion générale tentera de démontrer comment les résultats issus de cette thèse contribuent à l'amélioration de la gestion des EEE à La Réunion. Elle se termine sur une réflexion de l'approche transdisciplinaire utilisée à l'interface entre science et gestion.

1.4. Cadre méthodologique

1.4.1. De la recherche à la gestion : une méthodologie adaptée

Afin de mener à bien les travaux de cette thèse, nous nous sommes intéressés aux cadres méthodologiques existants permettant de faciliter le transfert de connaissances entre science et gestion. Pour cela, nous avons pris le cas de la biologie de la conservation. Bien que la biologie de la conservation soit une discipline appliquée, on observe un décalage entre les connaissances scientifiques et la mise en œuvre de ces connaissances sur le terrain (Cook et al., 2013; van Kerkhoff, 2014). Même si l'importance de gérer et conserver les écosystèmes menacés est largement reconnue, peu de publications scientifiques s'intéressent à la mise en œuvre d'actions de gestion (Knight et al., 2008a). Dans le domaine de la conservation, discipline appliquée, la plupart des travaux scientifiques qui proposent des outils d'aide à la décision pour orienter les actions de conservation se concentrent sur le développement méthodologique et peu de ces travaux sont directement applicables par les gestionnaires (McIntosh et al., 2018; Schwartz et al., 2018). Il en résulte une divergence entre les publications scientifiques d'une part, et les actions de gestion d'autre part (McNie, 2007; Pullin et al., 2004). Ce phénomène a été largement étudié et nommé (Arlettaz et al., 2010; Knight et al., 2008a; Pullin et al., 2004; Swilling, 2014), dans notre cas nous parleront de fossé entre science et action (« *science action gap* ») (Cockburn et al., 2016; Reyers et al., 2010).

Plusieurs raisons ont été soulevées pour expliquer ce fossé existant (Cockburn et al., 2016) ; certaines de ces raisons sont détaillées ci-dessous :

- Les approches linéaires qui supposent le besoin de transférer les informations des chercheurs aux gestionnaires et/ou décideurs. Le rôle de la participation, de l'intégration, de l'apprentissage et de la négociation entre les différentes parties prenantes est ainsi complètement sous-estimé (Roux et al., 2006).
- La frontière entre la science et la gestion est artificielle, toutefois elle est caractérisée par de forts différentiels de pouvoir et des hypothèses sur la supériorité des connaissances scientifiques (Cockburn et al., 2016; van Kerkhoff, 2014; van Kerkhoff et Lebel, 2006). Il faut ainsi passer outre ces idées reçues et que les deux parties soient disposées à coproduire des connaissances.
- Décalage entre les connaissances générées par les scientifiques et celles dont ont besoin les gestionnaires dans leurs prises de décision et leurs pratiques (McNie, 2007; van Kerkhoff et Lebel, 2006).

Impliquer un large éventail de parties prenantes est nécessaire afin de combler le fossé existant entre science et action compte tenu de la complexité des problèmes environnementaux (Pooley et al., 2014; Shackleton et al., 2009). La recherche transdisciplinaire apparait ainsi comme une solution permettant de combler ce fossé (Lang et al., 2012; Max-Neef, 2005). La transdisciplinarité propose d'aborder un problème de société à travers un regard interdisciplinaire tout en considérant une finalité appliquée qui permet de connecter la recherche à l'action (Hirsch Hadorn et al., 2008). La transdisciplinarité offre ainsi une forme intégrative de génération de connaissances et de prise de décision basée sur des collaborations entre scientifiques de différentes disciplines et des parties prenantes de divers horizons. La transdisciplinarité permet de différencier et d'intégrer les connaissances de divers corps de connaissances scientifiques et sociétales (Lang et al., 2012). La Figure 1.6 illustre les principes clés d'une approche transdisciplinaire : notamment l'intégration des dimensions scientifiques et sociétales, la co-production de connaissances et la mise en œuvre de ces connaissances à des fins de gestion (dimension sociétale) et de recherche (dimension scientifique). Pour les scientifiques cela implique une collaboration avec des collègues pratiquant d'autres disciplines ainsi qu'avec les décideurs politiques et autres parties prenantes pour résoudre des problèmes de sociétés. Pour les praticiens cela signifie travailler

avec des scientifiques pour améliorer les pratiques de mise en œuvre pour une résolution plus efficace des problèmes.

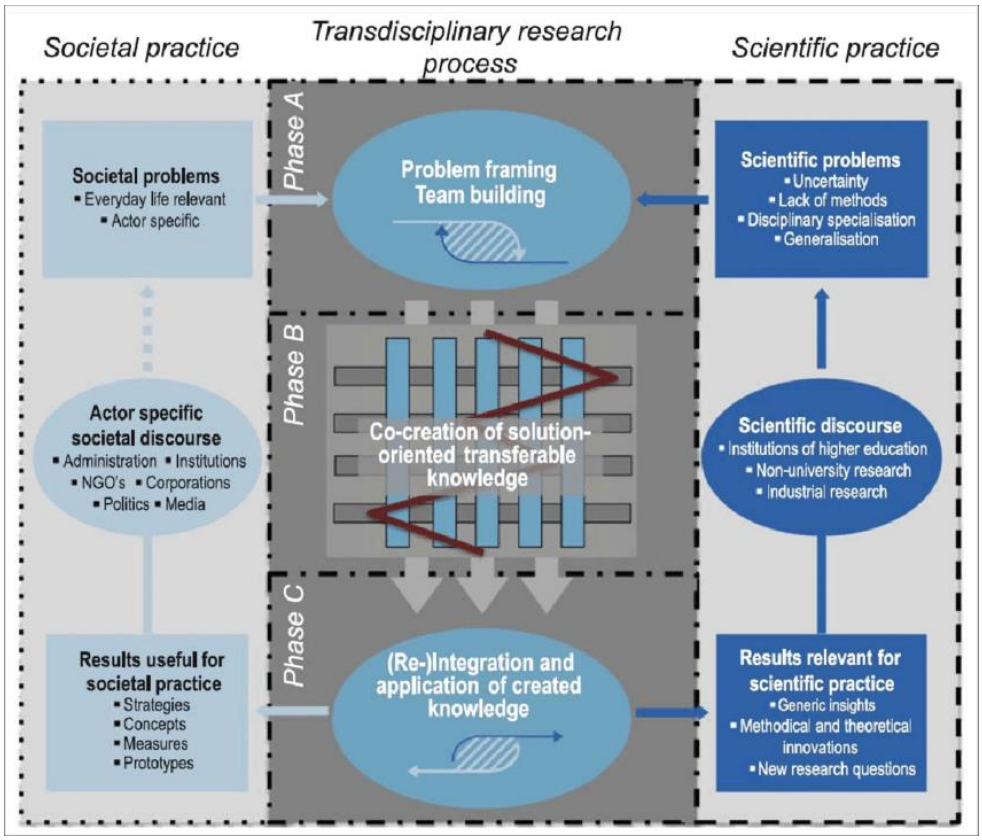


Figure 1.6 : Modèle conceptuel d'un processus de recherche transdisciplinaire idéal (Lang et al., 2012).

1.4.2. Création d'un Groupe de Travail et articulation avec la thèse

Suite à la parution du rapport de l'IUCN en 2017 (section 1.2.4), les différents gestionnaires de l'île ont fait part de leur volonté de travailler ensemble pour aboutir à une stratégie collégiale de gestion des EEE sur l'île. Le Département, fort de son pouvoir politique et financier dans le domaine, a réuni ses principaux interlocuteurs en matière de gestion des espaces naturels, afin de convenir d'une vision et d'une méthode de travail communes. L'objectif étant d'aboutir à une stratégie d'intervention concrète et efficace permettant d'améliorer la gestion des plantes exotiques envahissantes. C'est dans ce cadre qu'un partenariat de recherche initié par le Département et réunissant scientifiques, gestionnaires et décideurs a vu le jour.

Structuré en trois niveaux de gouvernance – comité de pilotage (CoPil), Comité Technique (CoTech) et Ateliers de Travail (AT) – avec des interactions régulières, le Groupe de Travail (GT) « Priorisation spatiale des actions de lutte contre les EEE » permet l'intégration des différentes sphères de décisions et la validation des travaux tout au long de la démarche. Le GT est constitué des principaux gestionnaires et décideurs travaillant sur la problématique des invasions biologiques à La Réunion : Le Département de La Réunion, le Parc National de La Réunion, L'Office National des Forêts ; le Conservatoire Botanique National de Mascarin, la Direction de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement de La Réunion, l'Université de La Réunion, le CIRAD, et la SPL-EDDEN. L'ensemble des institutions participant aux différentes réunions de ce GT est présenté dans la Figure 1.7 qui illustre également les interactions entre les différents niveaux de gouvernance.

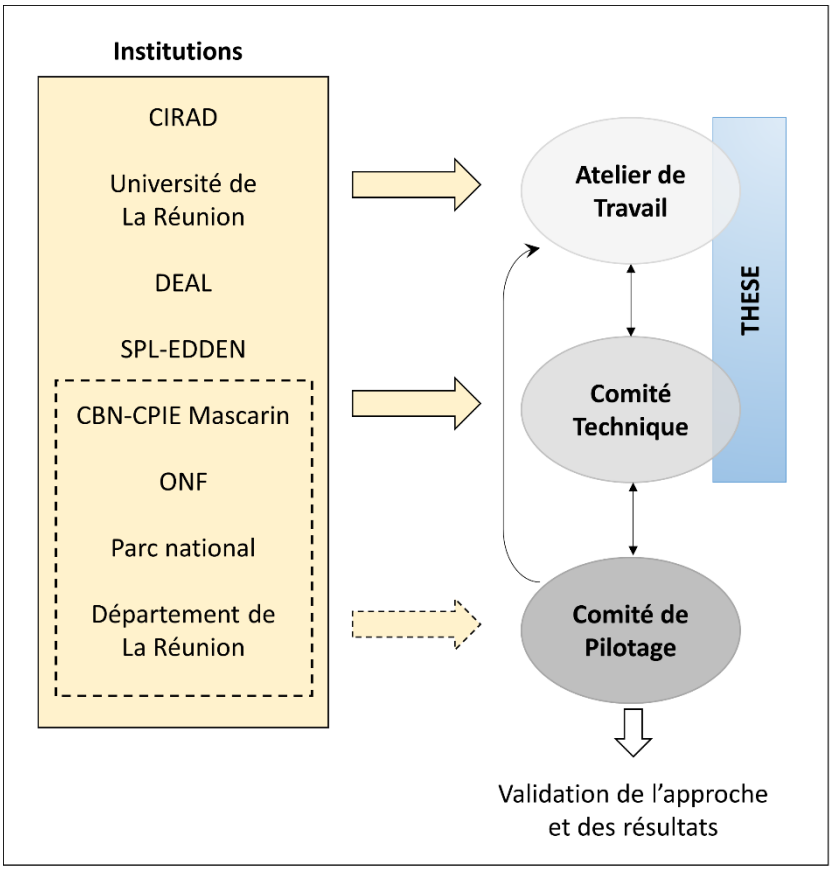


Figure 1.7 : Illustration représentant l'interaction des différents niveaux de gouvernance du Groupe de Travail « Priorisation spatiale des actions de lutte contre les EEE » et présentant les institutions concernées.

Une grande partie des travaux de cette thèse s'insère dans les activités du Groupe de Travail « Priorisation » (Chapitre 1 et 3). A travers ce GT, une démarche basée sur la transdisciplinarité impliquant gestionnaires, décideurs et scientifiques est mise en place. Les travaux du GT se situent donc à l'interface entre le développement de connaissances et la gestion.

Dans le cadre de cette thèse, j'ai eu des interactions fréquentes avec l'ensemble des membres de ce GT aux niveaux « ateliers de travail » et « comité technique ». Mon rôle était de proposer des solutions techniques, de compiler et de synthétiser les données existantes, de proposer de nouvelles méthodologies et d'analyser les résultats obtenus. J'ai également eu l'opportunité à de multiples reprises de co-animer ces réunions et d'y présenter mes résultats. La démarche ainsi que les résultats cartographiques finaux ont pu ainsi être partagés et concertés avec l'ensemble des membres du GT.

.

CHAPITRE 1

QUANTIFICATION DU DEGRE D'INVASION A L'ECHELLE TERRITORIALE [†]

Résumé

La Réunion présente la plus grande proportion de végétation naturelle intacte à l'échelle de l'archipel des Mascareignes, toutefois ces zones naturelles restantes sont fortement menacées. Les invasions biologiques sont l'une des principales menaces pesant sur la perte de biodiversité sur cette île et dans le monde entier. Cette étude vise à quantifier le degré d'invasion par les espèces exotiques à La Réunion. Ce travail a été possible grâce à un important partenariat entre chercheurs et gestionnaires. L'ensemble des données spatialisées existantes sur la distribution des espèces exotiques a été compilé ; représentant plus de 100 000 localités d'espèces ; plus de 100 000 transects et près de 6 000 polygones. Ces données ont été assemblées et complétées par dire d'experts afin de développer une carte de 250 x 250 m illustrant le degré d'invasion à l'échelle de l'île. Malgré la base conséquente de données exploitée et l'intervention d'experts ; des zones restaient pour lesquelles aucune donnée n'était disponible. Un modèle statistique de type *Random Forest* a ainsi été développé afin de combler ces zones sans données. Ce modèle utilisait neuf variables : deux variables climatiques (température et précipitation), trois variables d'origine anthropogénique (distance aux routes, distance aux zones urbaines et accessibilité de la zone) et quatre variables paysagères (type de végétation, géomorphologie, altitude et pente). Ce modèle a également fourni une évaluation préliminaire des facteurs expliquant au mieux le patron d'invasion sur l'île. Les résultats ont montré que 85% de la végétation de l'île était envahie dans des proportions différentes ; 38 % de la végétation réunionnaise est faiblement envahie, 26% modérément envahie et 22% très fortement envahie. Malgré d'importants niveaux d'invasion dans certaines zones de l'île, plus de 50% de la végétation restante n'est pas ou peu envahie. La majorité des zones envahies est située dans les zones de basses altitudes et sur la côte sous le vent.

[†] Ce chapitre a fait l'objet d'une publication : Fenouillas, P., Ah-Peng, C., Amy, E., Bracco, I., Dafreville, S., Gosset, M., Ingrassia, F., Lavergne, C., Lequette, B., Notter, J.C., Pausé, J.M. Payet, G., Payet, N., Picot, F., Poungavanon, N., Strasberg, D., Thomas, H., Triolo, J., Turquet, V., Rouget, M., 2021. Quantifying invasion degree by alien plants species in Reunion Island. Austral Ecology aec.13048. https://doi.org/10.1111/aec.13048

Toutefois, des espèces exotiques envahissent l'ensemble du gradient altitudinal de l'île et l'ensemble des types de végétation. Ces résultats mettent en évidence une nette augmentation de la distribution des espèces exotiques au cours du temps. Cette étude constitue une première étape clé pour la priorisation des interventions de gestion à La Réunion.

Mots clés

Espèces exotiques envahissantes, degré d'invasion, cartographie, Random Forest, Mascareignes

2. QUANTIFYING INVASION DEGREE BY ALIEN PLANTS SPECIES IN REUNION ISLAND

2.1. INTRODUCTION

Invasive alien species (IAS), species introduced outside their native range and responsible of negative impacts on the environment (ecological, economical or health consequences) (Russel and Blackburn 2017), are a major threat to global biodiversity and to the delivery of ecosystems services (Mack et al,. 2000; Pyšek et al., 2020). In recent decades, the economic and environmental impacts of invasive alien species have increased significantly (McGeoch et al., 2010; Pyšek et al., 2020; Simberloff et al., 2013). Biological invasions are now widespread worldwide and colonise all types of environments, without any sign of saturation in the increase in numbers of alien species (Seebens et al., 2017). Due to the unprecedented biodiversity crisis in terms of species extinction and habitat loss (Butchart et al., 2010), conservation actions have become essential to protect ecosystems from the processes that negatively impact them.

Scientists and managers often used spatial data to manage and assess threats to biodiversity (Wilson et al., 2006). These “threat maps” are regularly used to plan decisions about conservation management and actions to undertaken which can be costly (Salafsky et al., 2003; Tulloch et al., 2015). As resources are limited, they must be allocated where they are likely to be most cost-effective (Krug et al., 2009). In the specific case of management of invasive species, it is essential to have an overview of the extent of biological invasions (often so-called “degree of invasion”). The degree of invasion refers to the extent or severity to which a community has already been invaded (Chytrý et al., 2008). Characterising the spatial extent, the severity or intensity of the invasion process are important tools for resource management (Byers et al., 2002). This information enables to identify sites of current or future invasion (Shaw, 2005), to assess the effectiveness of the control actions (Roura-Pascual et al., 2009), or to select sites for invasion control (McGeoch et al., 2016). Documenting the change in extent of invasions also enables a spatio-temporal monitoring which is important for justifying funding of management programs (Mack et al., 2000).

Various approaches have been applied for mapping the distribution and abundance of invasive alien plants. These range from herbarium records (Crawford and Hoagland, 2009), field

surveys (Brundu et al., 2011), road surveys (Mortensen et al., 2009), remote sensing approaches (Huang and Asner, 2009), spatial modelling (Pearce and Boyce, 2006) to citizen-science programs (Groom et al., 2019; Roy et al., 2015). These approaches differ in terms of spatial and taxonomic bias, accuracy, and extent. Foxcroft et al., (2009) showed that selecting the appropriate spatial scale is important when studying the abundance and distribution of alien plants invasions.

Knowing the current distribution of IAS is a crucial step towards managing them. Invasions are constantly increasing, it is therefore essential to assess invasion risks and to understand the drivers favouring the survival, establishment and spread of invasive alien species in the landscape (Bellard et al., 2016b). The identification of these factors is an essential element in order to prevent and/or limit invasions. Climate similarity with the region of origin (Gallien et al., 2010), propagule pressure, trade and tourism (Hulme, 2009), intensity of anthropogenic disturbances (Pyšek et al., 2010) or land use (Chytrý et al., 2012) are all factors recognised as playing an important role in the spread of biological invasions.

In insular ecosystems, biological invasions represent the major threat to biodiversity conservation (Lenzner et al., 2020; Pyšek et al., 2020; Simberloff, 1995; Wilcove et al., 1998). Reunion Island, a French oceanic island, is recognised with the Malagasy region as a biodiversity hotspot (Myers et al., 2000) but faces many threats, including impacts due to plant invasions (Macdonald et al*.,* 1991). In 2017, an IUCN report noticed a progressive deterioration of this World Heritage site because of the spread of invasive plants, the insufficient resources allocated and the real need to reinforce the governance and the coordination among biodiversity managers for alien plants clearing (Osipova et al., 2017).

Here we present the first results of an island-wide survey on the extent of plant invasions in order to assist managers in prioritising sites for alien plant clearing and identifying preserved systems. Although several studies have been conducted on some invasive alien species on Reunion Island (e.g. Baret et al., 2006; Strasberg et al., 2005), none of them has quantified the overall level of invasion by plants at an island's scale useful for managing invasions. This paper aims at: (1) mapping the invasion degree at a scale useful for managing invasions and planning for alien plants clearing; (2) understanding the climatic, landscape and anthropogenic factors that affect the level of alien plant invasion.

2.2. MATERIAL AND METHODS

2.2.1. Study area

Reunion Island (2,512 km²) is a volcanic island in the Mascarene's archipelago (Figure 2.1). The average annual rainfall shows an important dissymmetry between the eastern and western sides on the island due to its rugged topography and high elevation. On the leeward coast (western-side), annual precipitation ranges from 500 to 1,500 mm and can reach 5,000 mm on the windward coast. At intermediate elevations, precipitation approaches 12,000 mm (Jumeaux et al., 2011). The average annual temperature ranges from 26°C at the coast to 11°C at the top. This large gradient of temperatures and precipitations leads to very diverse ecosystems ranging from tropical lowland forest to subalpine vegetation (Cadet, 1977), with an important plant endemism rate. Indeed, more than 28% of native plants are qualified as strictly endemic to Reunion, 17% are endemic to the Mascarenes and 15% are endemic to the West Indian Ocean zone (CBNM, 2020). In 2007, a National Park, covering more than 42% of the island, was established to conserve and protect the native habitats and part of the island is listed as a World Heritage Site. In comparison with other islands of the Mascarenes, Reunion Island has the largest proportion of remaining tropical rainforest and other native habitats, which still cover one-third of the island (Strasberg et al., 2005).

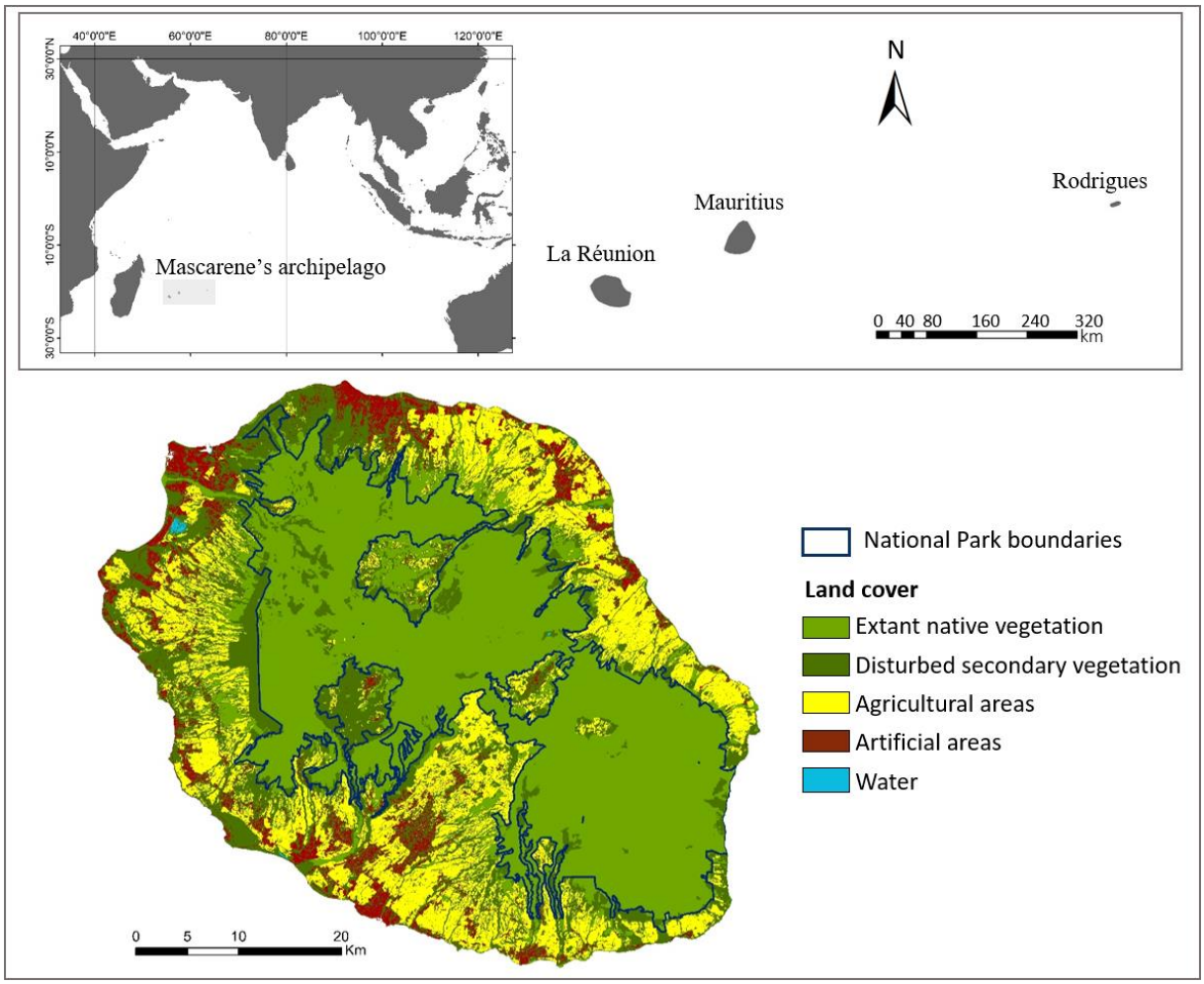


Figure 2.1: Mainland cover types on Reunion Island (Modified from Dupuy and Gaetano, 2019). We distinguished extant native vegetation (native vegetation comprising of indigenous species with varying degree of invasion) from disturbed secondary vegetation which included old fields, completely invaded areas or forestry plantations of alien trees.

2.2.2. Mapping the degree of invasion by alien species based on existing data and expert knowledge

Spatial distribution of the main threats to biodiversity is essential to identify spatial conservation priorities and alien plants clearing priorities. For years, alien plants records and distribution data on the island have been compiled from several different sources (herbarium records, plant surveys and managers' field records). However, these data have never been synthetized, assembled and used to assess the degree of invasion on Reunion island. Strasberg et al., (2005) made a first attempt but the spatial resolution was very coarse and could not be used for management. Here, we first compiled all existing data and combined them with an

expert-driven process to map the extent of plant invasion within vegetation types on the whole island.

The approach for mapping the degree of invasion consisted of five main steps (see Figure 2.2). 1) gathering all existing data; 2) generating an unified scale for categorising invasion degree and summarising it into 250 x 250 m cells; 3) using expert knowledge to review and complete the mapping; 4) modelling the degree of invasion to fill the gaps where no data or expert-knowledge was available and 5) compiling all the field survey, expert knowledge and modelled data to obtain the final map. Although invasive species information was available for most records, it was beyond the scope of this study to report on spatial patterns of each invasive species on the whole island.

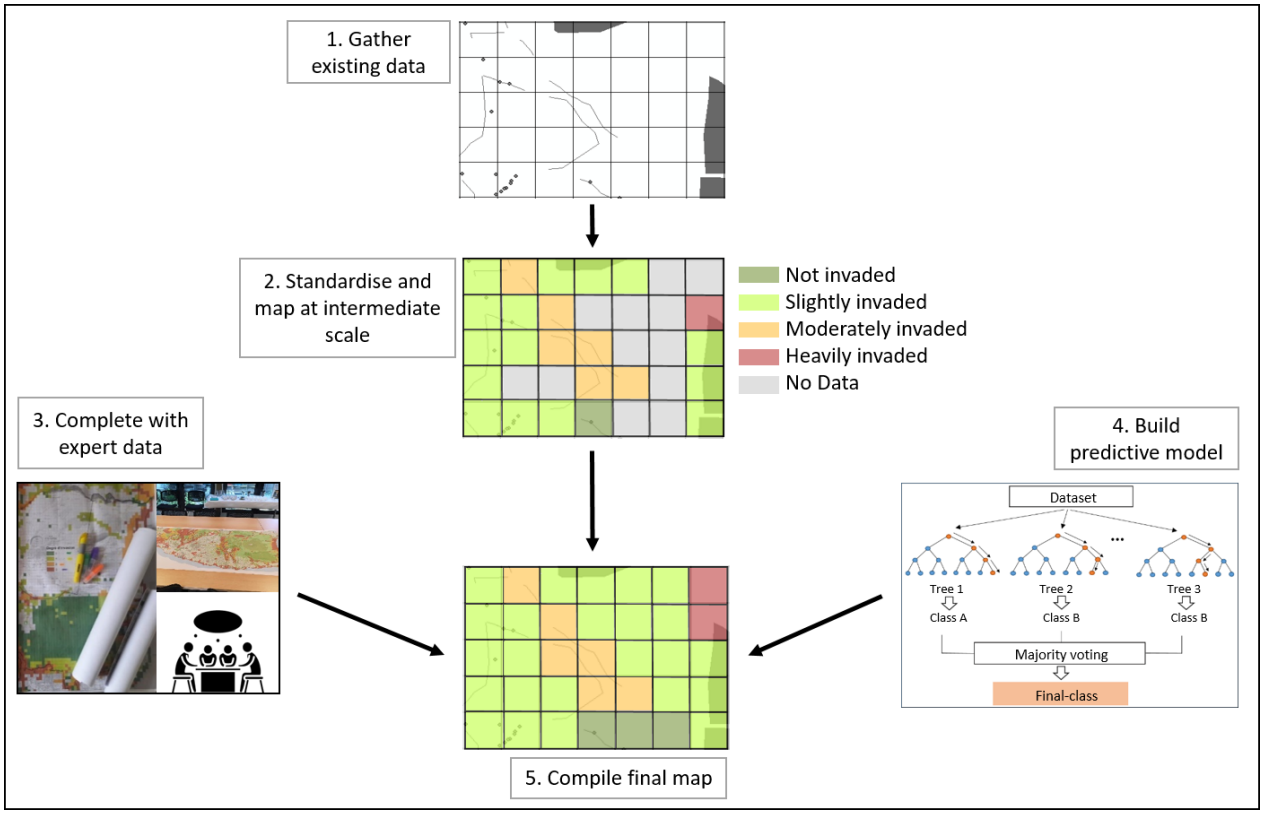


Figure 2.2: Methodological approach for mapping the degree of invasion.

Firstly, we gathered all existing spatial data on alien plants to map the extent of plant invasions on the whole island. We used four main data sources (datasets 1 to 4, see Table 2.1). Dataset 1 consisted of alien plant records and plot invasion level from the National Park (PNRun). These data reflect years of field surveys carried out by Park field rangers. During their surveys, the field rangers recorded the occurrence of key alien species and the overall invasion level of

the area using a rating systems made of six invasion categories ranging from intact areas to fully invaded areas (see Baret et al., 2006). Dataset 2 consisted of botanical surveys from the *Conservatoire Botanique National de Mascarin* (CBNM). The CBNM dataset was the most complete at the island's scale because it centralised all the botanical surveys from various sources. All alien species were recorded based on the ordinal scale of Braun-Blanquet et al. (1952). Dataset 3 were plant communities dominated by alien species, as well as plantations of alien trees. This information was extracted from the vegetation map developed by the *Office National des Forêts* (ONF). This map delimits all of the island's vegetation, both extant native and disturbed secondary formations (see section 3 in the methods). Dataset 4 was a detailed vegetation map for coastal habitats and lowland dry forests from the local government (*Direction de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement de La Réunion,* DEAL). DEAL used a basic scale of invasion (excellent conservation status, good conservation status, partially invaded, heavily invaded). The combined alien plant distribution data set includes 100,717 species localities, 444 kilometres of transects and 31,160 hectares of vegetation surveys (Table 2.1).

Table 2.1: Data used for mapping the degree of invasion. Date indicate the duration of data collection.

Dataset	Source	Date	Data format
(1) Alien plant records and plot invasion level	National Park	2007-2018	10,331 localities
(2) Botanical surveys	Conservatoire Botanique National de Mascarin	1972-2018	90,386 localities 102,527 transects (443 km) 5,427 polygons (5,729 ha)
(3) Areas invaded by alien plants	Office National des Forêts	2018	261 polygons (14,160 ha)
(4) Detailed vegetation map for coastal habitats and lowland dry forest	Direction de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement	2012-2017	11,164 polygons (11,573 ha)

Secondly, it was necessary to standardise and generate a single scale as all four data sources used different protocols and rating systems for quantifying invasion degree. We created a

scale of invasion made of four ordinal classes: (1) Not invaded – where no alien plant was recorded; (2) Slightly invaded area – where a maximum alien plant cover of 25% was recorded; (3) Moderately invaded – where a maximum alien plant cover of 75% was recorded; (4) Very heavily invaded or anthropised area – where more than 75% of alien plant cover was recorded.

Thirdly, all these data were summarised into grid cells of 250 x 250 m. In cases where a grid cell contained several records of invasion degree (different values of invasion), the highest value was attributed to the cell. Foxcroft et al., (2009) studied the patterns of alien plant distribution at multiple spatial scales and their implications for ecology, management and monitoring. They showed that 100 x 100 m and 250 x 250 m scales are the most useful in ecological studies. These scales are appropriate for planning management intervention and monitoring programmes. They also suggested that finer scales were most useful for specific aspects of research like plant distribution patterns or distribution modelling. A 250m mapping scale was considered to be suitable for taking management decisions on alien plant clearing.

Due to the change of spatial resolution between the original records of invasion and the resulting map, it was difficult to categorise alien cover in the final map (250m cells). For moderately invaded areas, while alien cover could be up to 75% in the original data, field observation of these areas suggested that the cell was seldomly 75% invaded. Indeed, in these cells, invasive species tend to occur in few dense patches within a matrix of native vegetation. Moderately invaded areas were, by large, areas of native vegetation, with few dense patches of invasive species, which can be restored by removing alien plants. Heavily invaded areas represent densely invaded areas, dominated by invasive species, which would require intensive clearing and active planting of native plants for restoration.

Finally, the resulting map of invasion degree was taken through a process of expert-review in order to validate and complete the map; several workshops (one per geographic sector of the island) have been set up involving more than 30 managers, field agents and researchers from various organisations. All the people involved in these workshops have an extensive knowledge of the field.

Expert knowledge was used in two different ways. First, in cells with insufficient or out-of-date data, the experts were able to modify the invasion-degree class. Secondly, the experts were asked to complete, when possible, the areas where no data were listed. We either modified

or defined the invasion-degree class by expert knowledge only when experts had a good knowledge of an area and when there was consensus between them; no extrapolation has been made for areas where no knowledge (survey or expert) was available.

2.2.3. Mapping habitat diversity and transformation

Broad land cover types were identified from remote sensing based on 2017 spot imagery (Dupuy and Gaetano, 2019, see Figure 2.1). The most up to date vegetation map of the Forestry Service (ONF, 2018) was used to distinguish extant native vegetation (vegetation comprising of indigenous species with varying degree of invasion) from disturbed secondary vegetation which included old fields, completely invaded areas or forestry plantations of alien trees. The Forestry Service vegetation map was also used to further classify extant native vegetation into various vegetation types. This map was originally based on Strasberg et *al.* (2005) with significant updates on vegetation boundary and classification. The resulting extant native vegetation map was made up of a two-level hierarchical classification. The first level was composed of seven units of extant vegetation and the second level, 35 vegetation units.

Here we present results based on the first level of classification of extant native vegetation (see Table 2.2 for the list of these different types of vegetation).

Table 2.2: Major vegetation types in Reunion (level-1 classification). Number of level-2 units indicates for each level-1 classification habitat, the number of sub-habitats included in level-2 units.

Vegetation code	Vegetation type	Surface (ha)	Number of level-2 units
COAST	Coastal vegetation	161	4
DRY	Seasonally dry thickets and forests	6,687	6
LOW	Lowland thickets and rainforests	8,723	2
SUB	Submountain thickets and rainforests	18,775	3
MOUNT	Mountain thickets and rainforests	50,542	9
ALPI	Subalpine vegetation	17,701	4
WET	Wetlands	2,431	4
ROCK	Rocks and lava flows	8,886	3

2.2.4. Modelling the degree of invasion and identifying key drivers of invasion

We explored the role of climatic, landscape and anthropogenic factors in explaining the spatial pattern of invasion and in predicting the degree of invasion for areas with missing data.

2.2.4.1. Data acquisition

We used nine variables at a 100 x 100 m spatial resolution, grouped into three major types: climatic, anthropogenic and landscape (Table 2.3). Climatic data (mean annual temperature and mean annual rainfall for the last 30 years) were obtained from the French weather institute (source Météo France). The anthropogenic variables "distance to urban areas" was derived from a 2017 land cover map (Dupuy and Gaetano, 2019) and "distance to roads" from available topographic data.

Accessibility was modelled based on Frakes *et* al., (2015) (Appendix 2.1). Finally, the island's slope and elevation was taken from a 5 m Digital Elevation Model (DEM) (BD Alti ® 2017, available at www.ign.fr). The vegetation map comes from the Forestry office (see above). We used the first level of vegetation in this analysis because the scale used (100 x 100 m) was not sufficiently fine to properly discriminate some very rare habitats. We excluded wetlands, as aquatic invasive species were not documented and mapped. Geomorphology of the island was modelled based on Dikau (1989) and Hammond (1964) (Appendix 2.2) into nine major types of reliefs.

Table 2.3: Variables used to explain the spatial pattern of invasion

Variable	Type	Source
Mean annual temperature (°C)	Climatic	Météo France
Mean annual rainfall (mm)	Climatic	Météo France
Distance to roads (m)	Anthropogenic	IGN
Distance to urban areas (m)	Anthropogenic	Dupuy and Gaetano 2019
Area accessibility (s)	Anthropogenic	Modelling
Vegetation (7 types)	Landscape	ONF 2018
Geomorphology (9 types)	Landscape	Modelling
Elevation	Landscape	DEM
Slope	Landscape	Derived from DEM

2.2.4.2.Statistical methods

Model construction using random Forest

We developed a Random Forest model (Breiman, 2001) relating nine variables (two climatic, four landscape and three anthropogenic variables) to invasion degree in order to predict the invasion degree and to quantify the relative importance of each driver. We decided to use a *Random Forest* model as it is commonly used and has been found to perform well in ecological applications (Cutler *e*t al., 2007; Oliveira et al., 2012). Other models were tested (regression, classification trees) but the results are not be presented here.

Random Forest is an ensemble learning method based on a large number of individual decision trees that operate as an ensemble to produce accurate predictions (Breiman, 2001). In this study, the response variable, namely the invasion degree, had four categories: not invaded area, slightly invaded area, moderately invaded area and very heavily invaded or anthropised area. Each tree in the *Random Forest* model leads to a prediction among the four invasion categories and the corresponding misclassification rate.

The 250m grid dataset was split into two datasets: the training dataset and test dataset. In our case, the training dataset also called the In-Bag (IB) data represented 75% of observations (n= 17,237) and the test dataset, which is named as Out Of Bag (OOB) samples are used for model validation (Cutler *et* al., 2007) and represent the remaining 25% of observations (n= 5,746). The number of trees (Ntree) and the number of features (Mtry) randomly selected at each node were fixed in order to optimise the Random Forest's performances. To identify the optimal Ntree and Mtry, we used the OOB error rates. To achieve minimum misclassification error, we used 1000 trees and an Mtry of 3.

Five Random Forest models were constructed. The first three models were constructed according to the three types of explanatory variables: a climatic model, a landscape model and an anthropogenic one. Then a full model was constructed, using all the nine variables. Finally, a more parsimonious model was created. To identify the appropriate number of variables to use for this parsimonious model, the misclassification rate was investigated at varying numbers of independent variables.

All model calculation and validation were implemented in the open source R software 3.6.2 (R Core Team, 2019) using “randomForest” (Liaw and Wiener, 2002) and “caret” (Kuhn, 2020) packages.

Model validation and variable importance analysis

In order to validate all models, we used the test dataset (OOB). The model error was evaluated by an error distribution provided by the OOB data in each Bootstrap replicate. Even if the robustness of this approach has been validated, some authors recommended the addition of other validation techniques (Evans et al., 2010). Here we used the *Kappa* statistic in addition to the basic validation technique of *Random Forest* (Cohen, 1960).

Random Forest is commonly used to assess variables importance. Here the *Gini* index was used to measure the importance of each predictor: a large *Gini* index indicate a high importance (Strobl et al., 2007).

2.2.4.3. Filling the gap with modelled data

We used the predicted categories of invasion degree from the parsimonious model to fill the gaps where no field survey data or expert knowledge was available in extant native and disturbed secondary vegetation. This enabled us to complete the map of the degree of invasion for all extant native and disturbed secondary vegetation areas.

At the end, three different sources of data were used to compile the invasion degree map: data from field survey, expert knowledge and modelled data. Then we assessed the relative contribution of each source of data.

To conclude, we assessed the degree of invasion within extant native vegetation for each vegetation type (level-1 classification). We also listed the major invasive species per vegetation type based on the CBNM dataset, by selecting the five most frequent species occurring in each vegetation type. As species-level data is incomplete on the island, we could not report on the identity of species within each 250 x 250 m cell.

2.3. RESULTS

We first present the spatial patterns of the invasion degree and then its modelling with associated environmental factors.

2.3.1. Degree of invasion

We mapped the degree of invasion for all extant native and disturbed secondary vegetation areas, covering 183,012 ha. The relative contribution (in terms of area) of field survey, expert knowledge and modelled data was 41%, 31% and 28%, respectively.

Looking at extant native vegetation only (113,910 ha), the relative contribution of field survey, expert knowledge and modelled data was 38%, 45% and 17% respectively (see Figure 2.3). Concerning the contribution of expert knowledge, 42% dealt with modifying the invasion-degree class from field survey while 58% dealt with completing the map with new data. More than 85% of the extant native vegetation was invaded in different proportions (Table 2.4). We found that only 15% were mapped as not invaded, 38% slightly invaded, 26% moderately invaded and 22% very heavily invaded. Globally, a pattern in relation to elevation was observed; most invaded areas were located in the lowlands whereas the less invaded ones were mostly located in montane and isolated areas. However, some high-elevation areas were invaded too. Habitats on the windward coast have been less heavily transformed than those on the leeward coast.

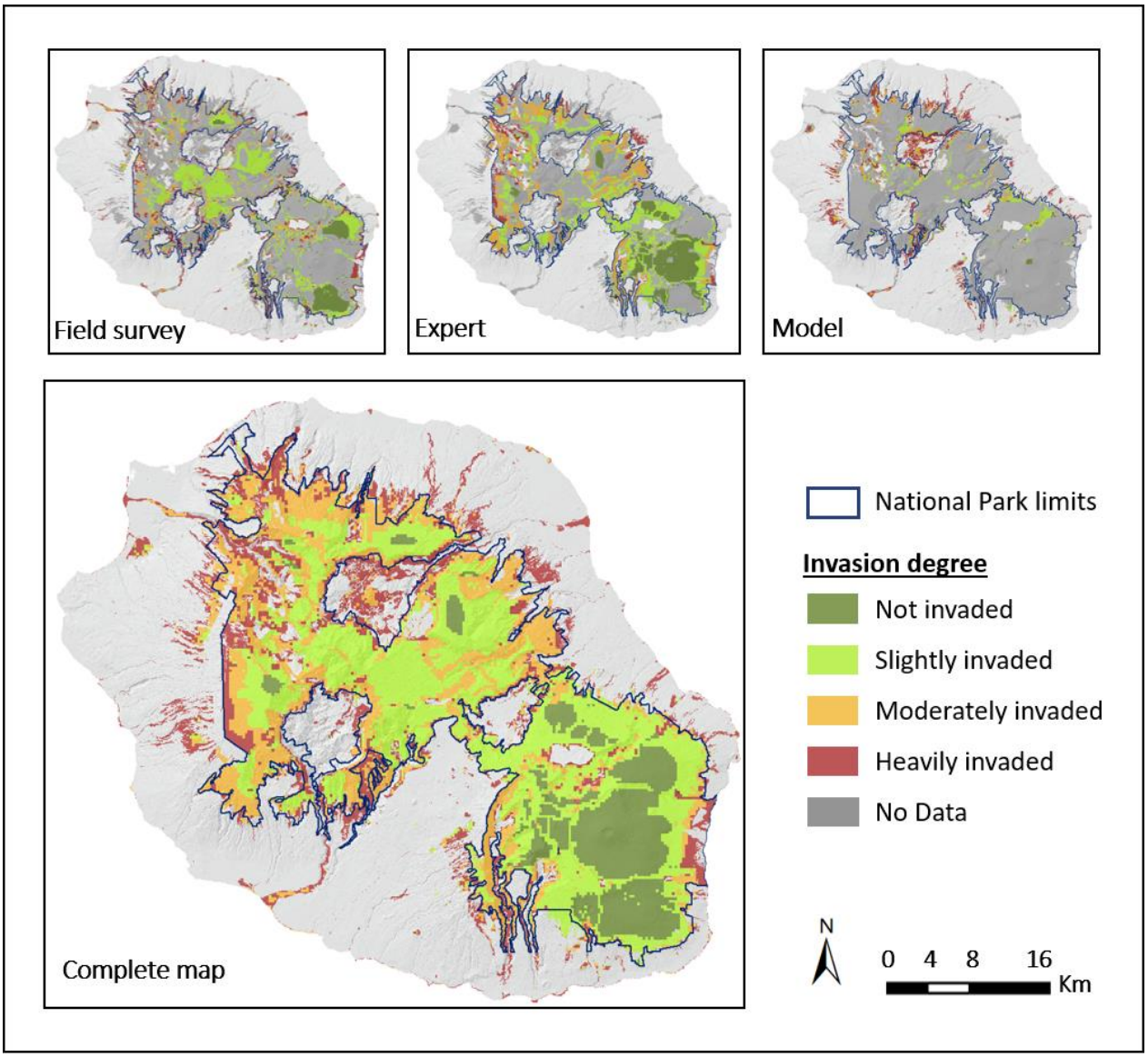


Figure 2.3: Invasion degree by alien plants species in extant native vegetation of Reunion Island. The three maps at the top of the figure respectively represent the data source: field survey, expert knowledge and modelled data.

Table 2.4: Change in invasion degree by alien plants species on Reunion Island between Strasberg et al. (2005) and this study. Strasberg et al. (2005) estimated the invasion degree across the all island using similar categories.

Study	Invasion-degree class (ha)			
	Not invaded	Slightly invaded	Moderately invaded	Heavily invaded
This study	16,187	42,963	29,934	24,826
Strasberg *et al*. 2005	64,307	20,849	17,584	27,632

2.3.2. Degree of invasion within vegetation types

Here we report on the extent of invasion within extant native vegetation only. The origin of the data varies from one habitat to another; some habitats have been subject to numerous surveys and thus present many field data (subalpine vegetation) while other habitats have been mostly completed thanks to expert knowledge and modelling (Rocks and lava flows).Major differences were found in the degree of invasion within vegetation types (Figure 2.4). In general, the highest levels of invasion were concentrated in lowland vegetation types whereas montane vegetation types had the lowest rates of invasion. Among the most invaded vegetation types, coastal vegetation was the only vegetation type to be completely invaded. Nearly 75% of coastal vegetation was very heavily invaded, while the remaining 25% moderately invaded. For example at a finer scale (level 2 vegetation classification), 96% of coastal grassland vegetation on rocky shores and 90% of coastal dry vegetation on rocky shores were very heavily invaded (Appendix 2.3). Thickets and seasonally dry forests were also globally well invaded; more than 50% of this vegetation were heavily invaded. For example, leeward mosaic of seasonally-dry and moist forest and the seasonally-dry forest were mostly very heavily invaded (59% and 58% respectively). However, in the high elevation vegetation (montane and subalpine areas), plant invasion was less frequent (less than 15% of very heavily invaded areas). These types of vegetation were also the only ones to have large areas still intact from invasion (around 15% of intact areas). Alpine shrublands did not present very heavily invaded areas and nearly 25% was intact from invasion. Finally, the moist thickets and forests have intermediate invasion value. Lava flows represented a special case of habitat because there is very few vegetation. A large proportion of this habitat is intact at higher altitudes (nearly 70%) but in the lowlands, recent lava flows were partly invaded.

A wide range of exotic species in Reunion Island have become invasive; some of the more invasive ones are presented in the Table 2.5 (see Appendix 2.4 and 2.5 for a more detailed description of these species). These species cover different families and have multiple sites of origin (Appendix 2.4). The five most widespread invasive species in native vegetation were *Psidium cattleyanum Afzel. ex Sabine, Litsea glutinosa (Lour.) C.B.Rob.*, *Ardisia crenata Sims*, *Rubus alceifolius Poir.* and *Syzygium jambos* (L.) Alston. While some alien species can invade several vegetation types, some were restricted to one type only (e.g. *Anthoxanthum odoratum* invading subalpine vegetation).

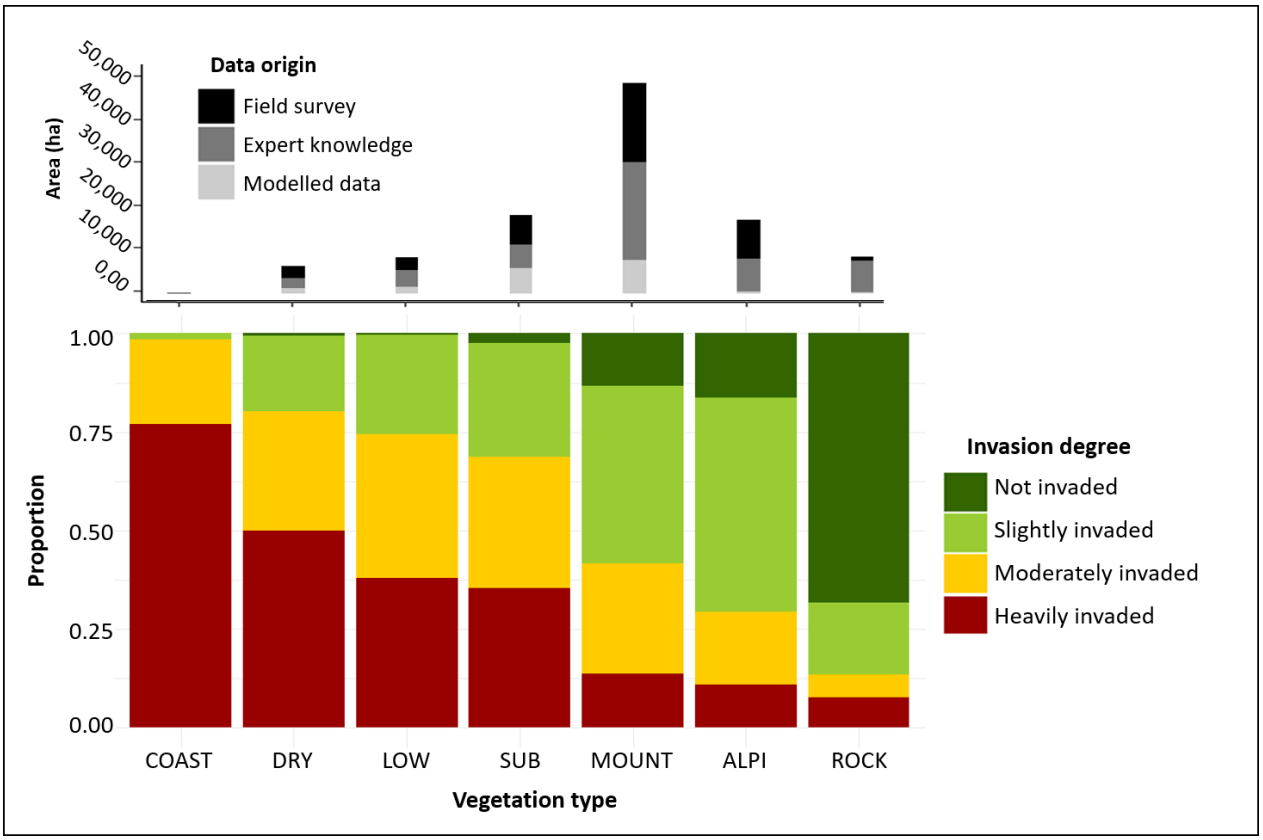


Figure 2.4: Invasion degree according to the level-1 habitat classification. COAST: Coastal vegetation; DRY: Seasonally dry thickets and forests; LOW: Lowland and thickets rainforests; SUB: Submountain and thickets rainforests; MOUNT: Thickets and mountain forest; ALPI: Subalpine vegetation; ROCK: Interior rocks and lava flows. The top figure represents the area of each vegetation type according to the origin of data.

Table 2.5: Major invasive species per vegetation types on Reunion island (species occurrence data from CBNM dataset). * indicates vegetation types for which not enough data was available to assess invasive species. See Appendix 2.4 for a more detailed description of the species.

Vegetation types	Major invasive species (by decreasing order of frequency)
Coastal vegetation *	*Schinus terebinthifolia, Casuarina equisetifolia*
Seasonally dry thickets and forests	*Litsea glutinosa, Psidium cattleyanum, Furcraea foetida, Hiptage benghalensis, Leucaena leucocephala*
Lowland thickets and rainforests	*Psidium cattleyanum, Ardisia crenata, Syzygium jambos, Rubus alceifolius, Miconia hirta*
Submountain thickets and rainforests	*Psidium cattleyanum, Ardisia crenata, Rubus alceifolius, Hedychium gardnerianum, Litsea glutinosa*
Mountain thickets and rainforests	*Psidium cattleyanum, Ageratina riparia, Rubus alceifolius, Hedychium gardnerianum, Erigeron karvinskianus*
Subalpine vegetation	*Erigeron karvinskianus, Hypochaeris radicata, Anthoxanthum odoratum, Ulex europaeus*, *Ageratina riparia*
Rocks and lava flows *	*Desmanthus virgatus, Casuarina equisetifolia, Schinus terebinthifolia*
Disturbed secondary vegetation	*Psidium cattleyanum, Litsea glutinosa, Syzygium jambos, Furcraea foetida, Schinus terebinthifolia*
All vegetation combined	*Psidium cattleyanum, Litsea glutinosa, Ardisia crenata, Rubus alceifolius, Syzygium jambos*

2.3.3. Drivers of invasion

We present the results of five *Random Forest* models (Table 2.6). Three simple models were based exclusively on one type of variable (climatic, landscape or anthropogenic type). These three models gave similar accuracy (around 60% of good classification rate) with a *Kappa* statistic of around 0.45. A full model (using all nine variables) resulted in an overall accuracy of 81.87%, and a Kappa statistic of 0.74. Finally, a parsimonious model (using the six best variables) resulted in an accuracy of 79.84% and a Kappa statistic of 0.72. Three landscape variables were not used in the parsimonious model (Table 2.6).

Table 2.6: Variable importance and prediction accuracy of models. The upper sign (>) indicates the importance of the variables. The closer the value of Kappa index is to one, the more important are the concordance of results.

Model	Variables	Accuracy (%)	Kappa statistic
Climatic	Rainfall > Temperature	61.31	0.45
Landscape	Elevation > Slope > Vegetation > Geomorphology	63.16	0.48
Anthropogenic	Distance to urban areas > Distance to roads > Accessibility	61.75	0.45
Full	Rainfall > Elevation > Distance to urban areas > vegetation > Accessibility > Distance to roads > Temperature > Slope > Landform	81.41	0.74
Parsimonious	Rainfall > Elevation > Distance to urban areas > Accessibility > Distance to roads > Temperature	80.39	0.72

The “moderately invaded” category was the most difficult to predict. This category had the most important misclassification rate, 40% for the parsimonious model. However the models predicted relatively well the categories “not invaded” and “very heavily invaded” (the lowest misclassification rates of 12% and 11%, respectively). The “slightly invaded” category had an intermediate misclassification rate of 22% (see Appendix 2.6 for all models results).

The three most important variables in the parsimonious model were “rainfall”, “elevation” and “distance to urban areas” (Table 2.6).

2.4. DISCUSSION

This study is the first spatially-explicit assessment of the invasion degree within habitats in Reunion Island at a scale relevant for managers. The originality of this collaborative work holds in the usage of a combination of field survey data, expert knowledge and modelled data, allowing to quantify the invasion degree by exotic plants at the island scale. A striking result is that 15% of extant native vegetation is not invaded whereas 22% is heavily invaded.

This study provided an initial monitoring over time of Reunion Island spatial situation about invasive species. Our results confirm the broad pattern of invasion found by Strasberg et al.

(2005): around third of the island still contains habitats where invasion is localised (represented here by the categories “not invaded” and “slightly invaded”). However, a clear increase in the distribution of alien species was observed. Strasberg et al. (2005) identified 130,372 ha of natural vegetation; today we have identified 113,910 ha, i.e. a loss of 16,462 ha. That study stated that 49% of natural vegetation was in pristine status; today it concerns only 14%. However, a slight decline in heavily invaded areas should be noted. Indeed, clean-up operations against IAS and restoration work are carried out on the island every year. Strasberg et *al.* (2005) also identified two habitats as intact; the Pandanus mountain wet thicket and the subalpine shrubland on lapilli. Ours results showed that despite the harsh environmental conditions characterising these two habitats, some exotic species are beginning to establish. This is the case of *Anthoxanthum odoratum* and *Hypochaeris radicata*, two highly invasive herbaceous species gradually colonising the lapilli areas.

Despite the increase of invasion levels within extant native vegetation, Reunion Island remains the most preserved island at the scale of the Mascarene archipelago. Considering the extreme reduction of native vegetation in Mauritius and Rodrigues, the persistence of relatively intact ecosystems in the Mascarene archipelago depends on their effective conservation on Reunion Island (Strasberg et al., 2005). There is therefore a real need to conserve the well-preserved and functional habitats of Reunion Island because they can be rapidly threatened by further invasion, as well as habitat loss and fragmentation. Within the Western Indian Ocean biodiversity hotspot, Reunion Island hosts the most important number of recorded invasive species (GISD, 2021), with 145 invasive plant species representing a considerable invasion debt.

Studying the drivers of invasion is essential to understand what promotes survival, establishment and spread of exotic species and to assess invasion risk (Bellard *et* al., 2016b). We have shown in this study that climatic, landscape and anthropogenic factors partly explained invasion levels. Indeed, the three most important variables identified by the analysis were “rainfall”, “elevation” and “distance to urban areas”. It is widely recognised that a climate matching between native and invaded regions is an essential condition for successful invasions worldwide (Bellard et al., 2016b; Ficetola et al., 2007; Gallardo et al., 2015). Urban areas are also recognised as hotspot for biological invasions and are key points of entry for many alien species and are also responsible for secondary dispersal (Gaertner *et* al., 2017). A

more comprehensive study on the drivers of invasion is needed to identify potential pathways of invasion within the National Park.

Increasingly, a wide range of data sources is being used to monitor the distribution of species, including invasive ones. In addition to data obtained during field survey, remote sensing (Royimani et al., 2019), modelling (Srivastava et al., 2019) or expert knowledge and citizen scientists (Roy-Dufresne et al., 2019) can be used to monitor invasive species. Here, this survey was possible because three different sources of data have been used: field survey data, expert knowledge data and modelled data. Available data of IAS abundance and distribution are limited, but this information is essential for their management. Marvin et al. (2009) showed that possibly due to an emphasis on early detection and rapid response, it exists a bias towards small infestations areas rather than large ones concerning point distribution of invasive species. These incomplete or spatially biased data could result in incorrect model projections (Thuiller et al., 2004). Some of this missing data exist but are not compiled in a digital form but are dispersed amongst a wide range of experts (Bradley and Marvin, 2011; Marvin et al., 2009). There is a need to further develop citizen-science programs to monitor the spread of invasive species and to generate up-to-date species distribution data (Pyšek et al., 2020). All IAS than can affect biodiversity and ecosystems are not subject to a surveillance programs or are not eligible under government-funded schemes. Engaging volunteers in surveillance and monitoring of IAS is an efficient and low-cost option (Groom et al., 2019; Roy et al., 2015).

Due to the wide distribution of IAS and the limited resources allocated to this issue, there is a real need to prioritise sites and species for intervention (McGeoch et al., 2016). On Reunion Island, a process is currently being implemented to prioritise areas for alien plant clearing and restoration. This will enable to identify the geographic locations for appropriate management interventions and to monitor the effectiveness of clearing efforts. The map of invaded areas produced here would help towards prioritising areas for clearing. We recommend prioritising invasion fronts (i.e. invaded areas adjacent to non-invaded ones) to limit the spread of invasive species into new habitats. Our map enables to identify such invasion fronts. A more comprehensive approach would require additional information on biodiversity value and implementation factors (such as accessibility by clearing teams) in order to prioritise clearing in high biodiversity value, invaded and accessible areas. Up to date data on the spread of

invasive species will enable to set up management actions in time, including early detection and rapid response programmes (see Büyüktahtakın and Haight, 2018 for review).

In Reunion Island, a priority objective, listed in several strategic documents on nature conservation, is the control of the spread biological invasions. While this new map of invasion degree could help the identification of priority areas for management, important information is missing on the extent and abundance of key invasive species. Additional information (including spatial data) on major invasive species (such as richness, abundance, biological type) should guide the type of management to be carried out early detection and rapid response, eradication, control or restoration. In Reunion Island, effective control methods are only known and implemented on few species (ONF, 2016). Not all alien species are of concern and have the same impacts on environment. For example, transformer alien species which alter the character, condition, form or nature of an ecosystem over area (Richardson et al., 2000), deserve special attention. Managing new focal points of invasion by localised invasive species would also seem essential (Tassin et al., 2009, Wilson et al., 2012).

CHAPITRE 2

3. QUANTIFICATION DU DEGRÉ D'INVASION DANS DEUX HABITATS CONTRASTÉS DE L'ILE DE LA RÉUNION

Résumé : Les invasions biologiques représentent aujourd'hui l'une des plus grandes menaces pour la conservation de la biodiversité, notamment en milieux insulaires. La gestion des plantes exotiques envahissantes nécessite en premier lieu d'établir un diagnostic du degré d'invasion, quantifiant la gravité de l'invasion dans la zone à conserver. Cette étude vise à proposer une méthodologie terrain permettant d'évaluer le degré d'invasion dans deux habitats très contrastés de La Réunion : la forêt mégatherme de basse altitude (site de Mare Longue) et la végétation éricoïde (site du Volcan). Ainsi, ce sont respectivement 344 et 304 relevés d'abondance relative et de richesse en exotiques qui ont été réalisés à Mare Longue et au Volcan. Des relevés ont été effectués sur chacune des trois strates structurantes de l'habitat : herbacée, arbustive et arborée. Les résultats ont permis d'identifier les espèces exotiques envahissantes et de définir leurs répartitions spatiales. Les résultats ont permis de conclure que la strate herbacée est la plus envahie au sein de ces deux habitats très contrastés. Des analyses de cluster et de krigeage ont été effectuées à partir des données terrain afin d'obtenir une nouvelle cartographie du degré d'invasion à une échelle plus fine (25 x 25 m).

Mots clés : Plantes exotiques, degré d'invasion, protocole terrain, analyses de cluster, krigeage, La Réunion.

3.1. INTRODUCTION

Les invasions biologiques ne cessent de se répandre (Seebens et al., 2017a) et représentent une des plus grandes menaces pour la conservation de la biodiversité et des services écosystémiques associés (R. Mack et al., 2000; Roiloa et al., 2020). Ces espèces impactent la biodiversité, à toutes les échelles du vivant : les écosystèmes, les communautés, les populations , les espèces et les gènes (Barney et al., 2013; Roiloa et al., 2020). L'établissement, la naturalisation ou encore l'invasion d'espèces introduites dépendent des caractéristiques de l'espèce et des écosystèmes récepteurs ainsi que des facteurs associés aux activités humaines (Catford et al., 2012; Richardson et Pyšek, 2006). Des efforts considérables ont été déployés pour définir, caractériser et identifier les espèces à différentes étapes du continuum introduction-naturalisation-invasion (Blackburn et al., 2011; Richardson et al., 2000). L'approfondissement des connaissances sur les espèces exotiques, notamment les plantes, est nécessaire pour mettre en place des stratégies de gestion (Roiloa et al., 2020), afin assurer la préservation de la biodiversité notamment dans les aires protégées (Foxcroft et al., 2017).

Dans le cas des invasions par les plantes exotiques, les stratégies de gestion sont déclinées selon le degré d'invasion notamment. Par exemple, la probabilité d'éradication d'une espèce envahissante diminue rapidement avec la superficie de la zone envahie (Rejmanek et Pitcairn, 2002). Lorsque l'éradication d'une espèce n'est pas envisageable, une stratégie de gestion axée sur le contrôle et le confinement peut être plus réalisable (Mack et Lonsdale, 2002; Rejmanek et Pitcairn, 2002). La lutte contre les plantes exotiques nécessitant d'importants moyens humains et matériels, les gestionnaires ont ainsi besoin d'outils permettant de planifier et prioriser les actions de gestion à mettre en place (Margules et Pressey, 2000). Ainsi, porter une attention particulière à la quantification et la caractérisation des notions d'invasibilité et de degré d'invasion permettrait de renseigner certains paramètres essentiels à une meilleure gestion.

Alors que l'invasibilité est définie comme la vulnérabilité d'un habitat et de la communauté biologique associée à une invasion ; le degré d'invasion fait référence à l'étendue ou à la gravité de l'invasion exotique observée dans un écosystème (Alpert et al., 2000; Catford et al., 2012; Chytrý et al., 2008b; Guo et al., 2015). De nombreuses études ont cherché à quantifier le degré d'invasion au sein des écosystèmes et régions, mais les paramètres utilisés pour le

mesurer ne sont souvent pas comparables entre eux. On peut citer : la richesse en espèces exotiques (Deutschewitz et al., 2003; Ortega et Pearson, 2005) ; la richesse relative en espèces exotiques (Chytrý et al., 2008, 2009), l'abondance mesurée par le recouvrement en espèces exotiques (Ortega et Pearson, 2005) ou encore l'abondance mesurée par le recouvrement relatif des espèces exotiques (Catford et al., 2011; Catford et Downes, 2010).

En plus de permettre une meilleure gestion des plantes exotiques, l'établissement d'une métrique standard d'invasion rendrait possible l'évaluation de plusieurs paramètres : les conséquences écologiques de l'invasion (homogénéisation du paysage, compétition avec les espèces indigènes, altération de la structure de l'écosystème), les coûts économiques de l'invasion (perte des services écosystémiques, réduction de la production agricole, coûts des interventions de gestion) et le potentiel de contrôle, d'éradication et de rétablissement avec l'invasion (Catford et al., 2012; Nicholson et al., 2009). Une description du patron d'invasion observé sur le terrain permettrait également de mieux guider les efforts de gestion.

Dans le cadre d'un large travail partenarial réunissant gestionnaires, décideurs et scientifiques, un premier état des lieux du niveau d'envahissement par les plantes exotiques a été réalisé à l'échelle de l'île (Fenouillas et al., 2021, chapitre 1). Cet effort de cartographie à l'échelle régionale/territoriale constitue un important outil d'aide à la décision, notamment dans l'identification de priorités de gestion à l'échelle de l'île. Cependant à une échelle locale (un massif par exemple), cette méthode montre ses limites et ne constitue pas un outil d'aide à la gestion. C'est dans ce contexte que s'inscrit cette étude qui cherche à rendre compte sur le terrain, à une échelle utile aux gestionnaires, du degré d'invasion de deux sites très contrastés de La Réunion, à savoir la végétation éricoïde et la forêt mégatherme de basse altitude. Ainsi, cette étude vise à mettre en place une méthode terrain, simple et réplicable, permettant de quantifier le degré d'invasion. La mise en place d'une telle méthodologie faciliterait l'acquisition de données et la comparaison du niveau d'invasion de plusieurs habitats réunionnais.

3.2. MATERIELS ET METHODES

3.2.1. Sites d'étude

La Réunion (2 512 km²) est une île volcanique de l'archipel des Mascareignes (Figure 3.1). Les moyennes annuelles de précipitations montrent une importante différence entre l'Est et l'Ouest de l'île ; ceci s'expliquant par la topographie et les altitudes élevées. Sur la côté sous le vent (côte Ouest), les précipitations avoisinent les 12 000 mm (Jumeaux et al., 2011). La température moyenne annuelle varie de 26°C sur la côte à 11°C au sommet de l'île. Ce large gradient de température et de précipitation conduit à des écosystèmes très diversifiés allant de la forêt tropicale de basse altitude à la végétation altimontaine (Cadet, 1977) comprenant un important taux d'endémisme végétal. En effet, plus de 28% des plantes indigènes sont qualifiées de strictement endémiques de La Réunion, 17% sont endémiques des Mascareignes et 15% sont endémiques de la zone océan Indien (CBNM, 2020). En 2007, un Parc national, couvrant plus de 42% de l'île, a été créé pour conserver et protéger les habitats naturels. Une partie de l'île est inscrite au patrimoine mondial de l'humanité. Par rapport aux autres îles des Mascareignes, La Réunion possède la plus grande proportion de forêt tropicale humide restante et d'autres habitats naturels, qui couvrent encore un tiers de l'île (Strasberg et al., 2005a).

Dans le cadre de cette étude, deux sites d'étude ont été sélectionnés faisant parti de deux types de végétation très contrastés : la foret mégatherme de basse altitude (site de Mare Longue) et la végétation altimontaine (site du Volcan).

3.2.1.1. Foret mégatherme de basse altitude :

Les forêts mégatherme de basse altitude, localement appelées « forêt de bois de couleur des bas » se situent principalement à l'Est et au Sud de l'île (Figure 3.1). Ce type de végétation est caractérisée par un fort taux de précipitation (4827 mm en moyenne ; source : Météo France). Initialement ce type de végétation couvrait de vastes étendues sur tous les pourtours de l'île ; on estime qu'il ne reste aujourd'hui que 20% de sa superficie initiale (Strasberg et al., 2005a).

La zone étude dans le cadre de cette étude est la réserve de Mare Longue (68 ha) dans le Sud de l'île et faisant partie des reliques les mieux conservés de ce type de végétation. Cette forêt s'est installée sur des coulées volcaniques relativement récentes ; âgées de 300-500 ans

(Triolo, 2005). Cette forêt présente une diversité botanique remarquable (Cadet et Figier, 1985) et se structure en trois strates bien différenciées :

- La strate arborée, présentant une canopée de 7 à 15m de hauteur particulièrement diversifiée (Strasberg, 1994).
- La strate arbustive, composée d'espèces strictement arbustives, d'arbres adaptés au sous-bois et de jeunes arbres.
- La strate herbacée, compose essentiellement de plantules d'espèces ligneuses, ainsi que de fougères et orchidées (Cadet, 1977; Triolo, 2005).

Plusieurs espèces exotiques se trouvant à Mare Longue ont fait l'objet de lutte ciblée : *Syzygium jambos*, *Rubus alceifolius*, *Psidium cattleianum*, *Clidemia hirta,* etc.

3.2.1.2. Végétation éricoïde

La végétation éricoïde se situe sur les hauteurs de l'île, au-delà de 1600m d'altitude. Le climat est caractérisé par une température moyenne de 11°C, un fort taux d'ensoleillement et la présence très fréquente de brouillard. La pluviométrie observée est importante, avec un cumul de 5336 mm par an (source : Météo France). Ce type de végétation se compose de trois habitats très distincts de par leur physionomie et composition floristique : les fourrés éricoïdes à *Erica reunionensis* (strate arbustive basse inférieure à 3m de hauteur), les fourrés à *Sophora denudata* et *Acacia heterophylla* (strate arborée supérieure à 5m de hauteur) et les pelouses altimontaines (dominées par des graminées). Ces trois habitats forment des patchs dispersés dans le paysage (Triolo, 2005). La zone d'étude est localisée autour du Piton de caille, sur le massif du volcan de la fournaise (appelé ensuite « site du Volcan »). La zone d'étude a été partiellement incendiée en 2010 (Figure 3.1).

La strate herbacée est sans aucun doute la plus sensible aux invasions biologiques. Elle est souvent dominée par des espèces exotiques très compétitives qui vont avoir tendance à transformer l'habitat ; on peut citer *Anthoxanthum odoratum* et *Hypochaeris radicata* par exemple. Une seule espèce exotique ligneuse est présente sur le site mais reste préoccupante ; il s'agit de *Ulex europaeus*.

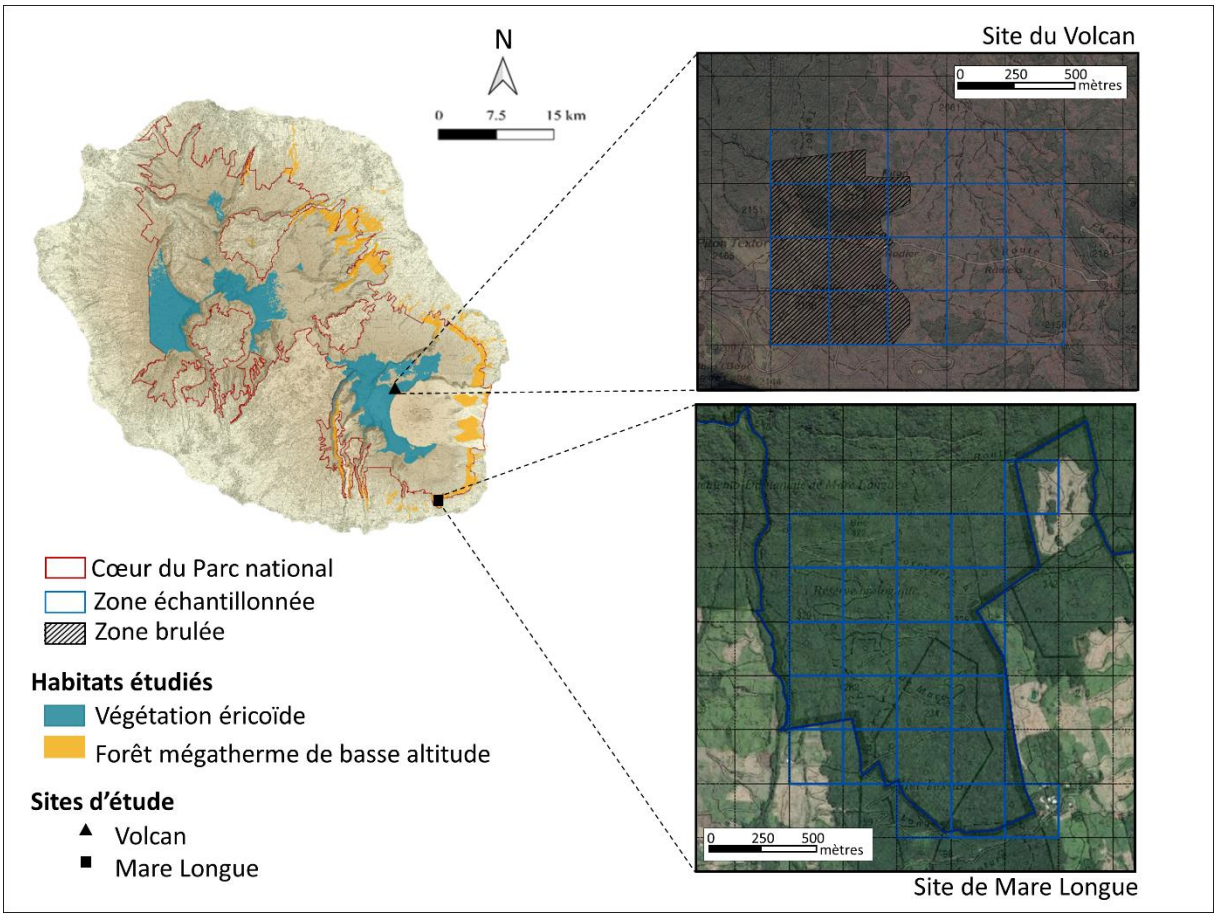


Figure 3.1: Habitats étudiés et sites d'étude associés

3.2.2. Mesures d'abondance : effectif ou recouvrement ?

Des mesures d'abondance sous forme de recouvrement et de comptage d'effectifs ont été réalisés sur le site de Mare Longue au travers d'un stage de master 2. Les mesures effectuées ont ainsi permis de réaliser des analyses de corrélation pour les mesures d'effectif et de recouvrement. Ces résultats ont montré que ces deux mesures sont positivement corrélées pour les strates herbacées et arbustives, avec des coefficients de corrélation de r^2=0.741 et r^2=0.742 respectivement (p-value < 0.001). Pour la strate arborée, effectif et recouvrement ne sont pas corrélés (r^2=0.29). En données relatives, les taux d'invasion calculés à partir des mesures d'effectif ou de recouvrement sont corrélés à plus de 80% pour les trois strates considérées (herbacée : r^2=0.85, arbustive : r^2= 0.81, arborée : r^2=0.81 ; p-value < 0.001).

Ainsi dans un soucis d'homogénéisation du protocole pour les deux sites étudiés (plusieurs espèces indénombrables sur le site du Volcan), les mesures d'abondance réalisées dans le

cadre de cette étude sont des mesures de recouvrement. Le recouvrement a été estimé sur le terrain avec une marge d'erreur de ±5%.

3.2.3. Estimation du degré d'invasion sur le terrain

Une précédente étude a permis de quantifier à l'échelle de l'île au sein de mailles de 250 x 250 m le degré d'invasion des habitats (Fenouillas et al., 2021, chapitre 1). Basée sur des relevés terrain, du dire d'expert et de la modélisation, cette carte a permis d'obtenir une première vision d'ensemble du niveau d'envahissement des milieux naturels réunionnais. L'objectif ici est d'opérer un changement d'échelle et de mettre en place un protocole terrain permettant de rendre compte du degré d'invasion des habitats étudiés (Figure 3.2). Ce protocole devra être simple et réplicable afin de pouvoir être partiellement ou totalement mis en place par les gestionnaires locaux. Ce protocole a ainsi été co-construit avec les institutions concernées.

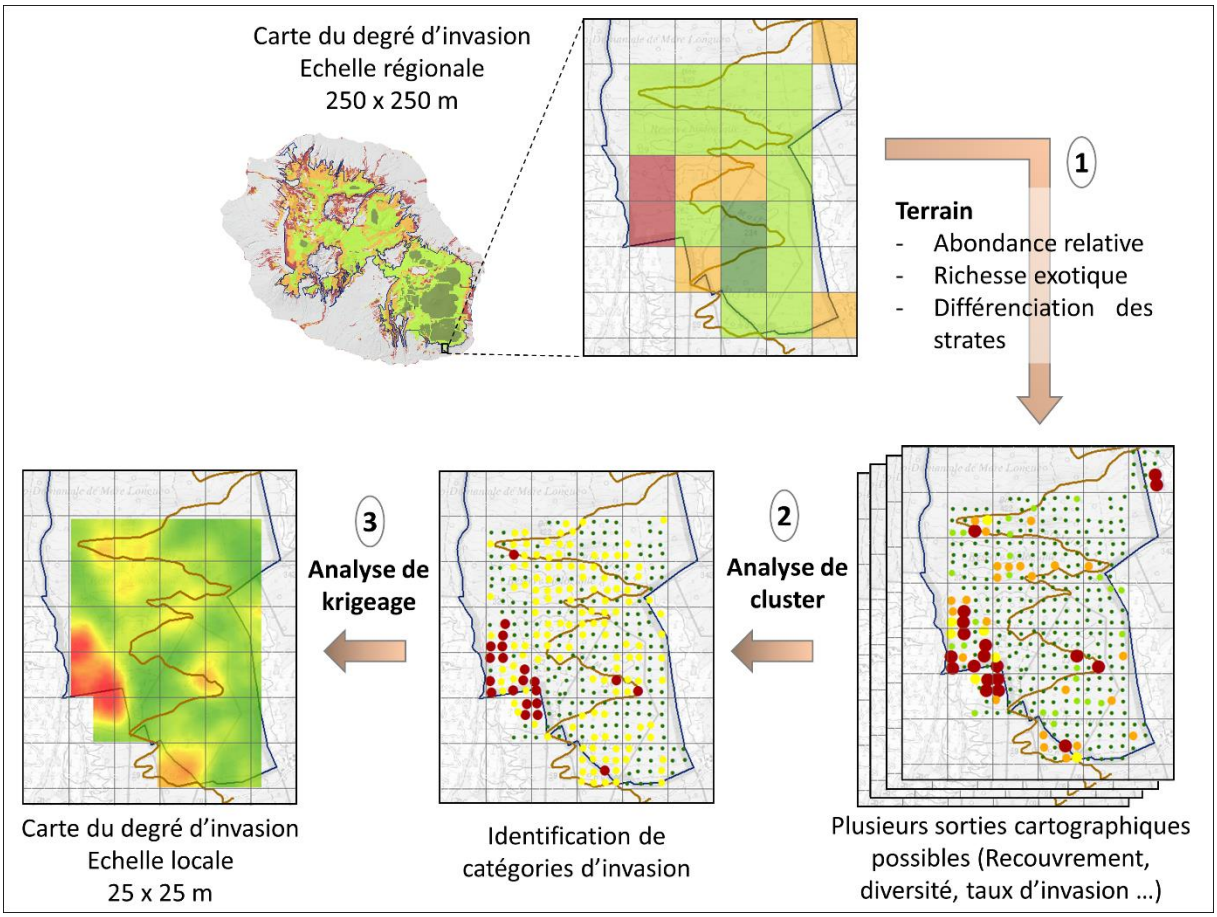


Figure 3.2 : Approche générale mise en place pour cartographier le degré d'invasion à une échelle fine.

3.2.3.1. Echantillonnage systématique

Un échantillonnage systématique a été mis en place afin de quantifier le degré d'invasion dans chacun des sites d'étude au sein de mailles de 250 x 250 m. Ces mailles ont été choisies dans un soucis de cohérence avec l'étude du chapitre 1. L'échantillonnage systématique permet de parcourir l'ensemble de la maille et ainsi d'obtenir un avis global sur son envahissement, mais permet aussi d'augmenter la probabilité de détecter les zones envahies malgré l'hétérogénéité existante au sein des mailles.

Le nombre de point d'échantillonnage par maille a été fixé grâce à des tests de probabilité afin de détecter un niveau d'invasion de 5%. La loi hyper géométrique nous permet de définir p la probabilité d'envahissement de la maille, soit la probabilité qu'un mètre carré de la maille soit envahi. On compte ainsi (N x p) m² envahis, N représentant le nombre de m² total d'une maille (62 500 m²). En fixant p à 0.05 soit une maille envahie à 5%, on estime que pour 16 relevés (équivalent à 16 x 25 = 400m² échantillonnés), on a 95% de chance d'observer une valeur p comprise entre 0.03 et 0.07. Cette précision est d'autant plus élevée que p est élevé. Prenant en compte les moyens humains et matériels que demande l'échantillonnage, nous considérons que cette précision est suffisante.

Une maille a ainsi été divisée en 16 sous-mailles, qui ont toutes étés parcourues et échantillonnées. Le centre de chaque sous-maille constitue un point d'échantillonnage, chacun étant séparé des autres par un intervalle régulier de 62,5 mètres (Figure 3.3).

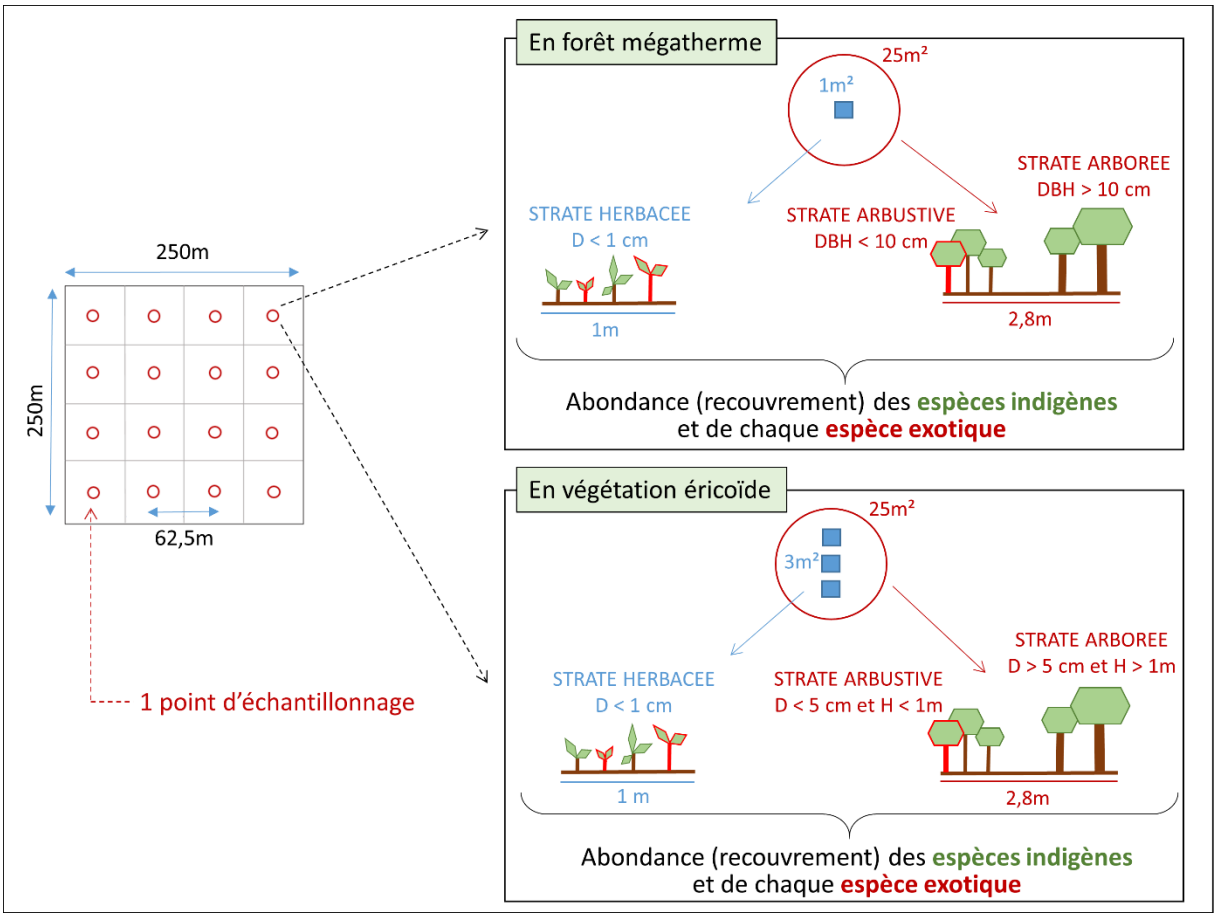


Figure 3.3 : Illustration schématique de la méthodologie mise en place pour quantifier le degré d'invasion dans deux types de végétation très contrastés : la forêt mégatherme de basse altitude (site de Mare Longue) et la végétation éricoïde (Site du Volcan). DBH : Diamètre à Hauteur de Poitrine ; D : Diamètre à la base ; H : Hauteur.

3.2.3.2. Caractéristiques générales du protocole

A chaque point d'échantillonnage sont réalisées plusieurs mesures qui seront détaillées dans les sections suivantes. Trois strates de végétation sont considérées dans le protocole : les strates herbacée, arbustive et arborée différenciées par des classes de hauteur différentes selon le site d'étude. Afin de rendre plus accessible le protocole et de bénéficier d'un gain de temps conséquent, les individus exotiques ont été différenciés par espèce alors que les individus indigènes ont été comptabilisés dans une catégorie « indigène » sans distinction de l'espèce. La différenciation des espèces indigènes aurait demandé de plus grandes connaissances botaniques et aurait nécessité davantage de temps.

En raison des très forts contrastes existants entre les deux sites d'étude en termes de structure et de composition de l'habitat, le protocole mis en place dans l'un et l'autre site d'étude présente des adaptations. Les définitions et limites des strates herbacée, arbustive et arborée ont notamment été définies selon l'habitat concerné.

3.2.3.3. En forêt mégatherme de basse altitude

A chaque point d'échantillonnage, deux relevés sont réalisés sur trois strates structurantes : herbacée, arbustive et arborée. Les espèces exotiques sont toutes différenciées alors que les espèces indigènes sont regroupées dans une catégorie « indigène ».

1. Strate herbacée : dans un quadrat de 1m² sont échantillonnées tous les individus présentant un diamètre inférieur à 1cm (plantules et/ou herbacées).

2. Strates arbustives et arborées : dans une surface de 25m² (soit un rayon de 2.8m) sont comptés tous les individus de diamètre supérieur à 1cm. La distinction entre arbuste et arbre se fait selon le diamètre à hauteur de poitrine (DBH) : un arbuste présente un DBH inférieur ou égal à 10 cm.

3.2.3.4. En végétation éricoïde

A chaque point d'échantillonnage, deux relevés sont réalisés. Les espèces exotiques sont toutes différenciées alors que les espèces indigènes sont regroupées dans une catégorie « indigène ».

1. Strate herbacée : la pression d'invasion venant très majoritairement de la strate herbacée dans ce type d'habitat, l'estimation du recouvrement des espèces herbacées non ligneuses a été réalisée dans une superficie de 3m² (soit trois quadrats de 1m² distincts) au lieu de 1m² en forêt mégatherme. Dans le quadrat central de 1m², les plantules ligneuses sont également répertoriées.

2. Strates arbustives et arborées : dans une surface de 25m² (soit un rayon de 2.8m), le recouvrement en individus arbustifs et arborés est réalisé. Ici, la distinction entre arbuste et arbre se fait selon les classes de taille/ diamètre au sol. Ainsi, un individu adulte présente un diamètre au sol supérieur à 5cm ou une hauteur supérieure à 1m.

3.2.4. Analyses statistiques

Les explorations et analyses SIG ont été réalisées sur ArcMap 10.3 (ESRI, 2015). Les analyses ont été réalisées sur le logiciel open-source (R Core Team, 2019b).

3.2.4.1. Diversité et abondance des espèces exotiques

Dans un premier temps, chaque strate (herbacée, arbustive et arborée) des deux sites d'étude a été caractérisée par l'abondance des espèces exotiques et indigènes (en recouvrement moyen). La richesse en espèces exotiques a également été caractérisée. Des fréquences d'occurrence (nombre de relevés où l'espèce est présente sur le nombre total de relevés) et des moyennes d'abondance en plantes exotiques ont été calculées par strate.

Par la suite, des taux d'invasion (abondance relative en PEE) ont été calculés par strate. Le taux d'invasion est calculé pour chaque strate de la façon suivante : abondance en espèces exotiques par rapport à l'abondance totale en espèces exotiques et indigènes. Plus le taux d'invasion est important et plus les espèces exotiques dominent le milieu par rapport aux espèces indigènes.

3.2.4.2. Degré d'invasion par analyse de cluster

Le degré d'invasion d'une zone, ou d'une maille, se caractérise donc par plusieurs variables. Le recouvrement moyen des espèces exotiques par strate, la richesse spécifique et le taux d'invasion par strate.

Dans un second temps afin de pouvoir simplifier l'estimation du degré d'invasion en un unique paramètre correspondant à des niveaux différents d'invasion, des analyses de cluster ont été réalisées (Figure 3.2). Le partitionnement de données (ou data clustering) est une méthode statistique visant à diviser un ensemble de données en différents « lots » homogènes (appelés « clusters » par la suite). Chacune des données associées à un même sous-ensemble (cluster) partage des caractéristiques communes. On cherche à minimiser la distance intra-cluster et à maximiser la distance inter-cluster. Dans notre cas, il est question de regrouper les différents relevés terrain en quelques classes correspond à différents niveau d'invasion. Pour réaliser ces analyses de cluster, 7 variables explicatives présentées dans le Tableau 3.1 ont été utilisées.

Les analyses ont été réalisées en utilisant la fonction HCPC (*Hierarchical Clustering on Principal Components*) du package FactoMineR (Husson et al., 2008, 2010). Les variables explicatives étant quantitatives, une ACP (*Principal Component Analysis*) est tout d'abord effectuée avant de réaliser la classification hiérarchique. Le nombre de cluster souhaité n'est pas défini ; l'arbre obtenu sera coupé automatiquement selon le seuil optimal.

Tableau 3.1: Variables explicatives utilisées pour l'analyse de cluster

Variables explicatives	Description
DIV_EXO	Richesse spécifique en exotique
REC_EXO_H	Recouvrement moyen en exotique de la strate herbacée
REC_EXO_J	Recouvrement moyen en exotique de la strate arbustive
REC_EXO_A	Recouvrement moyen en exotique de la strate arborée
REC_IND_H	Recouvrement en indigène de la strate herbacée
REC_IND_J	Recouvrement en indigène de la strate arbustive
REC_IND_A	Recouvrement en indigène de la strate arborée

3.2.4.3. Interpolation spatiale par analyse de krigeage

Dans un troisième temps, afin d'obtenir une carte de répartition du degré d'invasion à une échelle plus fine, une méthode d'interpolation spatiale a été utilisée (Figure 3.2). L'interpolation est le procédé qui vise à cartographier une variable à des positions où aucun relevé n'est disponible à partir d'un jeu de données pour lequel des relevés dont la position dans l'espace et la valeur de la variable sont connues. La méthode géostatistique employée ici est le krigeage qui est une technique de modélisation spatiale permettant, à partir de données dispersées, d'obtenir une représentation homogène des informations étudiées (Isaaks et Srivastava, 1989). Dans notre cas, le krigeage permettra à l'aide des mesures du degré d'invasion réalisées sur le terrain à chaque relevé, d'estimer le degré d'invasion hors relevés. Contrairement aux autres techniques géostatistiques existantes, le krigeage prend en compte les distances entre les données (i.e. les relevés du degré d'invasion), les distances entre les données et la cible (i.e. le point pour lequel on veut estimer la mesure) et la structure spatiale (grâce à une analyse variographique). Le krigeage est ainsi basé sur le calcul, l'interprétation et la modélisation de la variance en fonction de la distance entre les données ; c'est l'analyse variographique qui permet cela. L'établissement de variogrammes permet également de

s'assurer que les données sont bien auto-corrélés (voir Annexe 3.1 pour plus d'informations sur les paramètres utilisés).

3.3. RESULTATS

3.3.1. Diversité et abondance des espèces exotiques

3.3.1.1. En forêt mégatherme de basse altitude : site de Mare Longue

Sur le site de Mare Longue, 24 mailles de 250 x 250 m ont pu être échantillonnées partiellement ou en totalité. Certaines zones n'ont pas été échantillonnées en raison de l'accessibilité restreinte de la zone ou de la présence de cultures. Au total, 344 points d'échantillonnage ont été réalisé, représentant une surface échantillonnée de 8 600m².

Au total, 17 espèces exotiques ont été recensées sur le site de Mare Longue (Tableau 3.2). L'ensemble de ces espèces est retrouvé dans la strate arbustive, 11 espèces sont retrouvées dans la strate herbacée et 10 dans la strate arborée. Parmi les espèces observées, 9 sont considérées comme envahissantes en milieu naturel, 2 comme envahissantes en milieu cultivé, 2 espèces sont préoccupantes et qualifiées de potentiellement envahissantes, 4 espèces sont quant à elles naturalisées et ne présentent pas de caractéristiques envahissantes (voir Annexe 3.2 pour plus de détails sur les espèces).

Tableau 3.2: Recouvrement et fréquence des espèces échantillonnée sur le site de Mare Longue. Les espèces ont été regroupées par type biologique : herbacée, liane, arbuste et arbre. La catégorie arbuste regroupe également les herbe à base ligneuse ainsi que les arbrisseaux. Freq = Fréquence (Pourcentage des relevés dans laquelle l'espèce a été observée) ; Rec = Recouvrement moyen lorsque l'espèce est présente.

Espèce	Strate Herbacée		Strate arbustive		Strate arborée	
	Freq (%)	Rec (%)	Freq (%)	Rec (%)	Freq (%)	Rec (%)
*Espèces Indigènes **	100	15.6	98	32.6	97	66.8
Liane						
Vanilla planifolia Jacks			7	1.2		
Arbuste						
Ardisia crenata Sims	18	7.6	10	2.3		
Boehmeria macrophylla Hornem			3	3.7		
Boehmeria penduliflora Wedd. Ex D.G. Long	0.3	1.0	2	3.1		
Clidemia hirta (L.) D. Don	60	7.5	22	9.4		
Rubus alceifolius Poir			20	6.1		
Arbre						
Artocarpus heterophyllus Lam	0.3	1.0	4	5.0	1	28.3
Cinnamomum camphora (L.) J. Presl			2	1.2	<1	10.0
Citrus sp			1	5.0	1	6.0
Codiaeum variegatum (L.) Rumph. ex A. Juss			0.6	15.0		
Diospyros digyna (J.F.Gmel.) Perrier.	0.9	7.3	4	11.3	1	12.5
Litsea glutinosa (Lour.) C. Rob	70	1.9	8	2.0	1	15.0
Mangifera indica L	0.3	2.0	1	6.0	1	26.7
Psidium cattleianum Sabine	13	4.2	46	11.0	3.54	59.4
Schinus terebinthifolia Raddi	0.6	1.0	10	6.2	1.5	13.5
Syzygium aromaticum (L.) Merr. & L.M. Perry	0.3	25.0	0.3	40.0	<1	80.0
Syzygium jambos (L.) Alston	22	18.3	28	25.8	3.27	66.8

*Tous individus indigènes confondus, sans distinction de l'espèce.

3.3.1.2. En végétation éricoïde

Sur le site du Volcan, 20 mailles ont pu être échantillonnées. Au total, 304 points d'échantillonnage ont été réalisé, représentant une surface échantillonnée de 7 600m².

Ce sont 23 espèces exotiques qui ont été échantillonnées sur le site du Volcan (Tableau 3.3). Sur l'ensemble des espèces exotiques détectées, une seule espèce est présente dans les strates arbustive et arborée. Il s'agit de *Ulex europaeus*, la seule espèce ligneuse recensée sur ce site. Parmi les espèces observées, 13 sont envahissantes en milieu naturel, 4 sont envahissantes en milieu cultivé uniquement. Le statut des 5 espèces restantes est inconnu

(Voir annexe 3.2). L'échantillonnage sur le site du Volcan, a permis l'identification d'une espèce, jusque-là absente de la liste de la flore locale (CBNM, 2020), *Carex pilulifera*. Cette espèce a été fréquemment observée (dans 15% des relevés), avec un recouvrement moyen relativement élevé (13%).

Tableau 3.3: Recouvrement et fréquence des espèces échantillonnée sur le site du Volcan. Les espèces sont classées par type biologique : herbacée, graminée, liane et arbuste. Freq = Fréquence ; Rec = Recouvrement moyen lorsque l'espèce est présente.

Espèce	Strate Herbacée		Strate arbustive		Strate arborée	
	Freq (%)	**Rec (%)**	**Freq (%)**	**Rec (%)**	**Freq (%)**	**Rec (%)**
*Espèces Indigènes **	93.0	8.4	97.4	34.6	94.7	25.2
Herbacées						
Ageratina riparia (Regel) R.M. King et H. Rob.	0.5	9.1				
Erigeron karvinskianus DC.	19.0	9.4				
Fragaria vesca L. subsp. vesca	4.9	1.5				
Hypochaeris radicata L.	63.2	4.1				
Oxalis corniculata L.	0.7	0.9				
Plantago lanceolata L.	1.1	1.8				
Prunella vulgaris L.	15.1	4.1				
Rumex acetosella L. subsp. pyrenaicus	0.6	2.3				
Taraxacum sect. Ruderalia Kirschner, H. ollg. et Stepanek	2.9	1.6				
Verbena rigida Spreng.	0.2	0.8				
Graminées						
Anthoxanthum odoratum L.	67.8	25.1				
Bromus catharticus Vahl	0.4	3.5				
Carex ovalis (L.) Rchb.	0.3	35.0				
Carex pilulifera L.	14.9	12.9				
Eragrostis atrovirens (Desf.) Trin. Ex Steud.	0.3	5.7				
Eragrostis sp	1.0	3.9				
Holcus lanatus L.	0.2	2.5				
Luzula campestris (L.) DC.	17.1	4.3				
Paspalum sp.	0.3	1.7				
Pennisetum clandestinum L.	1.2	42.5				
Poa annua L.	0.6	4.4				
Liane						
Rubus rosifolius Sim.	0.4	23.5	1.0	11.0		
Arbuste						
Ulex europaeus L.	0.4	2.1	3.3	8.7	1.6	8.8

*Tous individus indigènes confondus, sans distinction de l'espèce.

3.3.2. Recouvrement et Taux d'invasion par strates

A Mare Longue, la strate arbustive présente des valeurs de recouvrement les plus élevées, avec un recouvrement moyen de 18.1% (Tableau 3.4). Les strates herbacée et arborée présentent toutefois des valeurs de recouvrement moyen non négligeables, respectivement 12.0 % et 8.5%. Lorsque l'on regarde les taux d'invasion, à savoir l'abondance relative en espèces exotiques, la strate herbacée apparait très largement envahie (45%) et l'ensemble de la réserve de Mare Longue est concernée (Figure 3.4 A). Quelques patchs de végétation présentent encore des zones peu envahies dans la strate herbacée mais globalement la distribution spatiale des espèces exotique au sein de cette strate semble plus ou moins homogène. La strate arborée quant à elle présente un taux d'invasion plus faible de 10%. Dans sa globalité, la strate arborée reste très peu envahie, bien qu'un important patch d'espèces exotiques est observé à l'Ouest de la réserve (Figure 3.4 C).

Tableau 3.4: Diversité, abondance et taux d'invasion moyen des 3 strates étudiées.

		Sites d'étude	
		Mare Longue (moyenne ± écart-type)	**Volcan (moyenne ± écart-type)**
Nombre d'espèce exotiques total	Strate Herbacée	11	23
	Strate Arbustive	17	2
	Strate Arborée	10	1
Recouvrement moyen en exotiques (%)	Strate Herbacée	12.0 ± 15.6	26.3 ± 28.0
	Strate Arbustive	18.1 ± 24.4	0.5 ± 0.9
	Strate Arborée	8.5 ± 22.3	0.1 ± 0.3
Recouvrement moyen en indigènes (%)	Strate Herbacée	15.5 ± 18.1	8.6 ± 7.5
	Strate Arbustive	31.8 ± 23.6	33.7 ± 21.7
	Strate Arborée	63.7 ± 28.0	24.7 ± 24.6
Taux d'invasion moyen (%)	Strate Herbacée	45.2 ± 32.15	54.8 ± 34.64
	Strate Arbustive	33.3 ± 33.08	0.2 ± 1.10
	Strate Arborée	10.0 ± 32.87	0.4 ± 3.27

Au Volcan, la strate très majoritairement envahie est la strate herbacée, avec un recouvrement moyen de 26.3 % (Tableau 3.4). Les strates arbustives et arborées présentent des valeurs de recouvrement moyen négligeable, respectivement de 0.5 et 0.1%. Les taux d'invasion confirment cette tendance, avec une strate herbacée dominées par les espèces exotiques (près de 55%). La figure 3.5 présente les distributions spatiales des taux d'invasion

et des recouvrements moyen de la strate herbacée. Ainsi la strate herbacée dans la zone étudiée du Volcan est envahie de manière homogène (Figure 3.5 B) alors que la strate arborée présente un unique patch envahi, avec des taux d'invasion supérieur à 50% (Figure 3.5 D). La strate arbustive laisse apparaître quelques points épars présentant des taux d'invasion plus conséquent (Figure 3.5 C).

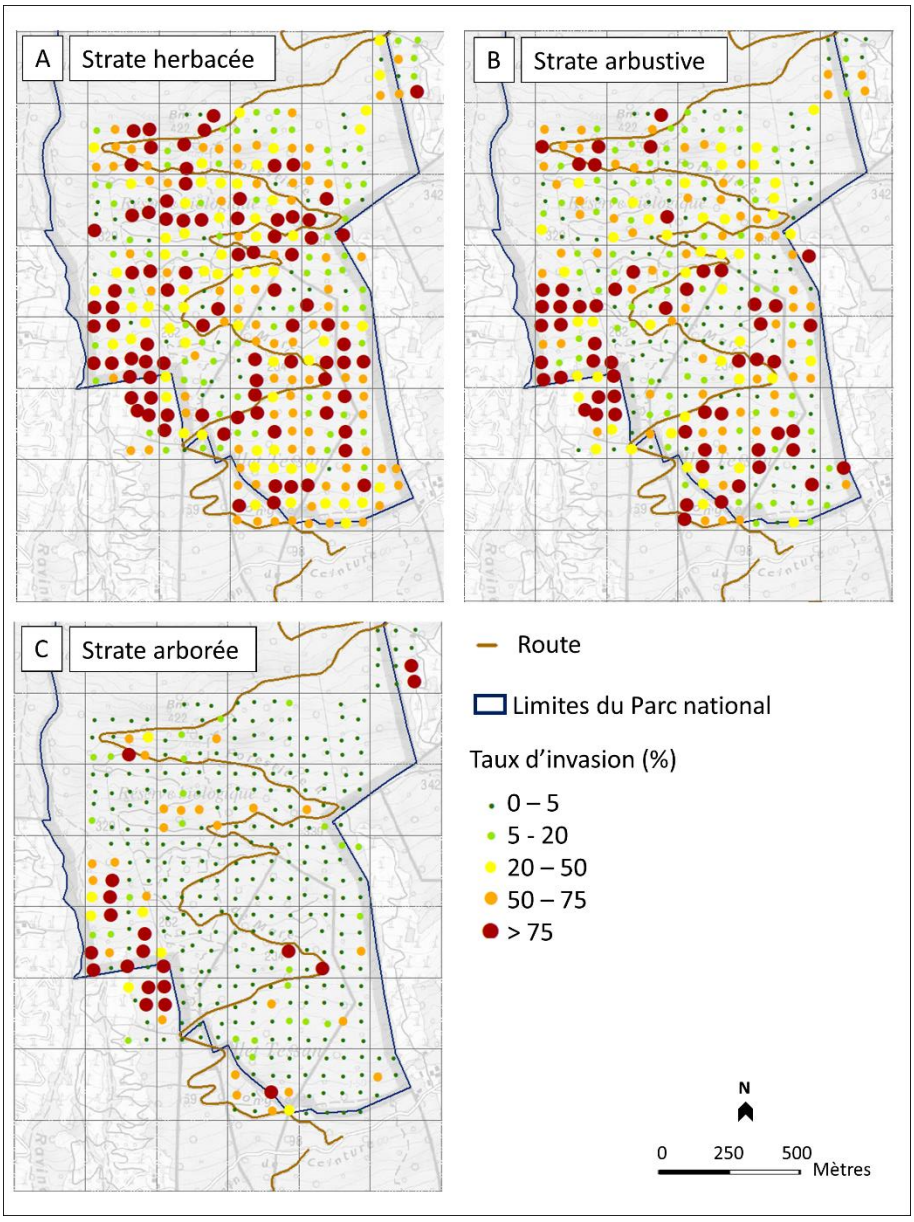


Figure 3.4: Taux d'invasion moyen des strates (A) herbacée, (B) arbustive et (C) arborée en forêt mégatherme de basse altitude (site de Mare Longue)

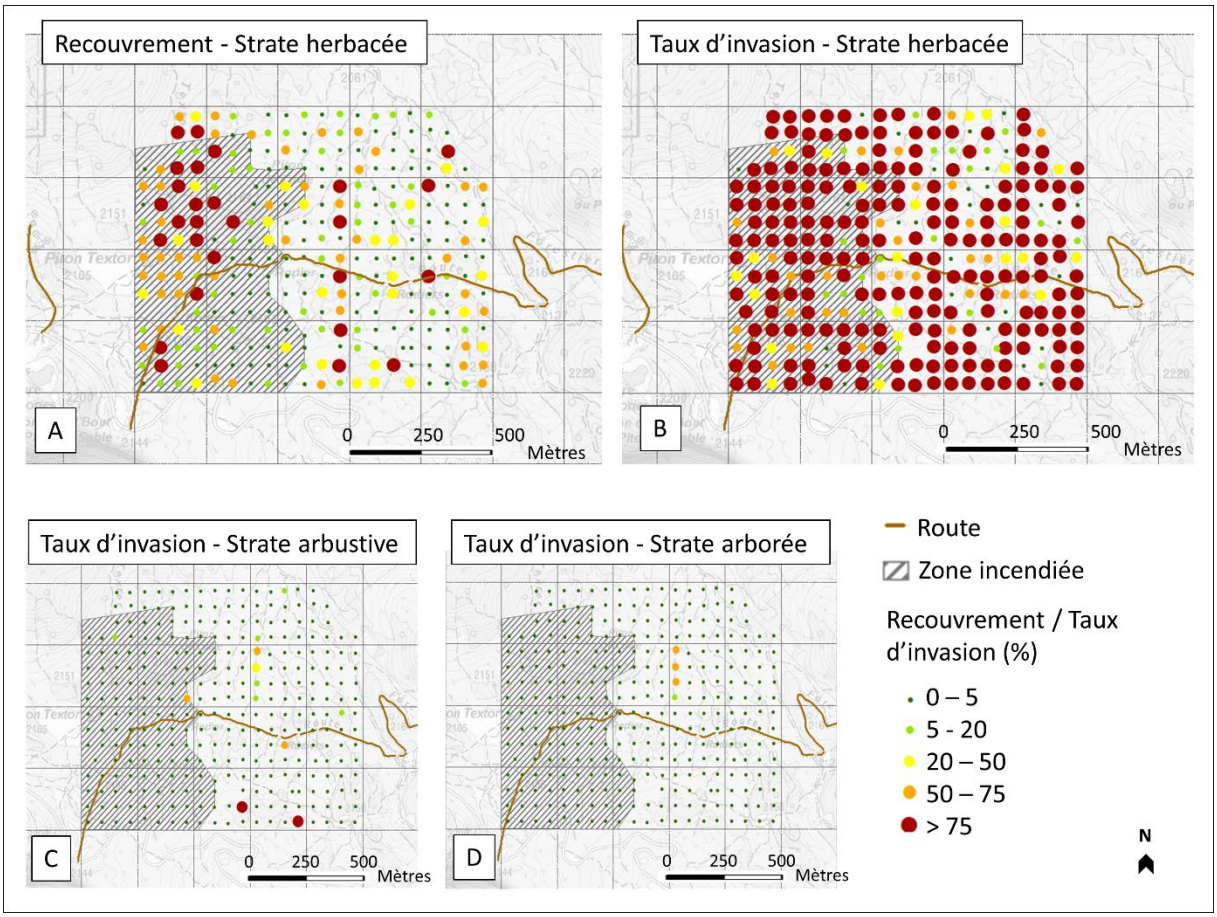


Figure 3.5: Recouvrement moyen de la strate herbacée (A) et taux d'invasion des strates (B) herbacée, (C) arbustive et (D) arborée en végétation éricoïde (Site du Volcan)

3.3.3. Analyse cluster et interpolation spatiale

3.3.3.1. Analyses de cluster

Sur le site de Mare Longue, l'analyse de cluster a permis l'identification de trois cluster distincts allant du cluster le moins envahi au cluster le plus envahi (Figure 3.6 A). Ainsi, le cluster 1 se caractérise par des valeurs de recouvrement moyen en espèces indigènes largement supérieures à la moyenne générale des recouvrements de l'ensemble des données et cela pour l'ensemble des strates étudiées (Voir Annexe 3.3 pour le descriptif des clusters identifiés). A l'inverse, le recouvrement moyen en espèces exotiques est lui inférieur au recouvrement moyen de l'ensemble des relevés. De la même façon la diversité en espèces exotiques est également inférieure à la diversité moyenne de l'ensemble des données. Les clusters 2 et 3 représentent quant à eux des relevés présentant des niveaux d'invasion plus élevés ; la différence principale étant l'importance de l'envahissement de la strate arborée.

Ainsi, le cluster 2 présente des pourcentages élevés de recouvrement dans les strates arbustives et herbacées. Le cluster 3 présente quant à lui des valeurs de recouvrement élevées dans les trois strates étudiées, avec une strate arborée particulièrement envahie. Le recouvrement moyen des espèces indigènes est moins important dans le cluster 3 que dans le cluster 2.

Sur le site du Volcan, l'analyse de cluster a également permis l'identification de trois clusters se différenciant par leur niveau respectif d'invasion (Figure 3.7 A). Ainsi, le cluster 1 présente dans l'ensemble une faible diversité en espèces exotiques et de faible valeurs de recouvrement. Les cluster 2 et 3 sont quant à eux plus fortement envahis ; le niveau d'envahissement des strates arborées et arbustives expliquant la scission entre ces deux clusters. Le cluster 2 présente des valeurs de recouvrement en espèces exotiques élevé pour la strate herbacée ainsi qu'une diversité plus importante. Le cluster 3 est constitué quant à lui de relevés présentant des strates juvéniles et arborées envahies.

Par conséquent pour les deux sites étudiés, le cluster 1 peut être qualifié de cluster le moins envahi et le cluster 3 de cluster le plus envahi. Le cluster 2 présentant des valeurs intermédiaires d'envahissement.

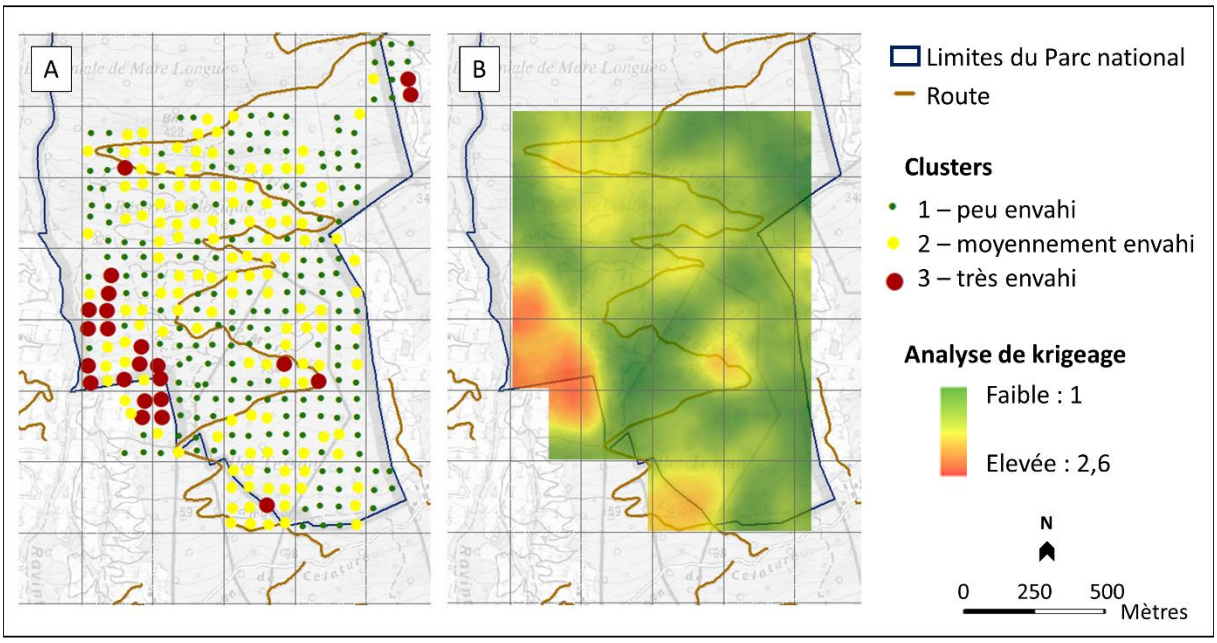


Figure 3.6: Analyses de (A) cluster et de (B) krigeage sur le site de Mare Longue

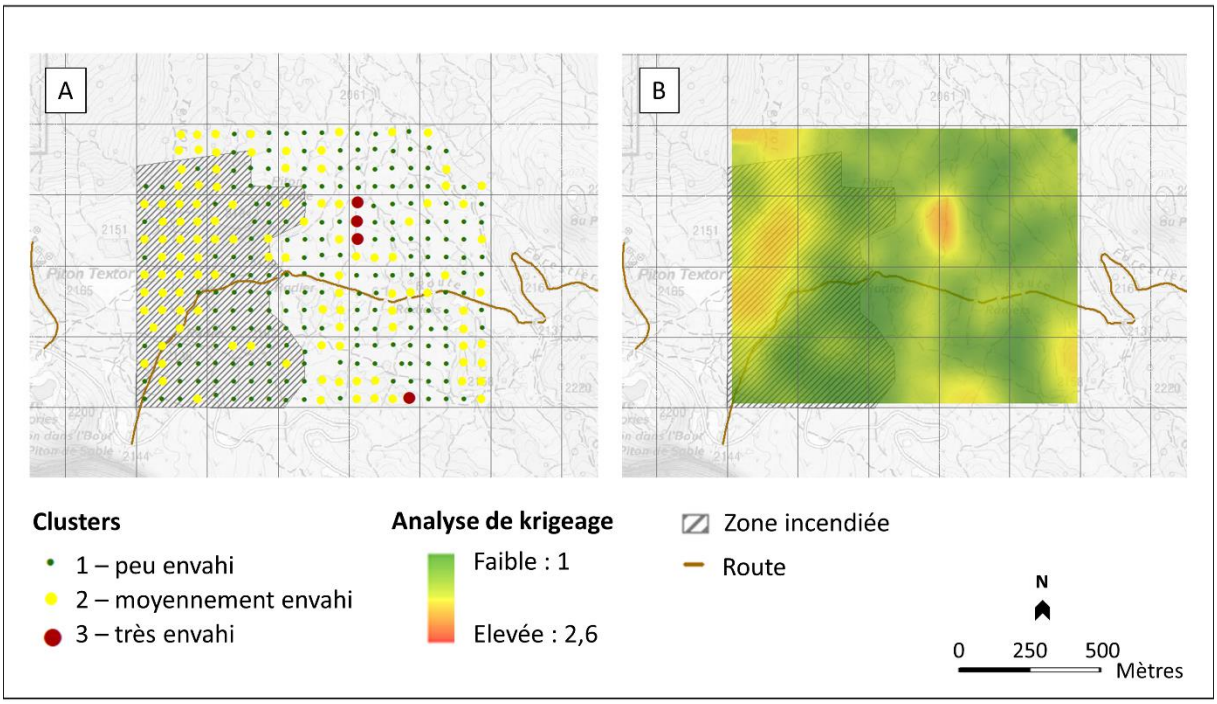


Figure 3.7: Analyses de (A) cluster et de (B) krigeage sur le site du Volcan

3.3.3.2. Interpolation spatiale par analyse de krigeage

A partir des données de cluster, les analyses d'interpolation spatiale par krigeage ont permis la cartographie du degré d'invasion à des positions où aucun échantillon n'était disponible. Les variogrammes produits (Annexe 3.1) indique une portée supérieure à 200m pour chacun des deux sites étudiés rendant exploitable les cartes produites par krigeage (basées sur des relevés systématiques tous les 62.5 mètres).

Sur le site de Mare Longue, ces résultats ont mis en évidence la présence d'une large zone au Sud-ouest du site étudié présentant des valeurs élevées ; soit la présence importante d'espèces exotiques (Figure 3.6 B). Plusieurs poches présentant des valeurs de krigeage intermédiaires ont également été identifiées. Le variogramme associé à l'analyse indique une portée de 258 mètres. Ce qui signifie qu'au-delà de cette valeur les observations sont trop différentes et ne partagent pas de relation entre elles : elles ne sont donc plus auto-corrélées.

Sur le site du Volcan, le krigeage a mis en évidence quatre zones présentant des valeurs de krigeage plus élevées dont une zone largement répandue, à l'Ouest de la zone d'étude (Figure 3.7 B). Le variogramme indique une portée de 222 mètres.

L'ensemble de ces résultats ici présentés par site, peuvent être déclinés par espèce. Des cartes de recouvrement, taux d'invasion, cluster ou encore krigeage peuvent être obtenus pour chaque espèce exotique observée (Voir Annexe 3.4 pour un cas concret ; *Psidium cattleianum* sur le site de Mare Longue).

3.4. DISCUSSION

3.4.1. Synthèse des résultats clés

Si la carte du degré d'invasion à l'échelle régionale (Fenouillas et al., 2021; chapitre 1) a constitué un important outil d'aide à la décision (orientations stratégiques territoriales de la lutte contre les EEE), il était essentiel d'opérer un changement d'échelle afin d'obtenir un outil cartographique d'aide à la gestion (choix des sites d'intervention à l'échelle d'un massif). Cette étude a ainsi permis de mettre en place un protocole terrain standardisé permettant la quantification du degré d'invasion à une échelle beaucoup plus fine en considérant les trois strates structurantes des sites étudiés : les strates herbacée, arbustive et arborée. Les résultats ont montré une strate herbacée largement envahie en forêt mégatherme et dominée par les espèces exotiques en végétation éricoïde. Plusieurs espèces qualifiées d'hautement envahissantes ont été recensées sur les deux sites d'étude. Une espèce jusqu'ici absente de la flore locale a été découverte, il s'agit de *Carex pilulifera* qui semble déjà bien implanté sur le site du Volcan. Les analyses de cluster ont permis l'identification de trois groupes distincts allant du cluster le moins envahi au cluster le plus envahi. L'interpolation spatiale par krigeage a permis l'obtention d'une nouvelle carte à une échelle beaucoup plus fine mettant en évidence des patchs envahis de taille plus ou moins importante selon le site étudié.

3.4.2. Comparaison des résultats avec autres systèmes/pays

A l'échelle des Mascareignes, La Réunion possède la plus grande proportion d'habitats naturels intacts couvrant encore un tiers de l'île (Strasberg et al., 2005a). Bien que les forêts tropicales soient souvent considérées comme relativement résistantes aux invasions biologiques (Fine, 2002; Rejmánek, 1996), la situation en milieu insulaire tropical est plus contrastée (Bellard et al., 2016b; Park et Razafindratsima, 2019). Le site de Mare Longue fait

partie des reliques les mieux préservés de végétation humide de basse altitude à La Réunion, bien que toutefois impacté par les plantes exotiques envahissantes. Notre étude a permis de recenser à Mare Longue la présence de 17 espèces exotiques, avec des valeurs d'abondance différentes selon la strate considérée (herbacée : 12%, arbustive : 18.1%, arborée : 8.5%). Une étude comparable a été réalisée sur l'île Maurice localisée à 224km de La Réunion. L'échantillonnage a également permis l'identification de 17 espèces exotiques, dont quatre sont communes (*Litsea glutinosa*, *Psidium cattleianum*, *Rubus alceifolius* et *Syzygium jambos*), en forêt de basse altitude mais qui représentaient 30.2% de la surface terrière échantillonnée (Florens et al., 2016). La diversité en exotiques semble donc comparable entre ces deux régions, mais la gravité de l'invasion y est nettement plus préoccupante à Maurice. Sur cette île, les premiers relevés forestiers publiés ont été effectués dans les années 1930 et signalaient qu'il était déjà impossible de trouver « même une petite zone exempte d'espèces exotiques » (Vaughan et Wiehe, 1941).

Afin de pouvoir comparer le niveau d'invasion de la végétation éricoïde de La Réunion, il faut s'intéresser à la situation à Hawaii qui malgré l'importante distance géographique (plus de 18 000 km) la séparant de La Réunion est le seul écosystème subalpin insulaire comparable. Gross et al. (2017) ont réalisés des inventaires en milieux subalpin à Maui à Hawaii, si la surface échantillonnée et donc la richesse spécifique ne sont pas comparables, des similitudes peuvent toutefois être soulignées. Douze espèces sont communes à ces deux régions en milieu éricoïde (*Hypochaeris radicata, Anthoxanthum odoratum* et *Prunella vulgaris par exemple).* A Maui comme à La Réunion la pression d'invasion vient principalement de la strate herbacée (herbacées et graminées) qui semble toutefois présenter des valeurs d'abondance moyenne moins élevées à Maui qu'à La Réunion. En effet, toutes les espèces recensées dans les formations subalpines de Maui présentaient un couvert moyen relativement faible (inférieur à 5% de recouvrement). A La Réunion, 8 espèces sur les 20 recensées présentent des valeurs de recouvrement moyen supérieures à 5% (parfois largement supérieures pour des espèces très fréquentes, *Anthoxanthum odoratum* présente dans 81% des relevés avec un recouvrement moyen de 21.5 % et *Carex pilulifera* présent dans 22% des relevés avec un recouvrement moyen de 12%). Il est généralement reconnu que les écosystèmes alpins sont relativement exempts de plantes exotiques (Alexander et al., 2016; Zefferman et al., 2015). Toutefois les activités (loisirs et/ou agriculture) en expansion en milieux alpins et les

changements climatiques exposent de plus en plus ces zones au risque d'invasion. Le site du Volcan, étudié dans le cadre de ce travail, est un exemple d'écosystème alpin relativement envahi.

3.4.3. Aspect méthodologie et mise en place du protocole

De nombreux protocoles d'échantillonnage et de suivi ont été récemment élaborés afin de quantifier la biodiversité et les changements observés (Pereira et al., 2013). Pour les milieux insulaires des protocoles ont été suggérés pour un programme mondial de surveillance des îles (GIMS) pour surveiller les forêts insulaires indigènes restantes (Borges et al., 2018). Bien que les îles constituent aujourd'hui des points chauds de richesse exotique (Bellard et al., 2017; Essl et al., 2019) causant des impacts sur la biodiversité (Bellard et al., 2016a); aucun protocole commun n'a été retenu pour surveiller et gérer ces espèces exotiques en milieu insulaire. La nécessité d'une homogénéisation de la mesure du degré d'invasion au sein de la communauté scientifique et la proposition de protocoles communs ont été mis en avant dans la littérature (Catford et al., 2012; Guo et al., 2015). Dans cette étude, nous ne cherchons pas à mettre en place un protocole « exportable mondialement », mais cherchons à apporter un outil qui constituerait une aide à la gestion des plantes exotiques. Le protocole mis en place dans cette étude est systématique, réplicable et relativement rapide ; une journée permettant le suivi d'environ 5ha (selon l'accessibilité du site). La mise en place d'un protocole systématique rend possible les analyses spatiales de type krigeage permettant un intérêt accru en termes de gestion. La méthode employée permet au travers d'une campagne terrain de passer d'une carte à une résolution grossière (250 x250 m) à une carte à une résolution beaucoup plus fine (25 x 25 m). Il a déjà été montré que la taille des cellules modifie considérablement le niveau global d'invasion perçu dans une zone (Foxcroft et al., 2009b) ; puisque les échelles spatiales auxquelles les données d'invasion sont évaluées affectent clairement la perception (Wiens, 1989).

Dans la littérature, les métriques recommandées pour quantifier le degré d'invasion d'un habitat sont les données relatives (abondance relative et/ou richesse relative) (Catford et al., 2012; Guo et al., 2015). Notre approche rend possible le calcul de l'abondance relative, cette métrique est facile à mesurer, peut être appliquée à différents taxa, est indépendante de

l'échelle considérée et est comparable entre différents écosystèmes et régions (Catford et al., 2012).

3.4.4. Utilité pour la gestion

La carte du degré d'invasion réalisée dans le cadre du chapitre 1 (Fenouillas et al., 2021) constituait un outil d'aide à la décision ; utile pour avoir une vision d'ensemble permettant la rédaction de stratégies et l'identification de priorités régionales (voir chapitre 3). Lorsqu'il est question d'orienter largement les activités de gestion, d'identifier précisément des zones dans lesquelles intervenir et mettre en place des opérations de suivi, le passage à une échelle plus fine est alors requis (Foxcroft et al., 2009b) et l'entrée espèce doit être considérée. La méthode mise en place dans le cadre de cette étude permet l'identification de trois catégories d'invasion selon les recouvrements en exotique et indigène des trois strates étudiées. Une telle méthodologie rend possible le suivi spatio-temporel de l'invasion. Il est reconnu que la quantification de la superficie occupée par les plantes envahissantes dans une zone donnée, l'identification du stade d'invasion, les taux de propagation et le potentiel d'invasion de nouvelles zones sont des données d'une importance critique pour déterminer la capacité des individus exotiques à déplacer et étendre leurs aires de répartition et à quantifier leur succès invasif (Hernández et al., 2014; Higgins et al., 2001). Cette méthodologie permet également d'obtenir des cartes de distribution des principales espèces observées ; ce qui devrait guider le type de gestion à mener : détection précoce et réponse rapide, éradication, contrôle ou restauration. De plus, à La Réunion, des méthodes de lutte efficaces sont connues et mise en œuvre que sur un ensemble d'espèces (ONF, 2016). La gestion de nouveaux foyers d'invasion par les espèces exotiques, rendu possible par de telles cartes, a été identifié comme prioritaire par de précédentes études (Tassin et al., 2009; Wilson et al., 2012).

3.4.5. Limites de l'étude

Afin de rendre le protocole plus simple et rapide, il a été décidé de ne pas différencier les espèces indigènes lors des inventaires terrain, rendant impossible l'estimation de la richesse relative (entre espèces indigènes et exotiques) sur le site étudié. Des corrélations entre richesse en espèces exotiques et abondance en espèces exotiques ont été démontrées à de

nombreuses reprises (Catford et al., 2011; Chytrý et al., 2009; Ortega et Pearson, 2005), ce qui suggère qu'il est possible d'utiliser l'une ou l'autre de ces métriques. Bien que l'utilisation de l'abondance relative seule est à privilégier par rapport à la richesse relative seule (Catford et al., 2012), car elle reflète mieux les impacts au niveau de l'écosystème, l'utilisation conjointe de ces deux métriques peut présenter des avantages. La relation entre richesse et abondance relative peut par exemple indiquer la présence d'espèces exotiques dominantes dans une communauté (abondance relative > richesse relative).

3.4.6. Perspectives et suites des études à mettre en place

Maintenant que l'information spatiale sur la distribution du degré d'invasion à différentes échelles et la distribution des principales espèces exotiques observées est disponible, il serait intéressant de chercher à mieux comprendre le patron d'invasion observé. Ainsi, plusieurs facteurs pourraient expliquer les patrons observés : historique de la zone (anciennes plantations, anciennes habitations, anciennes routes re-végétalisées…), présence de sentiers ou d'axe routier, résilience des milieux, présence de cours d'eau, occupation du sol et type de végétation présent. A Mare Longue, l'historique de la zone (présence d'une ancienne réserve biologique, plantation forestière et anciennes habitations) semble être la piste privilégiée pour expliquer une telle répartition des espèces exotiques. Au Volcan la résilience des milieux et le type d'occupation du sol semble expliquer le mieux cette répartition. Des modèles statistiques devraient toutefois être réalisés afin de confirmer ou infirmer ces pistes.

Le protocole réalisé dans le cadre de cette étude a permis de tester différents paramètres et pourra servir de base pour la mise en place d'un protocole commun utilisé par les gestionnaires de l'île. A l'échelle d'une réserve biologique ou d'un Espace Naturel Sensible (ENS) d'une dizaine hectares, ce type de méthodologie peut permettre une meilleure gestion en détectant possiblement les zones largement envahies ou à l'opposé les patchs restreints d'invasion. Des cartes de distribution des principales espèces exotiques envahissantes pour lesquelles des méthodes de lutte sont connues peuvent également être réalisées. A l'échelle de la zone étudiée, ce type d'étude peut ainsi permettre de prioriser spatialement les actions de gestion contre les espèces exotiques.

CHAPITRE 3

OÙ PRIORISER LA LUTTE CONTRE LES ESPÈCES EXOTIQUES ? UNE ÉTUDE DE CAS SUR L'ILE DE LA RÉUNION ‡

Auteurs:

Fenouillas, P. [1], Ah-Peng, C. [2], Amy, E. [3], Bracco, I. [4], Calichiama, L.[5], Cazal, E. [3], Dafreville, S. [3], Gosset, M. [4], Ingrassia, F. [6], Lavergne, C. [7], Lequette, B. [3], Notter, J.C. [3], Pausé, J-M. [3], Payet, G. [3], Payet, N. [8], Picot, F. [7], Poungavanon, N. [5], Strasberg, D. [2], Thomas, H. [3], Triolo, J. [6], Turquet, V. [8], Rouget, M. [1]

[1] UMR PVBMT, CIRAD, 7 chemin de l'IRAT, Saint-Pierre, La Réunion, France ; [2] UMR PVBMT, Université de La Réunion, Saint-Denis, La Réunion, France ; [3] Parc national de La Réunion, La Plaine, France ; [4] DEAL, St Denis, France ; [5] GCEIP, St Pierre, France ; [6] ONF Réunion, St Denis, France ; [6] CBN-CPIE Mascarin, St Leu, France ; [8] Département de La Réunion, St Denis, France.

Résumé

Les invasions biologiques, notamment végétales, menacent la biodiversité au niveau mondial. Les écosystèmes insulaires comme l'île de La Réunion sont particulièrement impactés par ces espèces. Afin de répondre à une demande du gouvernement local, un partenariat a été initié entre scientifiques, gestionnaires et décideurs afin de répondre aux problèmes de gestion des espèces végétales exotiques à La Réunion. La conservation de la biodiversité présente sur cette île et d'autant plus importante que les derniers vestiges de végétation intacte de l'archipel des Mascareignes se trouvent sur La Réunion. Au travers d'une approche transdisciplinaire, cette étude vise à cartographier les zones prioritaires pour la conservation de la biodiversité et à prioriser les actions de lutte contre les espèces exotiques sur l'île. Une note de cadrage a tout d'abord été établie entre les décideurs, gestionnaires et scientifiques afin de poser les bases de ce partenariat, identifier les objectifs et définir le rôle de chacun. Toutes les données existantes sur la distribution des habitats, des espèces endémiques et/ou menacées ainsi que la répartition des espèces végétales exotiques ont été combinées. En utilisant un logiciel d'aide à la décision, Zonation, l'ensemble de ces données a permis d'identifier les enjeux de conservation de la biodiversité à l'échelle de l'île. Les enjeux de

‡ Ce chapitre est en préparation pour une soumission dans une revue internationale à comité de lecture.

conservation ont été définis de telle sorte qu'ils soient représentatifs des zones les plus préservées de l'île. Par la suite, des critères opérationnels (accessibilité de la zone, historique des chantiers et type d'intervention) ont été inclus à l'analyse afin d'identifier les zones prioritaires en termes d'actions de lutte contre les espèces exotiques.

Ainsi, nous avons identifié 60 303 ha comme zones à enjeux de conservation, dont 30% sont considérées comme étant intactes d'invasion. Sur la base de critères de biologiques et opérationnels, nous avons identifiés des zones prioritaires en termes de lutte contre les espèces exotiques envahissantes qui mettent en évidence les fronts d'invasion.

Mots clés

Priorisation, plantes exotiques envahissantes, degré d'invasion, enjeu de conservation, gestion des EEE, Mascareignes

4. WHERE TO PRIORITISE ALIEN PLANT CLEARING? A CASE STUDY FROM REUNION ISLAND

4.1. INTRODUCTION

Biological invasions threaten global biodiversity and the delivery of ecosystems services worldwide (Pyšek et al., 2020). Despite the constant increase of number of alien species, there are no sign of saturation in the accumulation of these species worldwide (Seebens et al., 2017). Invasive species can cause several damages, to community structure and assembly (Pearson et al., 2018), to survival of native species (Bellard et al., 2016a) and to human well-being (Pejchar and Mooney, 2009). The ecological impacts of these species can be so severe that they are considered as one of the major drivers of biodiversity loss worldwide. Invasive plants species cause damage to biodiversity but also constitute an important barrier for conserving and restoring native ecosystems (D'Antonio and Meyerson, 2002). The management of invasive plant species in natural ecosystems is an expensive and complex task for managers.

Managing biological invasions in biodiversity-sensitive areas is a challenging task given the numerous factors to consider which include the biodiversity value of the area, the impact of invasive species, the spread of invasive species in space and time, and the likelihood of intervention success. Managing biological invasions also require a multi-prongs approach involving a wide range of decision-makers, managers and scientists. How do decision-makers allocate funding for managing invasive species? Which areas, species managers choose to implement control? All these questions suggest the need for a strategic approach to deal with invasive species management and guide priorities for intervention (Pejchar et al., 2020).

Obtaining accurate guidelines for prioritising conservation and restoration actions is possible using conservation planning strategies that include the assessment of potential threats posed by invasive alien plants (Carwardine et al., 2012; Rouget et al., 2004; Tobón et al., 2017; Wilson et al., 2011). Conservation planning is "the process of locating, configuring, implementing and maintaining areas that are managed to promote the persistence of biodiversity and other natural values (Pressey et al., 2007). Addressing biological invasions in conservation planning is possible but have been largely overlooked; only 3.2% of conservation planning papers

considered alien species in shaping their conservation plans (Mačić et al., 2018). Even if theoretically it would be necessary to intervene throughout a territory, due to limited resources, in practice it is impossible. Invasive species and invaded areas have to be prioritised in terms of management, so the resources could be allocated where they are likely to be most cost-effective (Krug et al., 2009). The prioritisation studies need to identify where clearing operations should be realised; but the financial resources limit the number and surface of sites that can be actually cleared.

Conservation planning strategies may not have an actual impact and not lead to concrete actions if collaboration between scientists, managers and decision-makers is not optimal. Reducing the research-implementation gap has been recognised as a challenge by several conservation scientists (Knight et al., 2008b; Sunderland et al., 2009). The value of collaboration between managers and scientists is no longer to be demonstrated, but its implementation requires rethinking the conceptualisation of projects and including all stakeholders from the start (Gonzalo-Turpin et al., 2008; Matzek et al., 2015). Managers should not be passive recipient of information but active participant (Dubois et al., 2020) because “conservation is a social process that engages science, not a scientific process that engages society”(Toomey et al., 2017).

In this study, we combined the expertise of managers, decision-makers and scientists working on environmental issues of Reunion Island. Such collaborative approach allowed the identification of biodiversity priority areas in order to prioritising invasive plants species clearing. Reunion Island which is subject to many threats including invasive alien species (Macdonald et al., 1991) is a good case study for spatial prioritisation. Many introduced species are largely naturalised with some highly invasive (Macdonald et al., 1991; Vilà et al., 2011), colonising and threatening the long-term persistence of the biodiversity within the national park (E. Osipova et al., 2017). In this study, we first established the foundations of the partnership and the conceptual framework. We then gathered all spatial data available in a decision-support system to identify plant clearing priority areas based on biodiversity and implementation criteria.

4.2. MATERIAL AND METHODS

4.2.1. Study area

Reunion Island (2,512 km²) is a volcanic island in the Mascarene archipelago (Figure 4.1). Among these islands, Reunion retains the largest proportions of natural areas, untransformed by human activities, which still cover one-third of the island. The persistence of intact ecosystems at the Mascarene scale depends on their effective conservation on Reunion (Strasberg et al., 2005). The average annual rainfall shows an important dissymmetry between the eastern and western parts on the island due to its high reliefs. On the leeward coast (i.e. western side), annual precipitation ranges from 500-1,500 millimetres and can reach 5,000 millimetres on the windward coast. At intermediate altitudes, annual precipitation approaches 12,000 millimetres. The average annual temperature ranges from 26°C at the coast to 11°C at the top. This large range of temperatures and precipitations leads to a very heterogeneous vegetation landscape ranging from tropical forest to alpine meadow (Cadet, 1977), with an important endemism rate. Since 2007, a national park covers 40% of the island and the UNESCO World Heritage designation (Mittermeier et al., 2005), partly due to these particularities, appeared in 2010. In 2017, the UNESCO calls for caution in the management of alien plant species on the island, noting that the situation is deteriorating and alien plant invasions threaten the long-term conservation of this world heritage site.

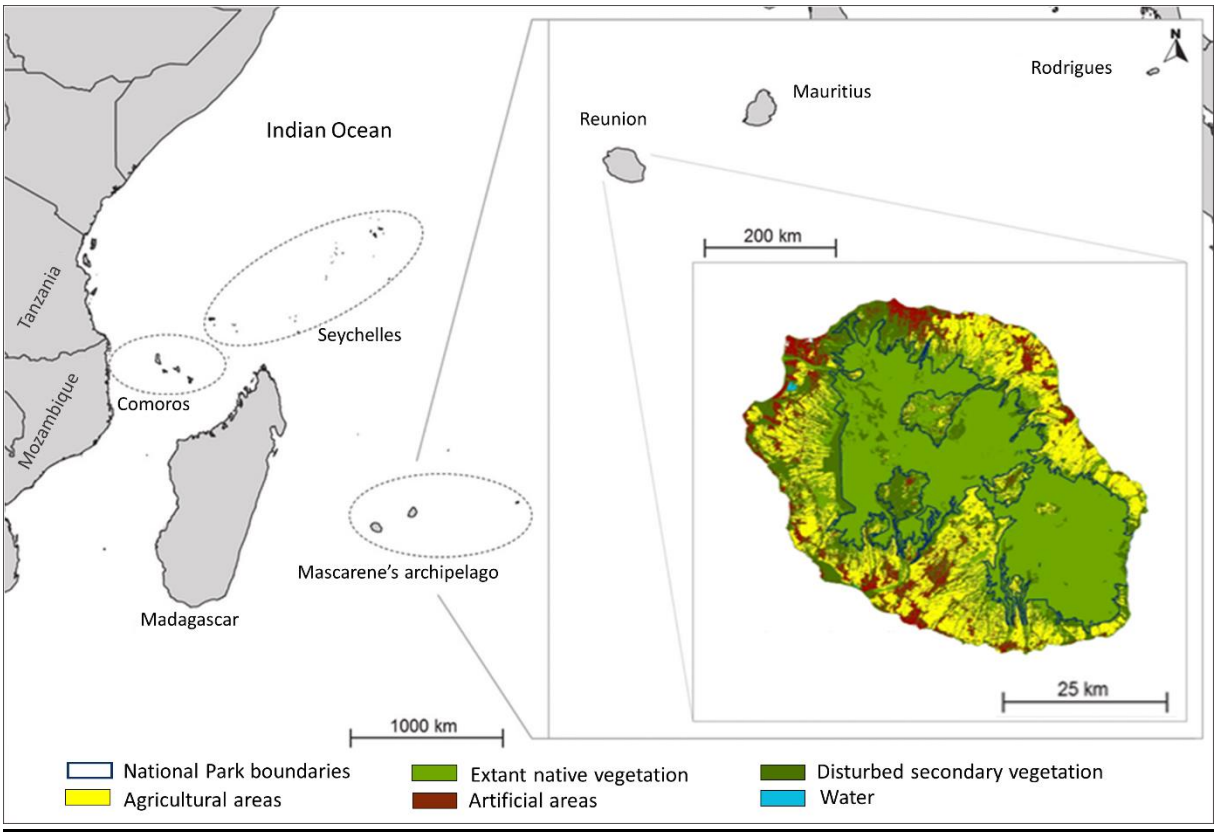


Figure 4.1: Reunion Island localisation and main land-cover types (modified from Dupuy and Gaetano, 2019). Extant native vegetation represented native vegetation comprising of indigenous species with varying degree of invasion by alien plants). Disturbed secondary vegetation included old fields, completely invaded areas or forestry plantations of alien trees.

4.2.2. Project design and conceptual framework (stage 0)

In December 2018, The Department of Reunion Island, the local administrative authority, established a steering committee to guide the identification of biodiversity priority areas and alien plant clearing areas. The steering committee included all major decision-making, implementation and scientific agencies on the island. In total, eight agencies were involved (Table 4.1). A conceptual framework was co-developed to guide the research-action process with clear steps identified for scientific and management input (Figure 4.2). Our research-action process included four stages, from conceptual framework to results. The case-study presented here used a transdisciplinary approach to produce user-useful solutions based on scientifically-sound decisions.

Table 4.1: Role of the different agencies involved in the research-action process.

Agency	Category	Role in this process
Department of Reunion Island	Decision-making, Funding	Governance, review, input into approach
DEAL	Decision-making, Funding	Governance, review, input into approach
National Park of Reunion	Implementation	Review, input into approach, data
National Forestry Office	Implementation	Review, input into approach, data
Botanical Institute	Scientific	Review, input into approach, data
SPL-EDDEN	Implementation	Review, input into approach, data
CIRAD	Scientific	Review, input into approach, analysis
University of Reunion Island	Scientific	Review, input into approach, analysis

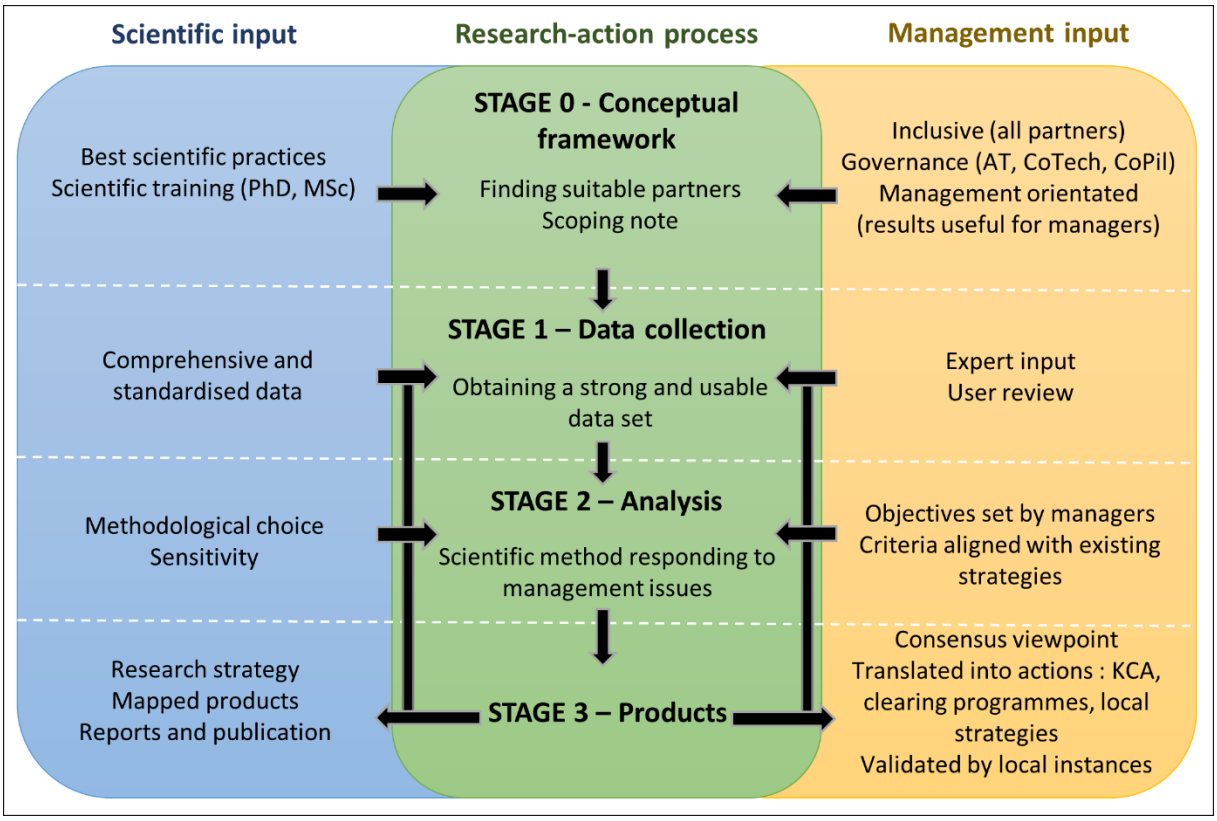


Figure 4.2: Different stages of the research-action process highlighting key scientific and management inputs.

This process was adapted from Cockburn et al. (2016) who used a similar research-action process to guide biodiversity implementation in local municipality. Transdisciplinarity results in knowledge creation and decision-making through collaborations between scientists and stakeholders (Swilling 2014). For the purpose of this study we use the following definition of transdisciplinarity (Lang et al. 2012): “Transdisciplinarity is a reflexive, integrative, method driven scientific principle aiming at the solution or transition of societal problems and concurrently of related scientific problems by differentiating and integrating knowledge from various scientific and societal bodies of knowledge.”

Key elements of such research-action process include the co-production of a shared conceptual framework, regular consultations between scientists and managers/decision-makers, feedback loops throughout the process, production of user-useful knowledge (Hirsch Hadorn et al., 2008).

The framework established the objectives and the way to achieve them by working with all key agencies. Throughout the project, regular consultations between the working committee and the steering committee resulted in timely feedback of the progress made so far and approval of the approach among all the different agencies. Decision-making and implementing agencies were crucial in ensuring that research products were developed at a scale useful for managers and translated into decision-making tools. Scientists ensured that best data and state of the art analytical tools were used to inform decision-making (Figure 4.2).

We adopted a generic framework of systematic conservation planning to identify biodiversity conservation priority areas (Groves, 2003). This included the compilation of all available data on the spatial distribution of biodiversity features (see section 3.1), threats to biodiversity (see section 3.2) and the use of conservation planning software, Zonation (see section 4.1) to identify biodiversity conservation priority areas. We then co-developed criteria for spatially identifying alien plant clearing priorities. In lines with current management practices on the island, the overall aims were to (in order of priority) 1) maintain uninvaded areas within biodiversity priority areas; 2) target invasion fronts adjacent to uninvaded biodiversity priority areas) and 3) clear invaded biodiversity priority areas.

4.2.3. Data collection on the spatial distribution of biodiversity and threats (stage 1)

4.2.3.1. Species and vegetation identification

Spatial data of key biodiversity attributes (native species and vegetation types) were derived from a variety of sources. In terms of flora, known records of endemic, threatened or protected vascular plants were included in the analysis. This resulted in 62,568 points localities for 563 vascular species from the *Conservatoire Botanique National de Mascarin* (CBNM) database and 125 points localities for 26 bryophytes species from field surveys from Reunion University. In terms of fauna, know records of four species of conservation concern Reunion Island were selected (2,774 point localities from the National Park of Reunion Island).

Regarding the spatial pattern of vegetation, we used the latest vegetation map developed by the National Forestry Office for this project. Before the project launch, broad habitat distribution and land use maps existed on Reunion Island (Strasberg et al., 2005). For this project, we needed a more detailed vegetation map at a scale useful for managers on the ground. The National Forestry Office, which was in charge of vegetation mapping, produced a new map based on Strasberg et al. (2005) with significant updates on vegetation boundary and classification. The extant native vegetation map produced consisted of a two-level hierarchical classification. The first level, which represented broad vegetation types, was composed of 7 units of extant vegetation and the second level, more precise, 34 vegetation units. As an ecosystem-level biodiversity surrogate, we used the spatial distribution of the 34 vegetation units.

4.2.3.2. Mapping the degree of invasion by alien species

Among all pressures on biodiversity occurring on Reunion Island, plant invasion was considered by managers and decision-makers as the single most important threat to map and include in the identification of biodiversity priority areas. In Reunion Island, alien plants records and distribution data have been gathered for years from different sources (herbarium records, plant surveys and managers' records) but were never compiled in a map representing the different levels of plant invasions until recently. These data were recently compiled and combined with an expert-driven process to develop the first 250 x 250 m map of invasion degree at the island scale (Fenouillas et al., 2021; see Chapter 1). Three sources of data were

used: field survey data, expert knowledge and modelled data. Results showed high levels of invasion in some places; most invaded areas being located in the lowland and the leeward coast. All types of vegetation are affected. Nevertheless, more than 50% of the extant vegetation is not invaded or slightly invaded. We used the data from Fenouillas et al. (2021) to inform the selection of biodiversity priority areas and alien plant clearing priorities.

4.2.4. Analysis to identify biodiversity priority areas and plant clearing priorities (stage 2)

The Figure 4.3 present the general approach put in place to identify the biodiversity priority areas and the plants clearing priorities.

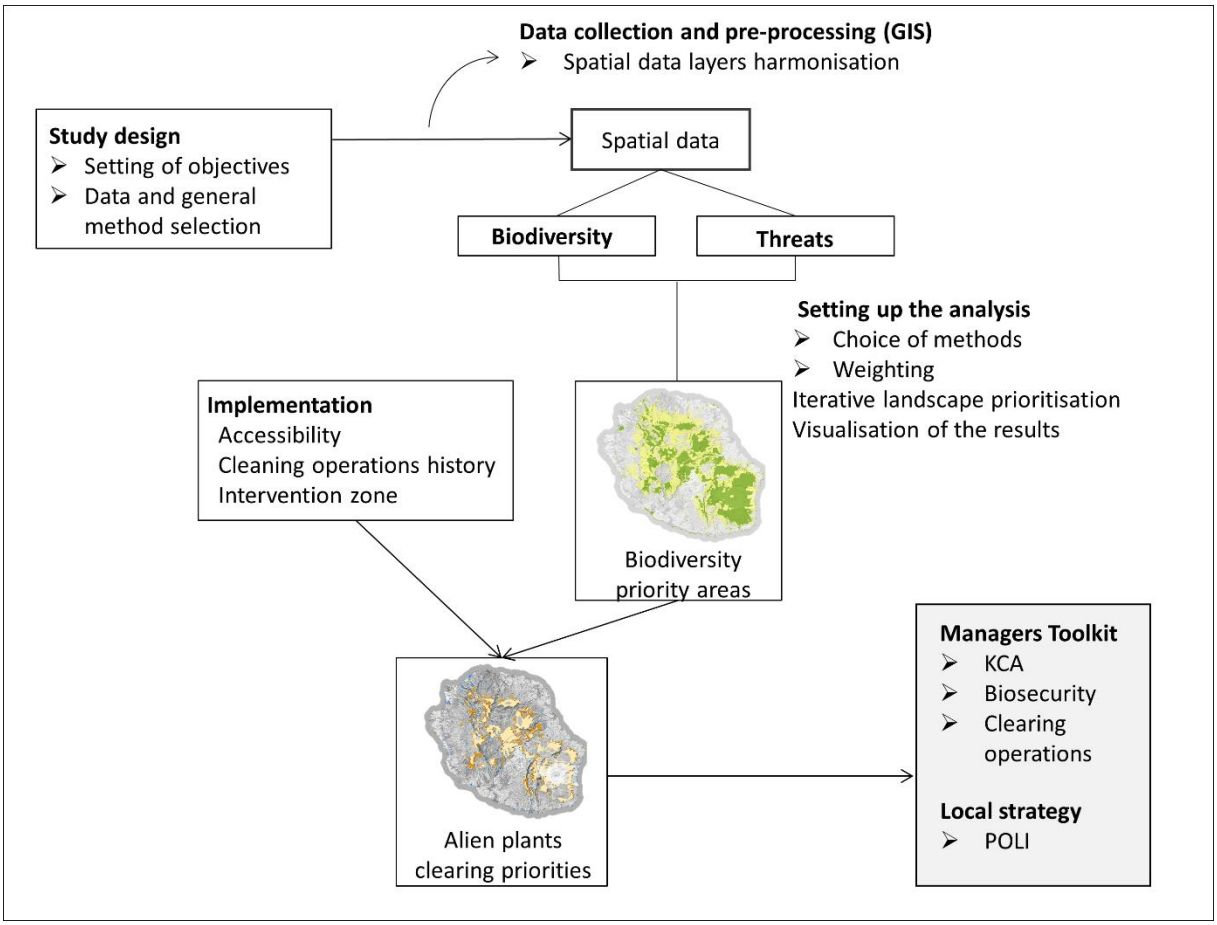


Figure 4.3: General approach put in place to identify the biodiversity priority areas and the plants clearing areas. KCA : Key Control Area. POLI: Operational Action Plan against Invasive Species.

4.2.4.1. Identification of biodiversity priority areas

Zonation v4.0 (Moilanen et al., 2005, 2014), a publicly available software have been used to spatially identify biodiversity priority areas. The Zonation meta-algorithm prioritises the areas of a landscape which seem the most suitable for biodiversity conservation. These areas are selected because of higher biodiversity levels (species, habitats) or because of higher habitat quality (here the least invaded). The Zonation algorithm begins with the full landscape then proceeds to iteratively rank sites by removing at each step the spatial unit (i.e. grid cell) which lead to the smallest aggregate loss of conservation value. At the end of the process, each grid cell is assigned a value: the most valuable areas for biodiversity receive the higher values (close to 1.0) and the least useful ones the lowest values (close to 0.0).

Here, Zonation was used to determine the biodiversity priority areas using 34 habitats types and 593 species distribution maps. Each of these habitats and species information is included into Zonation as a separate raster layer, constituting the biodiversity features.

- **Zonation core approach and removal function**

Several functions are available in Zonation to define the order of cells to remove. We decided to use all three functions of Zonation: Additive Benefit Function (ABF), Target-Based Planning (TBP) and Generalised Benefit Function (GBF) as removal rule. These functions provide different approaches to value biodiversity and were considered equally important by managers and decision-makers within the team. The ABF and the TBP are conceptually different from each other, but the GBF is a generalisation of the ABF. ABF gives higher importance to grid cells with many biodiversity features; retaining a higher proportion average of feature distributions (i.e. ABF spotlights the diversity and not the rarity). TBP is very different in that a given representation level (a target) is explicitly requested for each biodiversity feature. When one feature approaches the target level, the algorithm stops removing cells that contain that feature. GBF is a generic function, which allows a more gradual removal of areas as we approach the target value.

As a precautionary principle, we finally decided to conserve all the areas identified by any of the three functions to identify the overall biodiversity priority areas. These biodiversity priority areas were selected as the top 66% of any function.

All our analysis was based on grid cells of 100 x 100 m and prioritisation were run with the "edge removal" function of Zonation. This function forces the program to remove cells from the edges of remaining landscape, increasing the connectivity of priority and protected areas in the landscape (Moilanen et al., 2014). In addition, Zonation's warp factor was setting as default (warp factor = 10). See Appendix 4.1 (pp 199-205) for a more detailed description of our use of Zonation software.

- **Biodiversity features weights**

Zonation allows for each biodiversity feature (i.e. habitat or species layers) to be assigned a weight, which is used to prioritise a biodiversity feature relative to the others. In this study, we decided to weight habitats. We did not weight species as the species included in the analysis have already been selected according to criteria of importance (endemic or protected or threatened species). In order to align the identification of biodiversity priority areas with existing conservation strategies on Reunion, two approaches were initially considered: 1) to prioritise the large preserved and functional habitats or inversely 2) to focus actions in the rarefied and largely invaded habitats. Maintaining in a good state of conservation areas that are still well preserved offers a cost-effectiveness ratio greater than intervening in the dense foci of invasion. In consultation with all stakeholders (managers, decisions-makers and scientists), we retained the first strategy and decided to assign a higher weight to the most preserved habitats rather that the highly degraded ones. The strategy put in place aims to preserve the large functional habitats of the island. The habitats were therefore weighted according to their level of invasion, more precisely according to the percentage of intact and slightly invaded areas:

$$W_i = p0_i + \frac{50 \times p1_i}{100},$$

in which $p0_i$ is the proportion of intact habitat i and $p1_i$ is the proportion of slightly invaded habitat i. Weight values ranged from 0.25 and 1. We included a minimum selection size of 100 ha for habitats, therefore, habitats with a total area below 100 hectares were assigned a weight of 1 in order to select the full range of these small habitats.

- **Condition layers**

We added a “condition layer” in the analysis. These condition layers are needed when landscape condition is included in the analysis to account for past habitat loss or degradation (Moilanen et al., 2014). The condition values can vary between 0 and 1; a value of 1 indicates pristine condition with maximum habitat suitability. In our study, the condition layer represented the invasion level of the entire landscape. We attributed to each grid cell, a value depending on their level of invasion. We assigned a value of 1 to uninvaded areas and a value of 0.5 to heavily invaded ones.

4.2.4.2. Identification of plant clearing priorities

The last step of our approach consisted of identifying alien plant clearing priorities. The steering committee debated how to prioritise alien plant clearing sites. As many factors could influence the selection of priority areas for clearing. These factors could include the site accessibility, the identity of invasive species, the cost of clearing, etc. Based on managers’ experience, we considered four site-level criteria to inform our selection: 1) the biodiversity importance, 2) the clearing importance, 3) the accessibility by clearing teams, and 4) the location and history of previous clearing efforts. Biodiversity importance was calculated as the average of the three Zonation scores obtained above (see section 4.1). The clearing importance was identified by managers based on the invasion degree in and around the site. The objective was to prioritise invasion fronts and to maintain intact areas free of invasions. Hence, heavily invaded areas close to intact ones were assigned the top priority; slightly invaded areas, medium priority; and heavily invaded areas, low priority because of the high cost and lower restoration success rate of heavily invaded areas (see Appendix 4.1, pp 208-211 for details). Accessibility by clearing teams was estimated by a travel cost model, using topography, distance to the near nearest road, and vegetation-dependent walking speed. Flat areas, near the road in open vegetation had a lower accessibility time than steep areas, far away from roads in dense vegetation (see Appendix 4.1, pp 212-213 for details). Finally, the history of previous clearing efforts was considered because it is easier to expand an existing clearing operation rather than start a new one.

Each criterion was rescaled from 0 to 100 with 0 being the lowest priority and 100 the top one. The use of criteria weight was discussed and managers agreed on the following: a weight of 6 for biodiversity importance, 3 for clearing importance, 2 for accessibility and 1 clearing history. This weighting choice reflected equal importance for biodiversity (criterion 1) and operational aspects (all other criteria).

The final priority map consisted of grids of 100 x 100m with a clearing priority score between 0 and 100; giving higher priority to accessible invaded biodiversity important areas close to non-invaded biodiversity priority areas.

4.3. RESULTS

4.3.1. Transdisciplinary process

The close interactions between managers, decision-makers and scientists resulted in 25 meetings (Figure 4.4). Year 1 was devoted to co-development of the framework, Year 2 to analysis and preliminary output, and Year 3 to implementation of the prioritisation outcomes into management actions. Regular feedbacks loops between the three levels of governance (steering committee, technical committee and working group) enabled direct uptake of the prioritisation outputs into implementation actions on the ground (Figures 4.3 and 4.4). Table 4.2 lists the various uses and implementation actions resulting from this process.

In addition to the outcomes initially envisaged, the results of this project have been widely used by managers. The identification of conservation and control priorities served as a working basis for other projects related to the conservation of biodiversity.

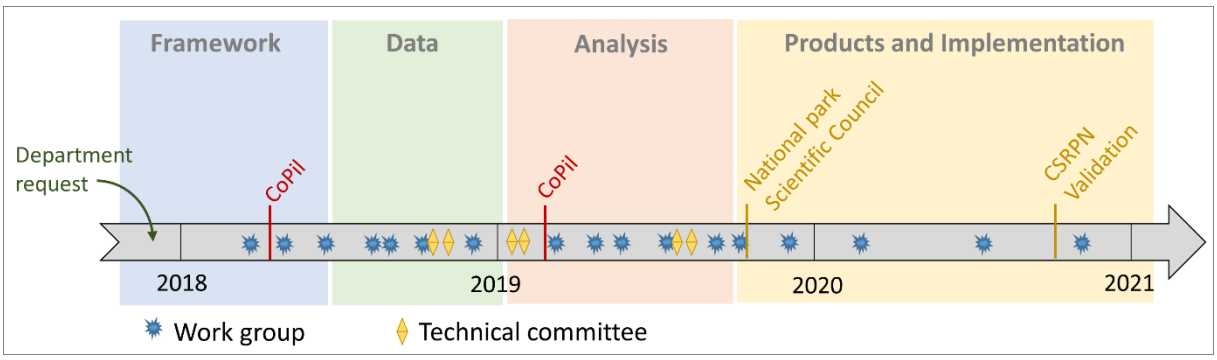


Figure 4.4: Timeline delimiting the main stages of the project. The main meetings and scientific validations are also indicated. CSRPN : Conseil Scientifique Régional du Patrimoine Naturel.

Table 4.2: Products and outcomes of the project

Products	Beneficiary	Description
Creation of a large research-action working group	Management / Research	Regular meetings of this working group to guide alien plant management through research partnerships
Revision of the Key Control Areas (KCA)	Management	KCAs are priority intervention zones used to guide alien plants clearing of the National Forestry Office. All the KCAs have been revised to include the identified clearing priority areas.
Areas identification for planting rare and endangered species	Management	Choice of sites for rare and endangered species plantation depending on the identification of the biodiversity priority areas
Programming of new cleaning operations	Management	Decision on the new cleaning sites (continuation of the work, cancellation, new site, etc.) according to the identified clearing priority areas
Validation by scientific councils	Research	Method validated by the scientific council of the national Park and the CSRPN
Scientific publications and training	Research	2 scientific articles, 1 PhD thesis, 1 MSc

4.3.2. Biodiversity priority areas

The biodiversity priority areas integrated the prioritisation outputs from the three different functions of the Zonation software (see Appendix 4.1, pp 218-219 for outputs of each function). The biodiversity priority areas identified have been divided into two priority levels. Level-one priority corresponded to high priority (identified as priority by at least one of the three Zonation analyses) (Figure 4.5). Level- two priority corresponded to intermediate priority-level and included all remaining invaded natural vegetation. The level-one priority, which included all vegetation types and species considered in the analysis, covered 60,303 hectares out of the 128,723 hectares of natural vegetation remaining on the island. Level-1 biodiversity priority areas did represent the least invaded areas. Nearly 80% of the level-1 biodiversity priority areas were slightly invaded. Respectively 13% and 4% of biodiversity priority areas were moderately invaded and heavily invaded. This mainly concerned coastal and semi-dry areas, which were all invaded habitats.

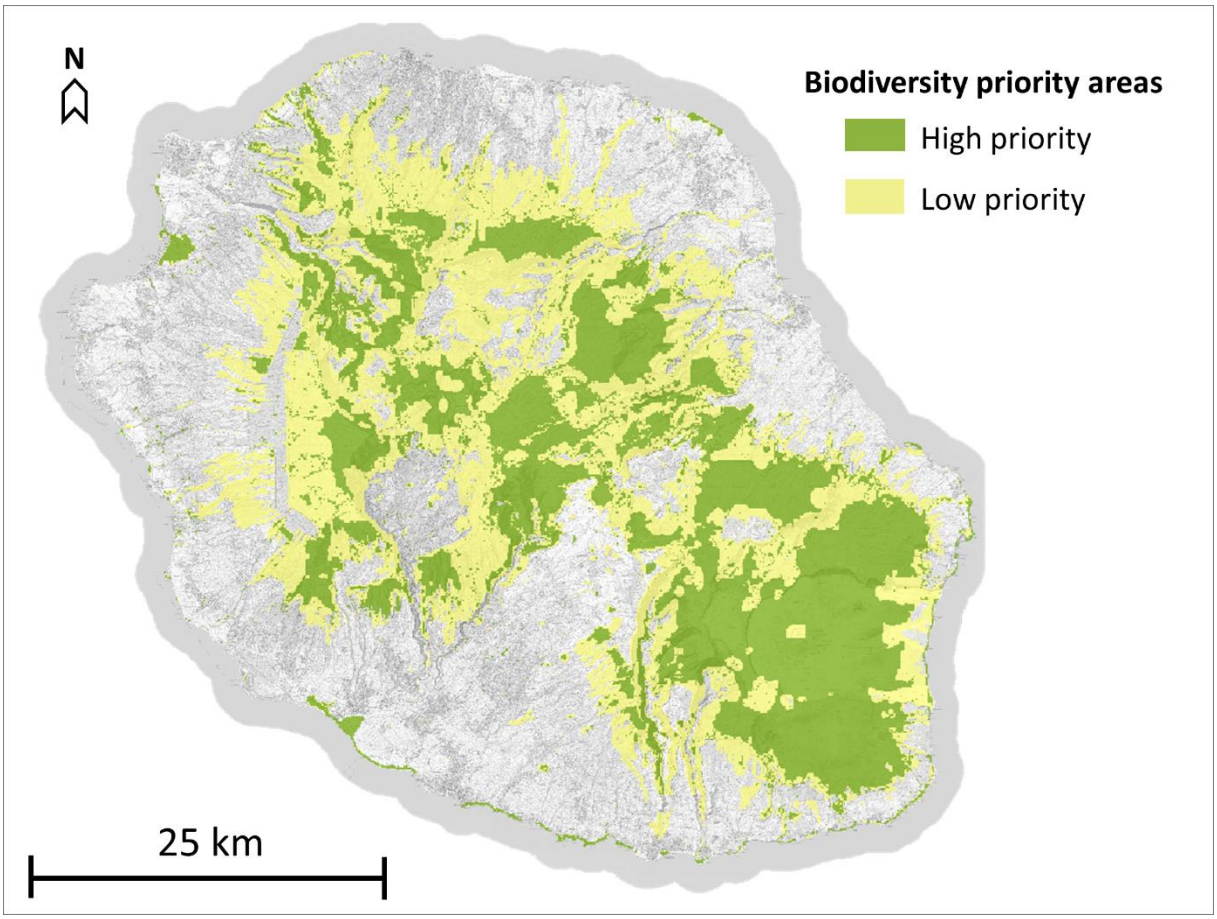


Figure 4.5: Biodiversity priority areas

4.3.3. Alien plant clearing priorities

Alien plant clearing priorities were identified through a prioritisation score ranging from zero (low priority) to 100 (high priority) (Figure 4.6). Due to the criteria and scores used, this map highlighted the “invasion fronts”. These were accessible invaded areas close to slightly (or not at all) invaded biodiversity priority areas. In total, 4,392 ha of high priority (score greater than 75) have been identified. This priority map was declined by major vegetation type in order to better identify the priorities within each type.

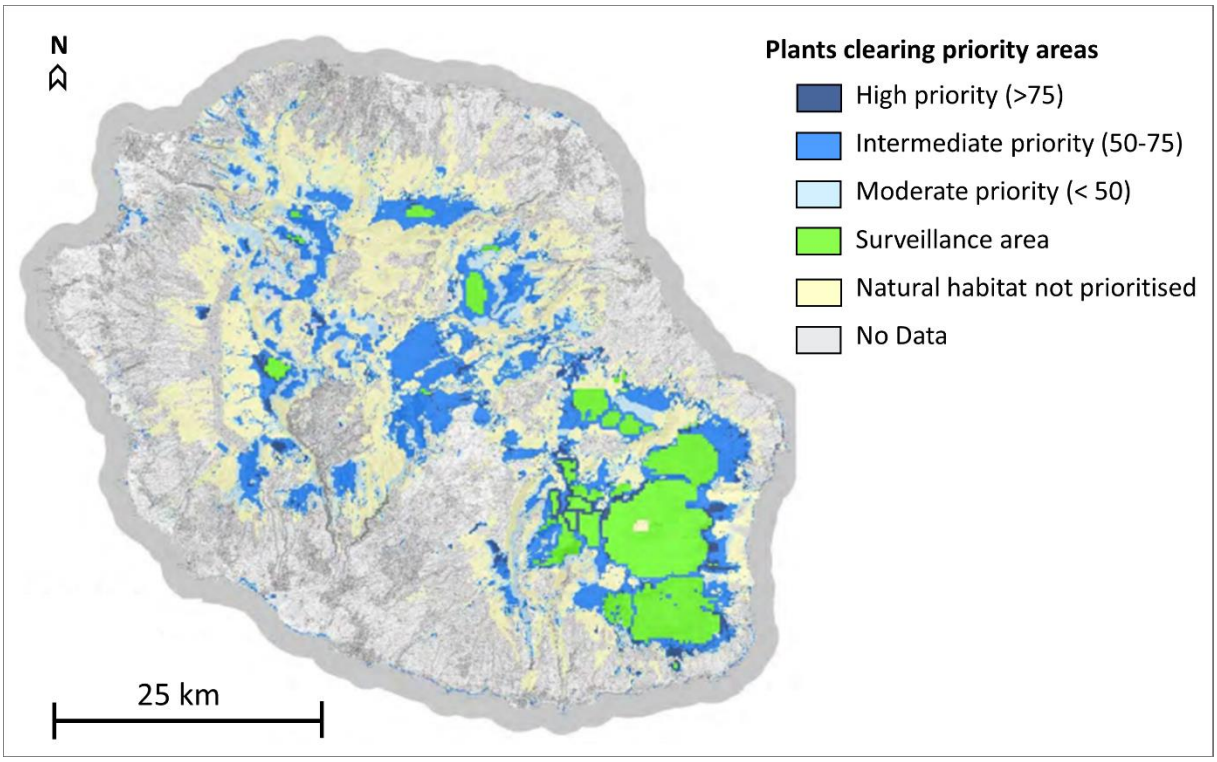


Figure 4.6: Plants clearing priority

4.4. DISCUSSION

Biological invasions have long been a concern and have been largely studied on Reunion Island (Baret et al., 2006; Macdonald et al., 1991; Strasberg et al., 2005). Controlling the spread of these species appeared as a priority objective in several strategic documents on nature conservation. This study jointly conducted by managers, decision-makers and scientists has allowed the identification of biodiversity and plant clearing priority areas at the island scale. Thanks to a large collaborative effort, the degree of invasion was previously identified at the Island scale (Fenouillas et al., 2021, see Chapter 1) allowing the identification of 60,303 hectares of biodiversity priority areas and 4,392 hectares of high priority plant clearing. This map identified plant clearing priorities but not the total surface area of the clearing operations necessary to put in place to fight effectively against invasive species. Such results were possible thanks to the great mobilisation of all stakeholders working on biodiversity conservation in Reunion Island.

4.4.1. The use of systematic conservation planning to improve decision-making and implementation of alien plants clearing programme

In cases where biodiversity pressures show no decline and that resources for conservation actions are limited, conservation planning is a useful tool to define priority areas for these actions (Margules and Pressey, 2000). Although not often used in the context of alien plant clearing (see Januchowski-Hartley et al., 2011; Mačić et al., 2018 for a case study), conservation planning can help to improve decision-making and implementation of priority areas for alien plant clearing. The use of decision support software, such as Zonation (Moilanen et al., 2009), provide varied and extensive tools for conservation planning and management(Schwartz et al., 2018). These software enable compliance with key concepts of conservation planning, priorities identified are representative, complementary, persistent and efficient (Margules and Pressey, 2000).

Systematic conservation planning provides a systematic framework with clear steps: from identifying problems and opportunities to implementing the plan (Groves, 2003; Watson et al., 2011; USDA < https://www.nrcs.usda.gov >). The first step (goal-setting) is very important. The definition of explicit goals, preferably translated into quantitative and operational target (Margules and Pressey, 2000), provides the basis of all the other steps. This have been stressed in the literature, both in science and practice (Corsair et al., 2009; Marttunen et al., 2019) because, when objectives are not well-defined, data acquisition can become an end in itself (Vos et al., 2000) and slow down the implementation of management plan. Despite the wide use of systematic conservation planning in the literature, the last step “implementing the plan” is not often reported and many conservation assessments do not result in real conservation actions on the ground. Here, by working together with implementing agencies, the plan has been directly translated into a clearing programme on the ground.

4.4.2. Lessons learned from implementing the invasive plant clearing priority areas

In implementing the invasive plant-clearing plan, we learned many lessons on the scale of implementation and the different roles of stakeholders.

The first lesson was that the spatial scale considered in biodiversity conservation studies is very important and define the type of management which can be implemented. While plant clearing operations are set on a relatively fine-scale (few hectares), we found here that a clearing plan at the island-scale was essential to guide the whole strategy (including funding level) around alien plant clearing operations. In other words, there is a need for a large-scale assessment and implementation plan (which was done here), followed by a fine-scale translation of this plan in site-level clearing operations. Our study supports the view that public authorities should set priorities at a landscape scale (Meier et al., 2014).

The second lesson we learned is the importance of stakeholders and the need to consider the different roles they play. It is widely recognised that a lack of collaboration and cohesion between stakeholders can impact the implementation of management plans (Andreu et al., 2009; Sutherland et al., 2004; van Wilgen et al., 2012). Involving different stakeholders from the start can help avoid conflicts in the implementation of project results (Crowley et al., 2017; Novoa et al., 2018).

In our study, three different types of stakeholders have been involved: decision-makers, managers and scientists. Each stakeholder type played a different role but they have been involved at each step of the project: from the setting of objectives to the implementation on the ground (Figure 4.2). It have been shown in previous studies that the level of stakeholder engagement in the process will determine the relative value and success of the methodology used for guiding decisions in conservation (Ferraz et al., 2021). Decision- makers had a crucial role in this study because they initiated and provided the opportunity for this process to unfold. As key funders of alien plant clearing operations in Reunion Island, the decision-makers had a major influence in this process. Because they were involved from the start of the project, they enable the translation of the plan into local policy and action. When decision-makers are not involved in the process, it will be much more difficult to implement the plan are they are not sensitised or even aware of the process taking place. The impetus given by the local decision-makers allowed this project to be effectively launched.

Working in collaboration with managers from the onset of the project allows for better integration and use of results by managers on the ground. Our results are already used on Reunion Island to inform the location of alien plants cleaning operations. The National Forest Office in charge of most clearing operations have redefined their geographic implementation areas according to the results described in this study.

4.4.3. Study limits and perspectives

We found several ways to improve such study, especially concerning the involvement of civic societies and the use of species-level data.

Firstly, the lack of involvement of civic societies or people who benefit in any way from invasive species may constitute a limit to our study and to the success of its implementation. Some invasive species have multiple uses, including economic value, on Reunion Island. Not including a broad range of stakeholders could lead to social conflicts between stakeholders (Crowley et al., 2017). Management actions can imply restrictions on trade, the use of chemicals or biological control agents or the elimination of exotic species that had hitherto been valued (Novoa et al., 2018).

Secondly**,** with 145 invasive plants species present, Reunion Island hosts the most important number of recorded invasive species within the western Indian Ocean biodiversity hotspot (GISD, 2021), representing an important invasion debt (Rouget et al., 2016). While the new maps produced can help planning of alien plants cleaning areas, the information on which species invades where is missing. Additional information on the extent and abundance of key invasive species in each priority identified area would be essential to guide the type of management to be carried out. It is therefore important to map invasion at species-level and to quantify invasive alien species richness, abundance and biological type.

Lastly, the partnership work initiated during this study, initiated by the local government, has proven its value and will continue. Discussions with the different stakeholders are already underway to lead to a new iteration of the map of biodiversity priority areas and management priorities. These new versions could include dynamic aspects, functionality of habitats, cost and benefit analyses and will characterise invasion at species-level.

DISCUSSION GÉNÉRALE

5. DISCUSSION GENERALE

Les travaux de recherche menés durant cette thèse ont permis de produire de nouvelles connaissances cartographiques à la fois sur les patrons actuels de distribution des PEE mais aussi sur le degré d'invasion des principaux écosystèmes naturels encore non transformés d'un territoire insulaire dans l'océan Indien. Après avoir synthétisé ces nouvelles connaissances, nous présentons leur modalité d'intégration dans les sphères de décisions et dans les programmes opérationnels de contrôle des EEE sur le terrain pour finir par une réflexion plus générale sur la démarche méthodologique mobilisée et le processus transdisciplinaire qui a permis d'aboutir à ces résultats.

5.1. Une meilleure connaissance des patrons d'invasion à l'échelle du territoire

5.1.1. La cartographie du degré d'invasion

Avant l'initiation de ce programme de recherche et de ces travaux de thèse, un nombre important de thèses, de monographies et de rapports ont fait état du problème majeur que constituent les EEE dans les Mascareignes et à La Réunion, depuis la thèse de Cadet (1977), la première stratégie de lutte (Macdonald, 1989), ou encore les programmes de lutte biologique contre *Rubus alceifolius* et *Ligustrum robustum*. Depuis les années 2000, les politiques publiques ont permis de financer de nombreux inventaires, des actions de lutte et de rédiger des stratégies.

Néanmoins aucune synthèse de ces données abondantes n'avait encore été menée et aucune analyse cartographique n'était disponible pour fournir aux décideurs un état des lieux précis du degré d'invasion des milieux naturels et des scénarios de priorité d'action pour les gestionnaires en charge du contrôle des EEE sur le terrain.

Les travaux de Strasberg et al. (2005) ont toutefois abordé le sujet en cherchant à obtenir une vision général des priorités de conservation pour 19 grands types d'habitats. Ces travaux ont ainsi permis d'orienter les grandes lignes de la stratégie de conservation à La Réunion (DIREN et ONCFS, 2014) en identifiant des priorités régionale (à l'échelle des Mascareignes) et territoriale (à l'échelle de La Réunion). Ainsi des priorités ont pu être identifiées dans les

années 2000 pour asseoir notamment le projet de Parc National sur la base du degré de transformation des grands types d'habitats et des limites entre les espaces naturels, urbains et agricoles. Dans cette étude, pour chaque habitat naturel, sept catégories de transformation ont été différenciées et regroupées en trois grandes classes : intacte, envahie et transformée. La cartographie de ces habitats et de leur transformation est basée sur une carte d'occupation du sol (IGN, 1997), les premières cartes de Cadet (1977) et les connaissances spécialisées des botanistes et sur l'inventaire très détaillé des ZNIEFF réalisé entre 1985 et 2000 (Dupont, 2002). Une ZNIEFF ou Zone Naturelle d'Intérêt Ecologique Floristique et Faunistique est une zone naturelle présentant un intérêt écologique, faunistique ou floristique.

Toutefois, ces travaux ne répondent pas complétement aux besoins actuels des décideurs qui ont fait de la lutte contre les espèces exotiques envahissantes leur priorité et qui cherchent à financer les actions de terrain à des échelles spatiales beaucoup plus fines, en particulier à l'intérieur des aires protégées. Aujourd'hui ces travaux de thèse permettent de proposer une carte plus fine du degré d'invasion des différents habitats à l'échelle du territoire. Cette carte, basée sur une standardisation de différentes données (inventaires de terrain, modélisation et dire d'expert) a permis de répondre à un premier besoin urgent des décideurs et des gestionnaires (voir Chapitre 1). Comme le souligne la Figure 5.1, la carte produite dans le cadre de cette thèse permet de différencier au sein d'un même habitat le degré d'invasion des différents espaces naturels faisant l'objet de plan de protection et d'aménagement par les différentes collectivités de l'île.

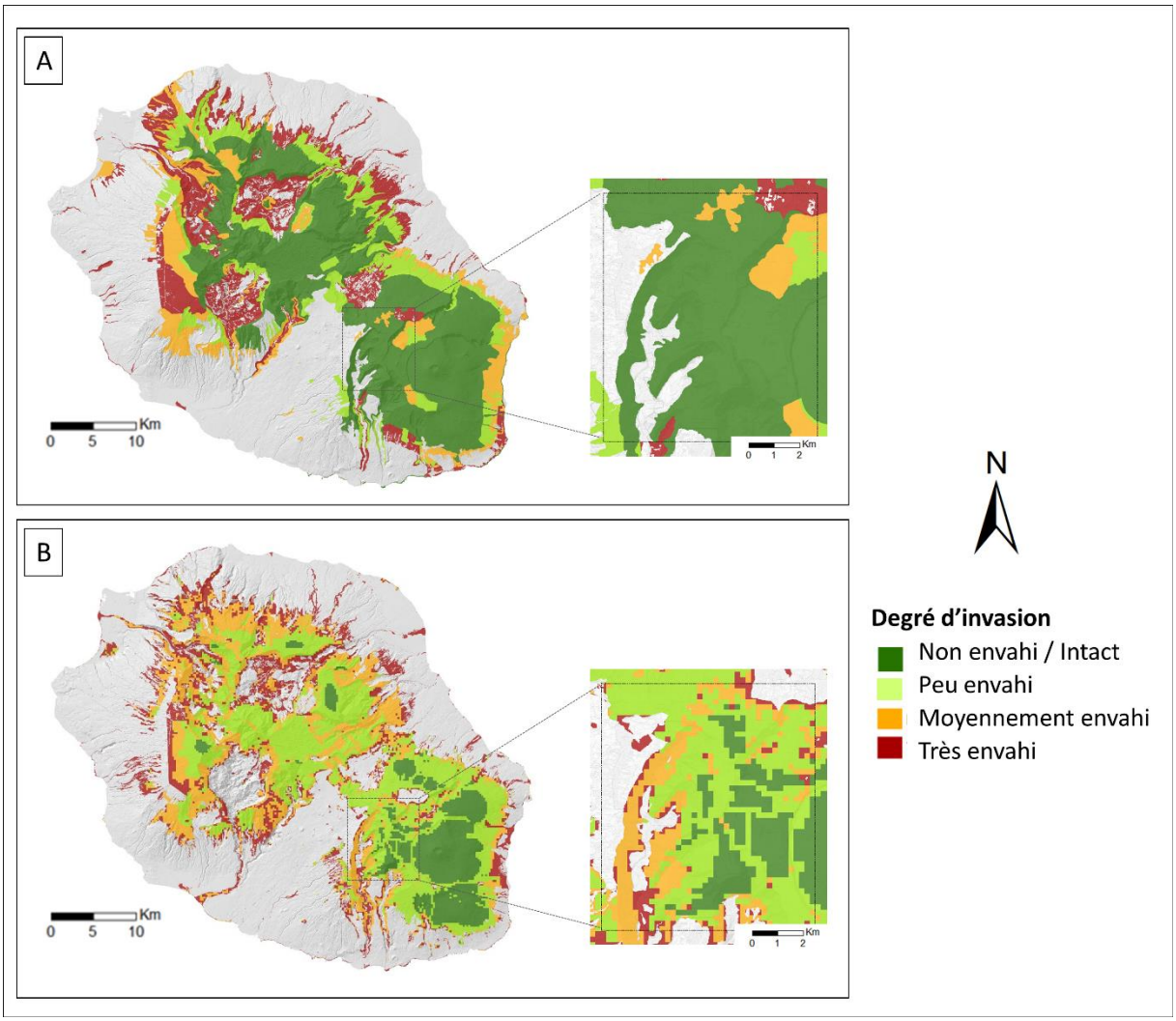


Figure 5.1 : Degré d'invasion issu des publications de (A) Strasberg et al. (2005) et (B) Fenouillas et al. (2021) basé sur la typologie du degré d'invasion utilisé au chapitre 1. Les zones encadrées correspondent à un zoom effectué sur les zones altimontaines de la Plaine des Remparts et de la Plaine des Sables montrant la différence de précision entre les deux cartes.

La carte du degré d'invasion produite permet ainsi de rendre compte à grande échelle de l'état de conservation des habitats naturels encore non transformés qui constituent un enjeu de conservation à l'échelle régionale des Mascareignes. En effet, au sein du hotspot de biodiversité de l'océan Indien occidental (Myers et al., 2000a), La Réunion abrite le plus grand nombre d'espèces invasives recensées, avec 145 espèces végétales invasives (GISD, 2021). Il serait important de développer des cartes de végétation sur l'ensemble des îles de la zone Sud-Ouest Océan Indien (SOOI), afin de représenter le niveau d'envahissement dans les milieux naturels de ces territoires (voir cependant Nigel et al., 2015 pour l'ile Maurice).

Bien que la carte du degré d'invasion à l'échelle de l'île produite dans le cadre de ces travaux de thèse a permis de répondre à un besoin des décideurs et gestionnaires et constitue une première étape clé dans la démarche de priorisation ; elle présente des limites :

- L'entrée espèce n'a pas du tout été considérée. En effet, quatre catégories d'invasion ont été identifiées sans distinction de l'espèce. Ainsi, pour différencier ces catégories, le recouvrement en exotiques de la zone, toute espèce confondue, a été considéré. Pour obtenir des informations sur les espèces présentes par site, il faut changer d'échelle (voir Chapitre 2). Toutefois, dans une version ultérieure de la carte du degré d'invasion à l'échelle de l'île, la diversité en exotiques lorsque connue pourrait être ajoutée.
- L'utilisation de la modélisation a permis de combler les zones sans données d'inventaire et pour lesquelles le dire d'expert ne permettait pas de compléter la carte. Toutefois le recours à la modélisation, bien qu'efficace et couramment utilisée (Adhikari et al., 2015; El-Barougy et al., 2021; Marcer et al., 2012; Venette et al., 2010) dans ce type d'étude reste moins fiable. Les résultats du modèle mis en place dans le cadre de notre étude présente de bons résultats, avec des taux d'erreur relativement faible pour trois catégories d'invasion sur les quatre existantes (Voir Annexe 2.6). En effet, un taux d'erreur de près de 40% est associé à la catégorie « moyennement envahie ». Afin d'améliorer la précision des données notamment pour cette catégorie d'invasion ou pour combler les zones pour lesquelles il n'y a pas de données ; une prospection sur le terrain (Voir chapitre 2) ou le recours à la télédétection pourraient être envisagés.
- Finalement, le choix de la résolution peut également être remis en cause ; de précédentes études ont montrées que la perception du niveau d'envahissement d'une zone est fortement dépendante de la résolution choisie (Foxcroft et al., 2009). Toutefois, un maillage de 0.25 x 0.25 km (comme utilisé dans notre étude) s'avère utile pour planifier les interventions de gestion et les programmes de surveillance à l'échelle de l'ile. Une résolution plus fine permettrait d'affiner les priorités à une échelle locale, celle d'un massif par exemple.

5.1.2. Priorisation spatiale pour le contrôle des EEE

5.1.2.1. Un manque de publications sur la priorisation des actions de lutte contre les Espèces Exotiques Envahissantes

La conservation de la biodiversité est devenue au fil des années une priorité à l'échelle mondiale ; comme le démontre l'expansion des aires protégées. Aujourd'hui elles couvrent près de 20 millions de kilomètres carrés, soit 15% des terres du monde (IUCN et UNEP-WCMC, 2021). Malgré cette protection accrue des espaces naturels, la nature ne cesse de décliner à un rythme sans précédent entrainant des taux d'extinction d'espèce importants et une dégradation continue des habitats (IPBES, 2019). De nombreuses études ont démontré d'importants impacts des espèces envahissantes au sein des aires protégées allant de la prédation et du déplacement d'espèces indigènes aux changements dans la structure et la composition des communautés (Ballari et al., 2015; Loope et al., 2013; Schmidt et al., 2020). Les chiffres récents de l'UICN indiquent que moins de 20% des pays ont rempli leurs engagements pour évaluer la gestion de leurs aires protégées, soulevant ainsi des questions quant à la qualité et l'efficacité des mesures existantes en faveur de la conservation. La gestion des espèces envahissantes au sein des aires protégées devrait être considérée comme une composante fondamentale de la gestion de ces lieux (Foxcroft, 2013). La situation est encore plus préoccupante dans les îles qui sont des écosystèmes particulièrement vulnérables aux EEE (Bellard et al., 2016b; IUCN, 2018; Simberloff, 1995) et où les effets de ces dernières y sont généralement plus marqués que sur les continents. Dans un contexte de ressources limitées et de données lacunaires (R.M. Krug et al., 2009; Reed, 2008); les gestionnaires doivent composer avec ces freins pour gérer au mieux les aires protégées. Les actions à mettre en place doivent donc être bien pensées et scientifiquement fondées.

De nombreuses problématiques de gestion des espèces envahissantes (le choix des espèces, des sites ou des méthodes de lutte par exemple) nécessitent une approche scientifiquement fondée afin de justifier le besoin d'intervention et la mise en œuvre des actions. Pour le Parc National de La Réunion et le territoire réunionnais dans son ensemble, un réel besoin de sélectionner les sites d'interventions a été remonté par les décideurs et les gestionnaires. Cependant, il existe relativement peu d'études scientifiques sur la priorisation des sites de contrôle des espèces envahissantes (voir par exemple Januchowski-Hartley et al., 2011). Il existe par contre un grand nombre d'études scientifiques sur la priorisation des sites pour la mise en place d'actions de conservation (afin d'établir de nouvelles réserves naturelles par

exemple). La plupart sont basées sur les méthodes de planification systématique de la conservation (Groves, 2003). Dans cette thèse, nous avons donc adapté la méthode de planification systématique de la conservation (définie par les travaux pionniers de Margules et Pressey (2000)) à la question de la priorisation des sites pour le contrôle des espèces envahissantes

5.1.2.2. Adaptation de la planification de la conservation à la lutte contre les Espèces Exotiques Envahissantes

Des approches telles que la planification systématique de la conservation (Margules et Pressey, 2000) peuvent permettre l'identification spatiale de zones prioritaires de conservation selon une approche objective et transparente. Ces approches impliquent un important engagement des différentes parties prenantes dans la définition des objectifs de gestion (Bower et al., 2018; Schwartz et al., 2018). Cependant, les approches telles que la planification de la conservation n'informent que très rarement les stratégies de gestion des espèces exotiques envahissantes (Januchowski-Hartley et al., 2011). La recherche d'études comprenant à la fois les mots clés « conservation planning » et « biological invasion » montrent que ces deux domaines ne sont pas souvent couplés (Figure 5.2). De plus, les invasions biologiques sont principalement utilisées dans les études traitant de planification de la conservation comme menaces pour guider l'identification de zones prioritaires de conservation. Rares sont les études qui utilisent l'approche de la planification de la conservation pour prioriser les sites d'intervention contre les EEE (voir Januchowski-Hartley et al., 2011 pour une étude de cas). Les approches de type planification de la conservation majoritairement utilisées sont souvent limitées à certaines zones ou habitats (van Wilgen et al., 2007), ne considèrent que la gestion d'une espèce ou d'un genre précis (Cheney et al., 2020) ou ne tiennent compte que de critères assez limités.

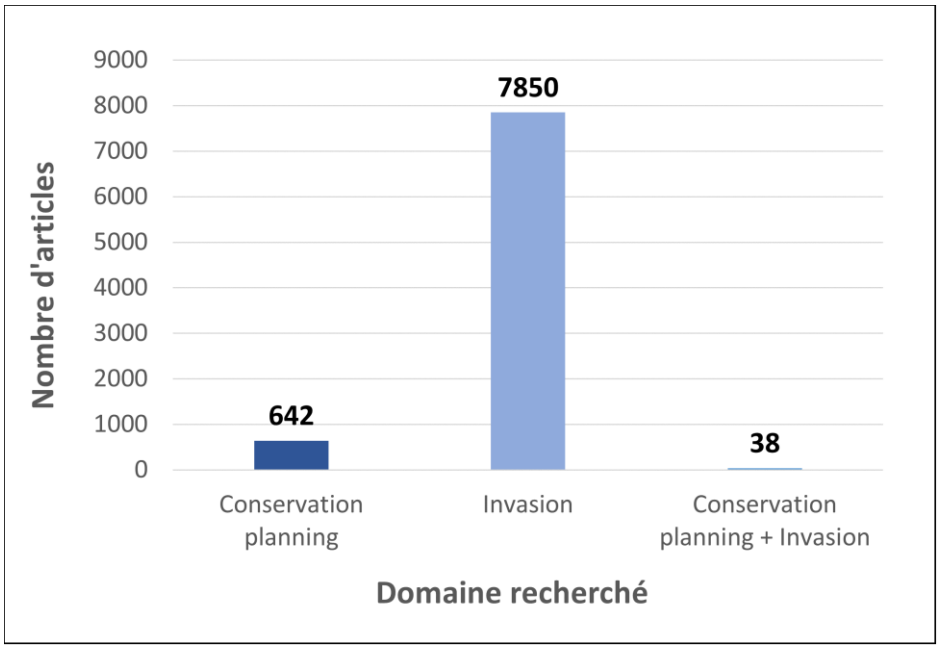


Figure 5.2 : Nombre de publications traitant du champ disciplinaire de la planification de la conservation et des invasions biologiques. La recherche a été effectuée sur la plateforme Scopus, les termes sélectionnés ont été recherchés au sein du titre, du résumé et/ou des mots clés des publications. La recherche a été effectuée au sein de huit revues : *Biological invasions, Forest Ecology and management, Biological Conservation, Aquatic Invasions, Journal of Applied Ecology, Conservation Biology, Biodiversity And Conservation* et *Aquatic Conservation And Freshwater Ecosytems*. Mots clés recherchés pour la thématique "conservation planning": conservation priority, conservation assessment, conservation zoning, reserve selection. Mots clés recherchés pour la thématique "invasion": invasion, invader, alien, exotic, invasive.

Dans le chapitre 3, nous avons pu démontrer comment une approche systématique peut être utilisée pour prioriser les sites d'intervention. Ainsi, les principes clés de la planification de la conservation ont pu être respectés :

- La représentativité : nécessité pour les zones prioritaires identifiées de représenter au mieux l'ensemble de la biodiversité cartographiée; c'est-à-dire les 34 habitats et les 593 espèces végétales et animales identifiés dans notre étude.
- La persistance : les zones prioritaires identifiées doivent favoriser la survie à long terme des espèces et des autres éléments de la biodiversité qu'elles contiennent tout en maintenant les processus naturels et les populations viables et en excluant les menaces (Nel et al., 2011). Nous avons fait le choix d'attribuer une pondération plus importante aux zones peu envahies, qui ont donc été majoritairement sélectionnées. Intervenir dans ces zones riches en biodiversité et proportionnellement moins exposées aux

menaces que représentent les invasions biologiques, augmente les chances de succès des opérations de lutte (McNelly et al., 2003; Roussel et Triolo, 2016) et permet ainsi le maintien sur une plus longue période de l'état actuel de conservation de la zone considérée.

- La complémentarité : les zones prioritaires doivent se compléter entre elles en termes de composition d'espèce et d'habitat. Ainsi, la complémentarité des sites prioritaires réduit la redondance indésirable des actions de conservation et améliore la rentabilité des solutions trouvées (Justus et Sarkar, 2002).

L'utilisation du logiciel Zonation a ainsi permis l'identification, à l'échelle de l'île, des enjeux de conservation en respectant les principes clés de la planification de la conservation. Ces enjeux de conservation associés à des critères opérationnels ont permis de guider les sites sur lesquels les actions de lutte sont prioritaires.

5.1.2.3. Prise en compte de critères opérationnels

A cout constant, l'ampleur et l'efficacité des actions de lutte sont limitées par des facteurs techniques sur le terrain qui vont influencer la capacité des agents à intervenir sur un site ; ces facteurs sont qualifiés de « critères opérationnels ». Certains de ces critères ont été ajoutés à notre analyse de priorisation ; il s'agit de l'accessibilité de la zone, de l'historique des chantiers et du type d'intervention à prioriser.

Un site éloigné sur un terrain escarpé sera moins accessible qu'un site proche d'une route en terrain dégagé. L'accessibilité de la zone peut donc être un frein à la mise en œuvre d'actions de lutte contre les EEE, il est important de considérer ce critère lorsque l'on cherche à prioriser le contrôle des EEE. Plusieurs méthodes de mesure d'accessibilité ont été développées (Frakes et al., 2015; Vale et al., 2015; Weber et Kwan, 2003), et ont été utilisées dans des études mesurant l'impact des populations humaines (Carver et al., 2002) ou encore afin de regarder la connectivité du paysage (Lin, 2009). Bien que l'accessibilité puisse très rapidement devenir un facteur limitant l'accès des gestionnaires à certaines zones envahies et engendrant des coûts supplémentaires (temps travaillé mais non consacré à la gestion active, hélicoptère nécessaire, etc.) (Januchowski-Hartley et al., 2011) ; ce critère n'est pas utilisé dans les études cherchant à prioriser les zones d'intervention pour la lutte contre les EEE.

De la même façon, l'historique des chantiers sur le site va avoir une influence ; des interventions seront plus faciles à mettre en œuvre et auront une meilleure chance de succès s'il y a déjà eu des interventions (c'est-à-dire un historique d'actions) que sur un nouveau site (sur lequel toute la logistique reste à mettre en place).

Finalement, le type d'intervention à prioriser fait lui référence aux différents types de contrôle des EEE qu'il est possible de mettre en œuvre. Selon l'état d'envahissement du site, différentes actions vont pouvoir être mises en place allant de la lutte précoce à la reconstitution (voir introduction générale section 1.2.3). Dans notre cas, il a été question de mettre l'accent sur la gestion des zones peu envahies ainsi que sur les zones envahies à proximité de zones intactes. L'intervention au niveau de ces fronts d'invasion vise à limiter l'expansion des EEE tout en conservant dans le meilleur état possible les zones peu envahies dans lesquelles les actions de lutte sont les plus bénéfiques (McNelly et al., 2003; Roussel et Triolo, 2016).

De tels critères opérationnels sont rarement pris en compte dans les méthodes de priorisation, pourtant ils peuvent avoir des impacts sur le budget à déployer. Januchowski-Hartley et al. (2011) et van Wilgen et al. (2007) qui ont tous deux chercher à prioriser les opérations de gestion d'espèces envahissantes n'ont pas utilisé de critères opérationnels.

Les concepts clés de la planification de la conservation ont permis l'identification des enjeux de conservation à l'échelle de l'île. Ces enjeux associés à des critères opérationnels ont permis l'identification de priorités de gestion contre les EEE. Notre approche reste toutefois simple et constitue une première version qui vise à être améliorer tous les 3-4 ans. Ainsi des limites peuvent être soulevées :

- La disponibilité des données peut constituer un biais dans l'identification des enjeux de conservation. Certaines zones ont fait l'objet de multiples inventaires terrain au cours des années alors que d'autres zones n'ont pas ou peu été échantillonnées. Les données disponibles quant à la répartition de la flore indigène locale ne sont donc pas totalement représentatives de la répartition réelle des espèces.
- L'identification des enjeux de conservation a pris en compte comme seule menace pour la biodiversité : les espèces exotiques. Toutefois d'autres menaces existent et menacent les milieux réunionnais : la fragmentation des habitats pouvant fortement impactées les

forêts humides de basse altitude, le risque incendie véritable danger pour les forêts semi-sèches ou encore le pâturage divaguant impactant les milieux de hautes altitudes (Triolo, 2005).

- Un critère opérationnel, bien que partiellement pris en compte au travers de l'accessibilité, n'a pas été directement considéré dans notre étude. Il s'agit du coût de la lutte sur site ; coût qui varie selon l'espèce considérée et selon le type de lutte mis en place. La lutte contre les espèces envahissantes est très couteuse, ce qui est une des raisons expliquant le besoin de prioriser les actions de gestion (Krug et al., 2010; R.M. Krug et al., 2009). Le nombre de chantiers qu'il sera possible de mettre en place ainsi que leurs superficies vont être fortement dépendant du budget disponible.

5.1.3. De la mesure du degré d'invasion sur le terrain à la cartographie

Si une carte du degré d'invasion à l'échelle territoriale permet d'informer les décideurs pour orienter les travaux, une quantification du degré d'invasion est aussi nécessaire à une échelle plus fine pour positionner les chantiers de lutte et permettre le suivi des opérations dans le temps. Nos travaux ont permis de développer une méthode standardisée qui estime le degré d'invasion des trois strates structurantes des habitats selon un protocole systématique. La méthode mise en place a été déployée dans deux habitats très contrastés : la végétation éricoïde et la forêt mégatherme, ainsi il nous semble possible de généraliser ce protocole dans une multitude d'écosystèmes différents. Il existe peu d'index intégratif du degré d'invasion dans la littérature bien que ce besoin ait été soulevé de nombreuses fois (Catford et al., 2012; Guo et al., 2015). Notre approche basée sur des méthodes de cluster et de krigeage a permis une présentation du degré d'invasion en 3 niveaux et une cartographie sur l'ensemble des deux zones d'étude (Figure 5.3). Cette approche propose un nouvel outil pour les gestionnaires afin d'orienter et de suivre les travaux de lutte à l'échelle d'un massif forestier (de l'ordre du km²).

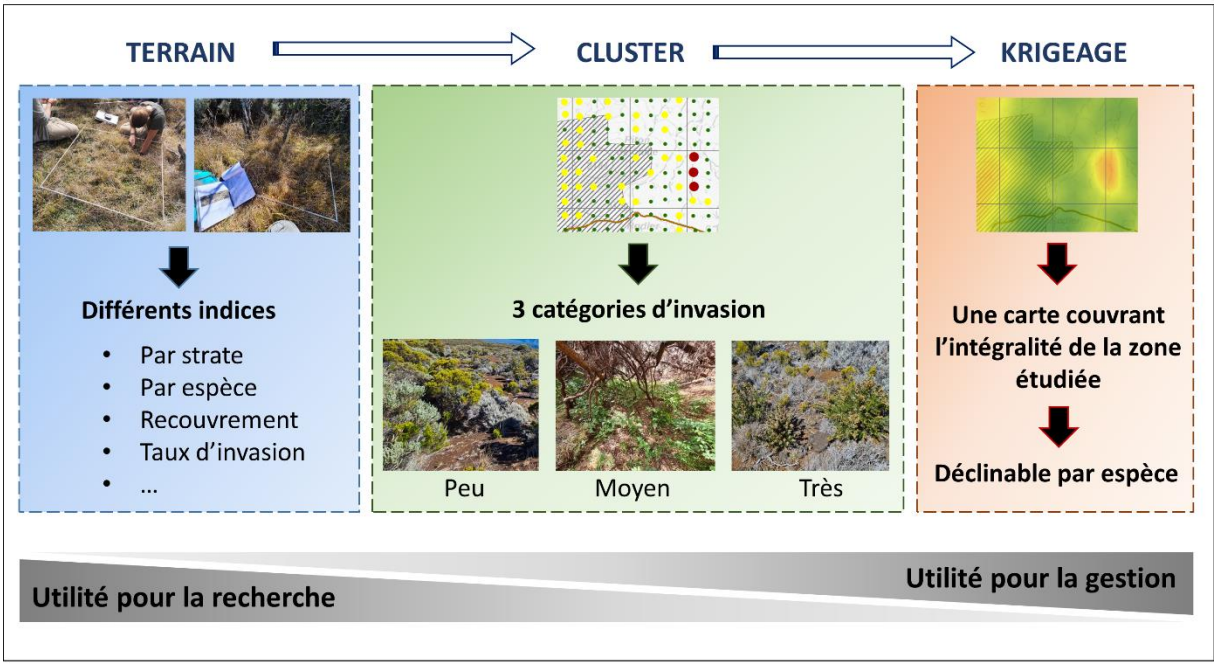


Figure 5.3 : Approche mise en place afin de quantifier à une échelle fine le degré d'invasion.

Jusqu'à présent plusieurs protocoles ont été mis en place à La Réunion par les gestionnaires locaux afin de quantifier le niveau d'envahissement d'un habitat, sans toutefois partager ni homogénéiser les résultats entre eux. Ces mesures sont relevées par les agents de terrain de façon non systématique et certaines sont dépendantes de l'observateur (pas de surface définie, non prise en compte des plantules de la strate herbacée…). Les relevés restent disparates et prennent plusieurs formes (relevés phytosociologiques et phytoécologiques, données localisées, transects, polygones…). La figure 5.4 compare à l'échelle de la forêt de Mare Longue, les données disponibles en provenance de sources variées (dans cet exemple (Figure 5.4) données en provenance du CBNM et du Parc national) et les données obtenues dans le cadre de notre étude. Les données systématiques rendent possible les analyses de type krigeage, les rendant plus facilement exploitable par les gestionnaires.

La mesure du degré d'invasion sur le terrain et les analyses de cluster et krigeage mises en place ont permis d'obtenir des cartes du degré d'invasion à un niveau de résolution beaucoup plus faible pour les deux sites étudiés. Ces cartes présentent des avantages considérables pour la gestion des EEE sur le terrain toutefois des limites existent :

- Bien que l'approche proposée dans le cadre de notre étude se veut simple et réplicable, elle demande toutefois un effort d'échantillonnage relativement conséquent. Son

application par les gestionnaires à des fins pratiques, par exemple le suivi des invasions, reste limitée. Les résultats des analyses de krigeage ont montré une autocorrélation du degré d'invasion sur plus de 200m pour chacun des sites étudiés (cf chapitre 2), ce qui nous conforte dans l'idée que notre effort d'échantillonnage pourrait être réduit. Cela rendrait le protocole plus accessible.

- Notre approche permet de calculer l'abondance relative des espèces exotiques mais pas la richesse relative car nous n'avons pas relevé la diversité en espèces indigènes par gain de temps. Toutefois il a été démontré dans de précédentes études, que les données relatives contrairement aux données absolues, permettent la comparaison entre différents habitats et/ou régions (Catford et al., 2012; Guo et al., 2015). Considérer la richesse totale en indigènes aurait en ce sens pu être bénéfique.

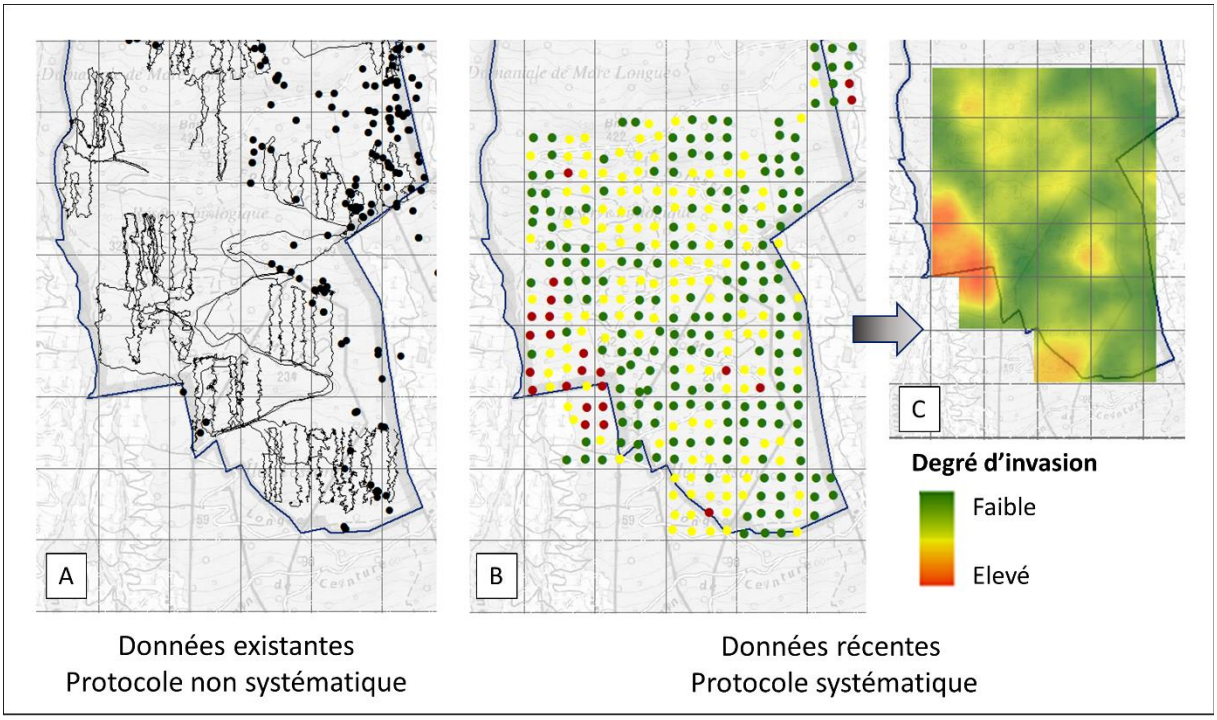


Figure 5.4 : Données disponibles quantifiant le degré d'invasion au sein de la réserve de Mare Longue. Ces cartes ont été obtenues à partir de données existantes en provenance des gestionnaires (A) et de données récentes issues des travaux de thèse (B) et (C). L'encadré (B) illustre le résultat de l'analyse de cluster et l'encadré (C) le résultat de l'analyse de krigeage.

5.1.4. Le besoin d'étudier les processus écologiques à différentes échelles spatiales

Dans le cadre de ces travaux, nous avons considéré le degré d'invasion à deux échelles différentes : locale (sur quelques km2 à une résolution d'une dizaine de mètres) et territoriale (quelques milliers de km2, a une résolution d'une centaine de mètres). Selon l'échelle considérée, les applications et conséquences en termes de gestion ne sont pas les mêmes. Les échelles spatiale auxquelles les données sur les invasions de plantes exotiques sont évaluées vont affecter les perceptions et les interprétations du phénomène étudié (Wiens, 1989). La même zone d'étude cartographiée à deux échelles différentes va sembler plus ou moins impactée par les espèces exotiques selon l'échelle considérée, comme le montre l'état général de conservation de la réserve de Mare Longue étudiée dans le cadre de nos travaux (Figure 5.5). Le site de Mare Longue semble fortement envahi uniquement dans sa région Ouest lorsqu'il est évalué à une échelle de 250 x 250 m (Figure 5.5 A). Toutefois l'échelle de 25 x 25 m révèle un schéma plus fin de l'invasion avec une zone Ouest effectivement fortement impactée par les invasions mais présentant beaucoup d'hétérogénéité et permettant l'identification de foyers d'invasion dans plusieurs zones éparses de la réserve (Figure 5.5 B).

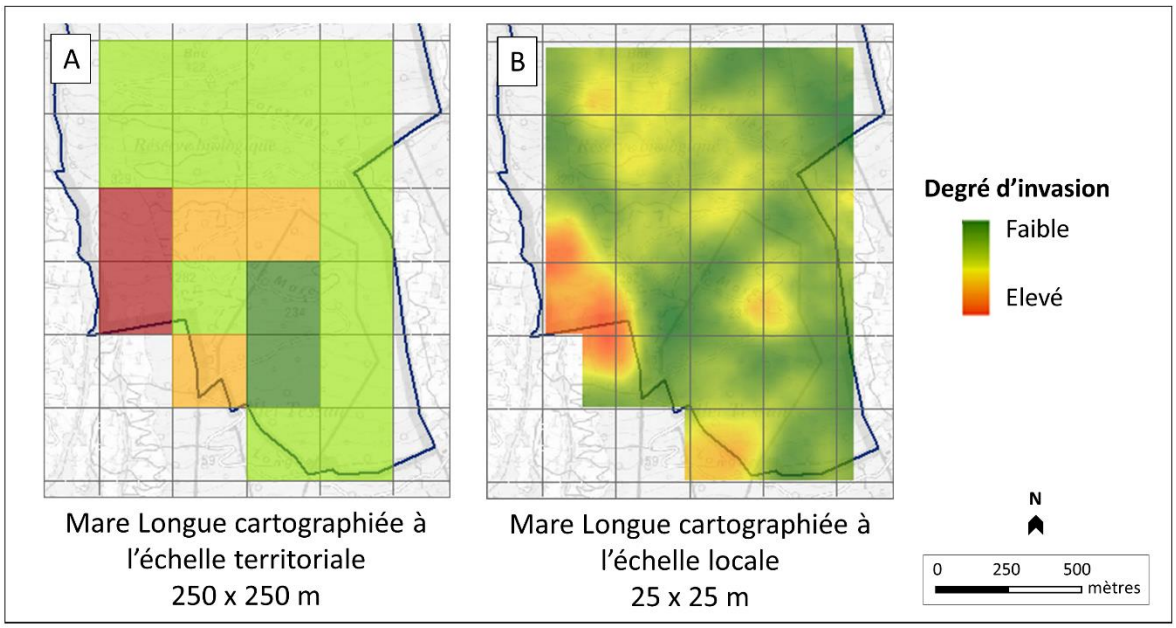


Figure 5.5 : Zoom sur la réserve biologique de Mare Longue à partir de cartographie à l'échelle (A) territoriale et (B) locale.

Le travail à l'échelle territoriale est utile pour orienter largement les activités de gestion, des listes d'espèces peuvent également être dressées et utilisées pour l'évaluation des risques et des priorités à grande échelle. Le passage à une échelle plus fine (locale) est cependant nécessaire pour planifier efficacement les interventions de gestion, définir des cibles et permettre le suivi du succès des opérations de contrôle (Foxcroft et al., 2009b). Les espèces exotiques se dispersent peu de façon continue à travers le paysage (Pyšek et Hulme, 2005); ce sont plutôt les événements de dispersion opportunistes ou les foyers d'invasion secondaires qui sont disproportionnellement plus importants lors de l'expansion d'une espèce exotique (Foxcroft et al., 2004). L'analyse à plus fine échelle permet également, notamment par la caractérisation de l'invasion en fonction des strates, d'informer sur le potentiel de régénération des plantes exotiques. Finalement, comme l'a souligné Barnett et al. (2007), l'avantage de la cartographie à grande échelle (par exemple échelle territoriale) est réalisé que lorsqu'il est combiné avec des techniques basées sur des parcelles, à une échelle fine. Les deux échelles de travail sont ainsi pertinentes.

L'échelle à laquelle nous étudions les invasions biologiques n'influence pas seulement les patrons d'invasion observés ; les processus et les mécanismes écologiques différent également à différentes échelles spatiales (Tableau 5.1) (Pauchard et Shea, 2006). Ainsi, étudier les invasions à différentes échelles s'avère crucial. Deux échelles ont été considérées dans le cadre de notre étude : l'échelle locale (chapitre 2) et l'échelle territoriale (chapitre 1 et 3) (Voir encadré, tableau 5.1). Cependant une troisième échelle manque ; il s'agit de l'échelle régionale (Mascareignes ou région SOOI). Bien que la lutte soit essentielle lorsque l'espèce est présente et largement naturalisée, il est largement reconnu que les méthodes préventives, de type lutte précoce, sont les plus efficaces. Il serait donc intéressant de regarder à l'échelle du SOOI par exemple quelles espèces, absentes de La Réunion mais envahissantes dans les îles voisines, devraient être surveillées. Ce sont 410 espèces envahissantes qui ont été répertoriées à l'échelle du SOOI, mais seules 129 espèces sont envahissantes à La Réunion qui reste toutefois l'île la plus envahie de la zone (Ahmed-Abdou, 2021; Rouget, 2020). Chercher à prioriser les voies d'introduction pourrait donc s'avérer crucial pour éviter de futures invasions (Catford et al., 2012).

Tableau 5.1 : L'importance de l'échelle spatiale sur quelques éléments clés associés au processus d'invasion des plantes (modifié à partir de Pauchard et Shea (2006)). Les encadrés illustrent les sections qui ont été considérées dans le cadre de la thèse en faisant référence aux chapitres concernés.

Echelle / Elément	Globale	Territoriale – paysage	Locale
Dispersion	Introductions intercontinentales / interrégionales	Flux source-puit Expansion de l'aire de répartition	Expansion des patchs d'invasion, des zones envahies
Patron d'invasion: par ex. lié à la diversité	Déclin de la diversité générale (homogénéisation)	Augmentation de la richesse spécifique territoriale	Augmentation ou déclin de la diversité dépendamment des extinctions locales
Etude et surveillance	Listes d'espèces, spécimen de référence, premières détections. Recherche d'espèces exotiques « attendues »	**CHAPITRE 1** Géo référencement de nouvelles zones envahies, surveillance des changements. Déterminer les points chauds d'invasion, les corridors et les nouveaux patchs.	**CHAPITRE 2** Déterminer les changements dans les communautés, mener des études à l'échelle des populations, y compris le contrôle. Etudier les maladies et les interactions avec les insectes
Impacts	Homogénéisation de la flore locale	Modification des cycles biochimiques et des régimes de perturbations, pertes de productions agricoles. Impacts régionaux concentrés sur des éléments spécifiques du paysage (par exemple : réserve biologique ou zones riveraines)	Changement dans la composition de la communauté, les relations de compétition et les déplacements d'espèces indigènes
Contrôle	Limiter les nouvelles introductions, surveillance commerce international. Détection précoce et réponse rapide	**CHAPITRE 3** Concentrer les efforts sur les fronts d'invasion rapides, les listes de surveillance. Adapter les usages et pratiques humaines pour diminuer l'expansion des EEE	Contrôle direct (lutte) sur les populations exotiques. Contrôle des nouveaux foyers d'invasion et des mécanismes de dispersion locale

5.2. Une intégration des travaux de la thèse dans le programme de lutte contre les EEE

A travers la démarche partenariale mise en place durant cette thèse, les travaux issus de cette thèse ont pu être intégrés dans la stratégie et la mise en œuvre des actions de lutte contre les EEE.

5.2.1. De la science à l'action : une démarche concertée entre les acteurs de la conservation de la biodiversité

En 2017, le constat de l'IUCN souligne une fragmentation de la gouvernance, une absence de partage des données et un manque de coordination des actions de lutte à La Réunion. Le rapport souligne un manque de coordination entre les orientations stratégiques de la conservation de la biodiversité et la programmation des chantiers de lutte. Le processus mis en place à travers le Groupe de Travail a permis le développement d'une stratégie de lutte spatialisée qui est maintenant partagée par un grand nombre d'acteurs à La Réunion (Département, Parc National, Office National des Forêts, DEAL, CBNM). Les travaux de la thèse ont contribué au développement méthodologique de cette stratégie spatialisée (voir Chapitre 3).

La figure 5.6 montre la déclinaison des enjeux de conservation en un programme opérationnel de chantiers de lutte financé par le Département. Tout d'abord, les enjeux de conservation, identifiés au chapitre 3, ont été déclinés par les gestionnaires en une stratégie spatialisée. Ainsi l'axe 2 du POLI (Programme Opérationnel de Lutte contre les Invasives, piloté par la DEAL) vise à renforcer les actions dans les zones à enjeux prioritaires (cf. Figure 4.6 du chapitre 3). Cette stratégie spatialisée est aussi un élément central du Projet d'Etablissement du Parc National de La Réunion (voir ci-dessous) et elle fut déclinée en Aires de Conservation Intenses par l'Office National des Forêts. C'est donc une vision partagée, celle des enjeux de conservation, co-developpée et partagée par les décideurs et gestionnaires qui a servi de base à l'orientation et la programmation d'un programme opérationnel. Celui-ci a été par la suite décliné en chantiers de lutte.

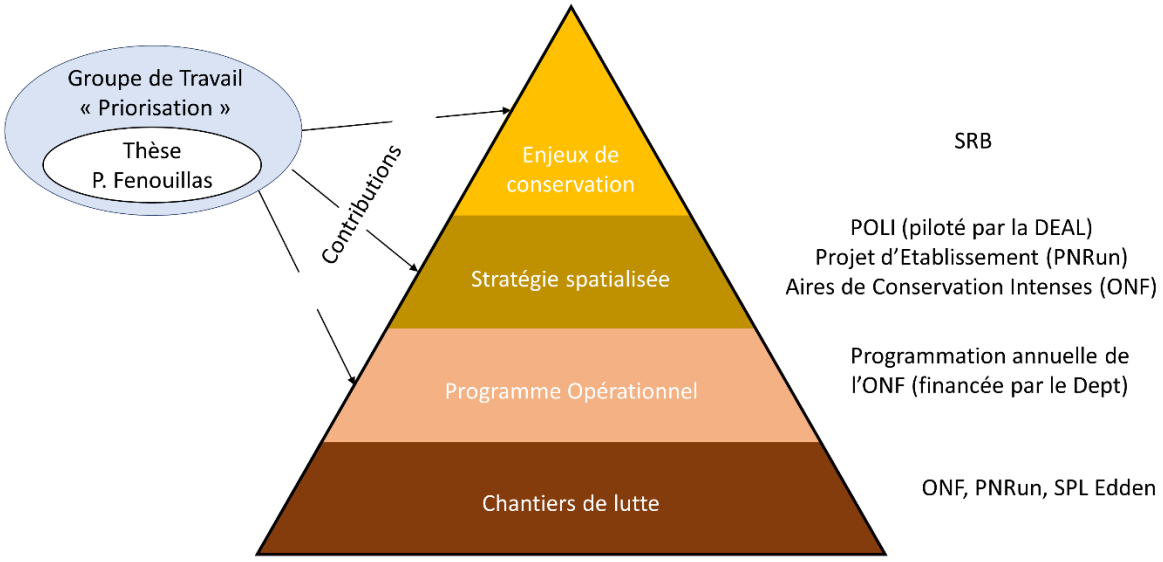


Figure 5.6 : Déclinaison des enjeux de conservation en un programme opérationnel coordonné de chantiers de lutte.

La démarche mise en œuvre au sein du Groupe de Travail, avec ses trois niveaux de gouvernance – comité de pilotage (CoPil), comité technique (CoTech) et atelier de travail (AT) – et leur interaction régulière a permis l'intégration des différentes sphères de décisions et la validation des travaux au cours de la démarche. Au cours des trois années, ce fut des interactions régulières avec à ce jour 17 réunions au niveau « Ateliers de Travail », 8 au niveau « Comité Technique » et deux « Comités de Pilotage » (Figure 5.7). Un exemple de cette intégration est la présentation de la démarche et des résultats de priorisation des actions de lutte par le Département et l'adoption de celle-ci au Comité Eau et Biodiversité en septembre 2019, l'instance la plus haute de gouvernance sur la biodiversité à La Réunion.

Au cours de cette démarche avec de multiples acteurs, mon implication s'est essentiellement concentrée au niveau des Ateliers de Travail et la restitution en Comité Technique. Ainsi j'ai pu co-animer certaines réunions autour du développement de la méthode et je présentais l'avancée de mes travaux à chaque AT. Bien que la démarche fut mise en place par l'ensemble des acteurs, mon rôle fut de proposer des solutions techniques (telle que l'utilisation de la méthodologie Zonation présentée au chapitre 3), de compiler et de synthétiser les données existantes (telles que le degré d'invasion dans le chapitre 1), de proposer de nouvelles méthodologies et d'analyser les résultats (chapitre 2 par exemple).

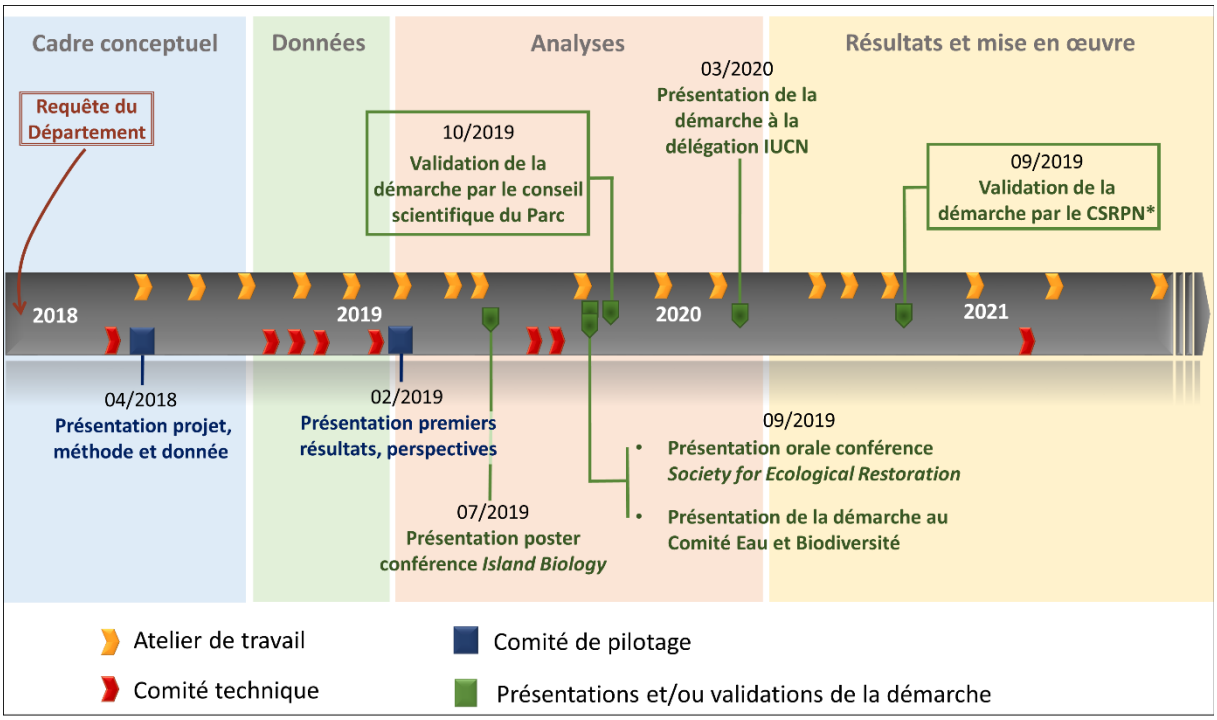


Figure 5.7 : Frise chronologique représentant les interactions régulières entre les trois niveaux de gouvernance du partenariat et les présentations clés du projet lors d'instances extérieures.

5.2.2. Intégration des travaux de thèse dans la programmation des actions de lutte

Les allers-retours entre questionnement scientifique et mise en place opérationnelle des actions de lutte ont facilité l'intégration des résultats dans les programmes d'activités des principaux gestionnaires à La Réunion (Figure 5.6). Ci-dessous sont présentés quelques exemples d'intégration des résultats de thèse dans la programmation des actions du Parc national et de l'Office National des Forêts.

5.2.2.1. Intégration dans les actions du Parc national de La Réunion

La stratégie spatialisée mise en place fait partie intégrante du projet d'établissement (c'est-à-dire la feuille de route des activités sur 3 ans) du Parc national de La Réunion. Le projet d'établissement est structuré, sur une période de trois ans, en différents axes et projets eux même déclinés en activités dont certaines sont directement alimentées par les travaux mis en place dans le cadre de cette thèse.

Les activités suivantes font par exemple partis du plan d'action 2019-2021 du Parc national :

« - Construire et faire partager une stratégie spatialisée des **enjeux prioritaires**

- Concevoir et déployer un dispositif de biosécurité sur les « espaces, sites et itinéraires » situés en **zone prioritaire de conservation**
- Gestion et valorisation des friches en lisière des **espaces naturel à enjeux** »

Ces activités font référence à la cartographie des enjeux de conservation développée au Chapitre 3.

5.2.2.2. Une intégration de cartographie des priorités d'actions de lutte dans les travaux de l'ONF

Pour l'ONF, le gestionnaire principal de la lutte contre les EEE, la cartographie des priorités d'actions de lutte (Chapitre 3) a permis de réorienter le positionnement des Aires de Conservation Intenses (ACI) et d'orienter la programmation des chantiers de lutte pour les années 2020 et 2021. Les ACIs demeurent un outil stratégique clé pour l'ONF qui permet de prioriser les zones d'interventions. En 2020, l'ONF a procédé à un réajustement des ACIs selon la carte des priorités de lutte. En alignant la carte des ACIs avec la carte des priorités de lutte, la démarche du Groupe de Travail a permis de coordonner la lutte au sein de plusieurs organismes.

La cartographie des priorités des actions de lutte n'a pas impliqué une réorganisation complète des ACIs, mais un réalignement de ces dernières selon les résultats des travaux de priorisation. Ainsi, il est possible de voir sur la Figure 5.8 le nouveau positionnement des ACIs. Certaines ACIs ont été modifiées, de nouvelles sont apparues et certaines ont été supprimées.

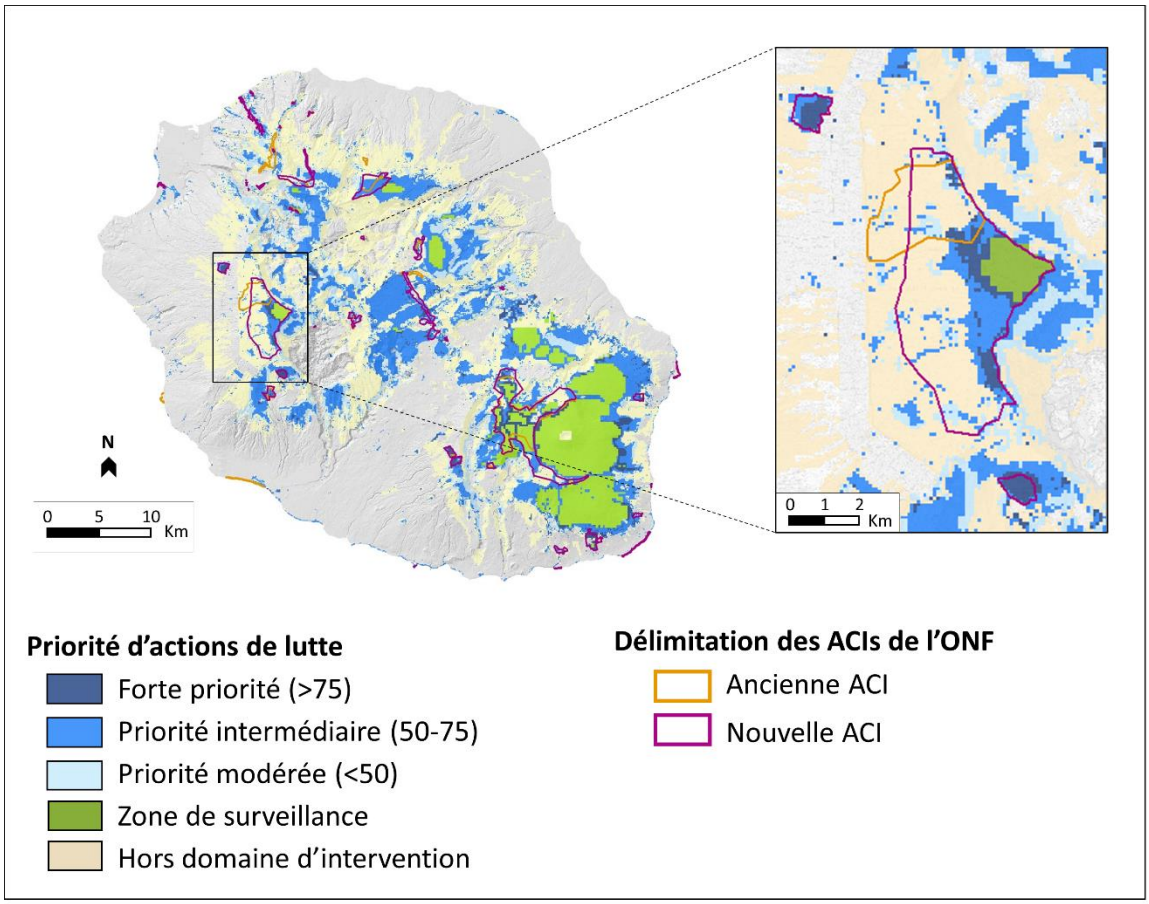


Figure 5.8 : Réalignement des ACIs de l'ONF selon la cartographie des priorités d'actions de lutte. Dans l'encadré est représenté un zoom sur la zone de la Forêt Départemento-domaniale des Hauts sous le vent. Les valeurs entre parenthèse correspondent au score obtenu des priorités de lutte sur une échelle de 0 à 100, représentant les faibles priorités (0) et les fortes priorités (100).

Ces travaux de priorisation menés de concert avec les gestionnaires, n'impliquent pas une réorganisation complète du positionnement des chantiers ONF pour les années à venir. Une analyse de la programmation des chantiers de lutte 2019 qui représentent plus de 600ha et près de 1.4 million d'euros a mis en évidence l'alignement remarquable de la programmation avec la stratégie spatialisée. Ainsi plus de 90% des chantiers programmés par l'ONF, tant en budget qu'en superficie (Figure 5.9), sont localisés dans des zones identifiées comme prioritaires dans le chapitre 3. Il existe donc une très bonne correspondance entre la stratégie mise en place et les chantiers ONF.

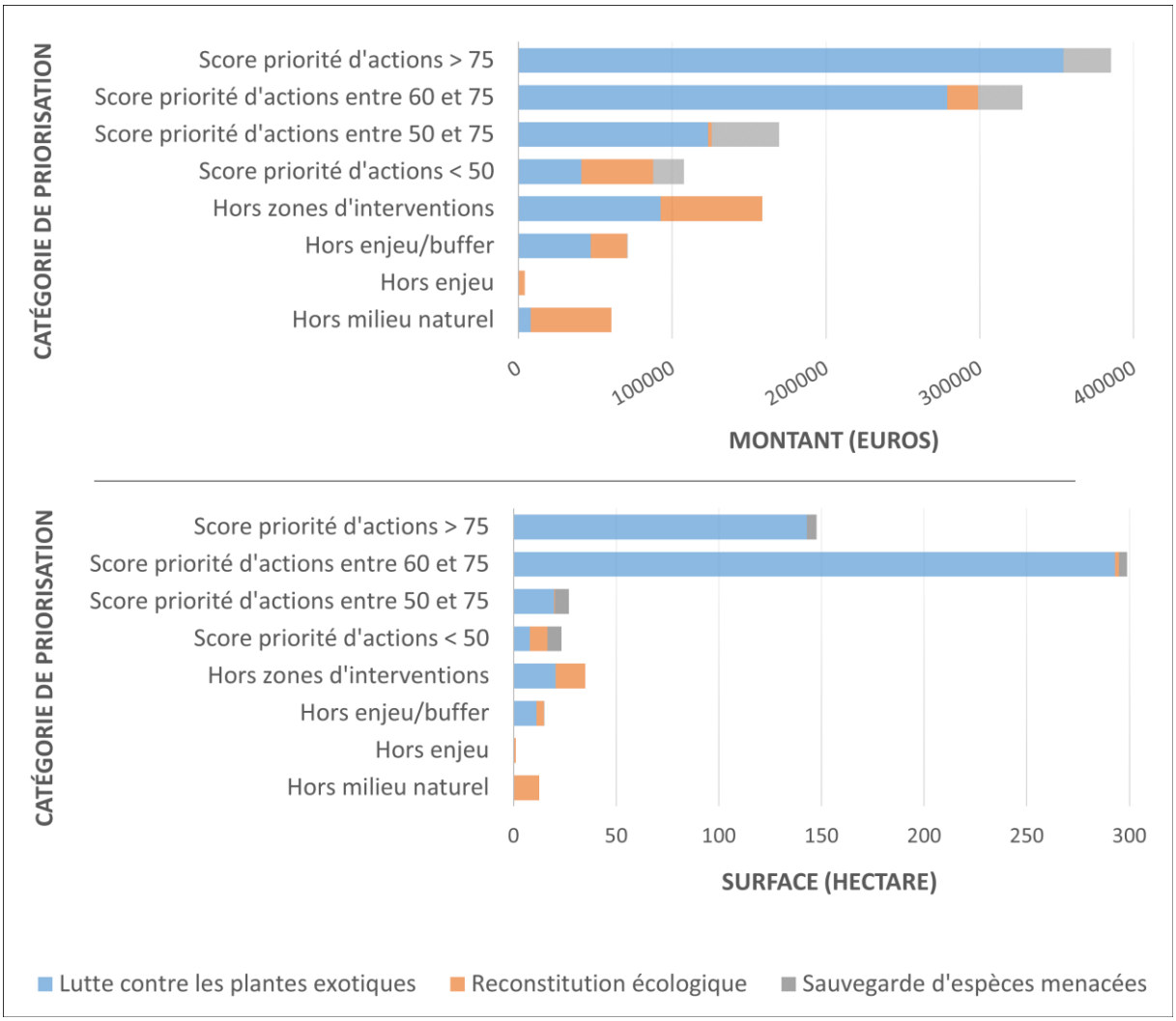


Figure 5.9 : Alignement de la programmation des chantiers ONF 2019 avec les travaux de priorisation issus de la thèse (en termes de montant et de surface)

5.3. Une approche transdisciplinaire

Bien que le fossé entre science et action ait été largement identifié comme problématique dans la littérature et que des pistes d'amélioration ont été suggérées ; peu d'études de cas ont été publiées dans la littérature (Arlettaz et al., 2010; Roux et al., 2006; Shackleton et al., 2009). Ici, nous avons mis en place à travers le Groupe de Travail, une approche transdisciplinaire afin d'apporter une démarche scientifique pour orienter les actions de lutte contre les EEE à La Réunion.

Le niveau d'intégration des résultats issus des travaux de cette thèse dans la programmation opérationnelle des gestionnaires n'était pas anticipé au début de la mise en place de ce projet. Ici nous proposons quelques pistes de réflexion afin d'évaluer le processus et la démarche mise en place.

5.3.1. Réflexion sur le processus transdisciplinaire mis en place

Pour rappel en 2017, l'UNESCO de par la publication d'un rapport a appelé à la prudence dans la gestion des espèces végétales exotiques à La Réunion. Suite à cela, un Groupe de Travail réunissant scientifiques, gestionnaires et décideurs a vu le jour afin de convenir d'une vision et d'une méthode de travail communes.

Ce partenariat créé en 2017 pose ainsi le cadre de la démarche transdisciplinaire mise en place afin de gérer plus efficacement les plantes exotiques envahissantes à La Réunion. De telles démarches ont déjà été initiées dans d'autres régions du monde. Nous prendrons comme exemple les travaux de Cockburn et al. (2016) qui grâce à une étude de cas dans la région de Durban en Afrique du Sud, propose un cadre conceptuel et opérationnel permettant de combler le fossé entre science et action grâce à une approche partenariale. Nous montrerons dans cette partie en quoi le partenariat mis en place dans le cadre de notre démarche respecte en grande partie les bonnes pratiques énoncées par Cockburn et al. (2016). La réussite d'un partenariat exige au départ un investissement certain ; la Figure 5.10 présente un ensemble de conditions qu'il faudrait remplir afin de favoriser le succès de tels partenariats. Ces conditions sont présentées sous forme d'actions qui s'organisent à quatre niveaux différents: (a) entre les organisations, (b) au sein des organisations, (c) au sein de l'équipe et (d) au niveau individuel.

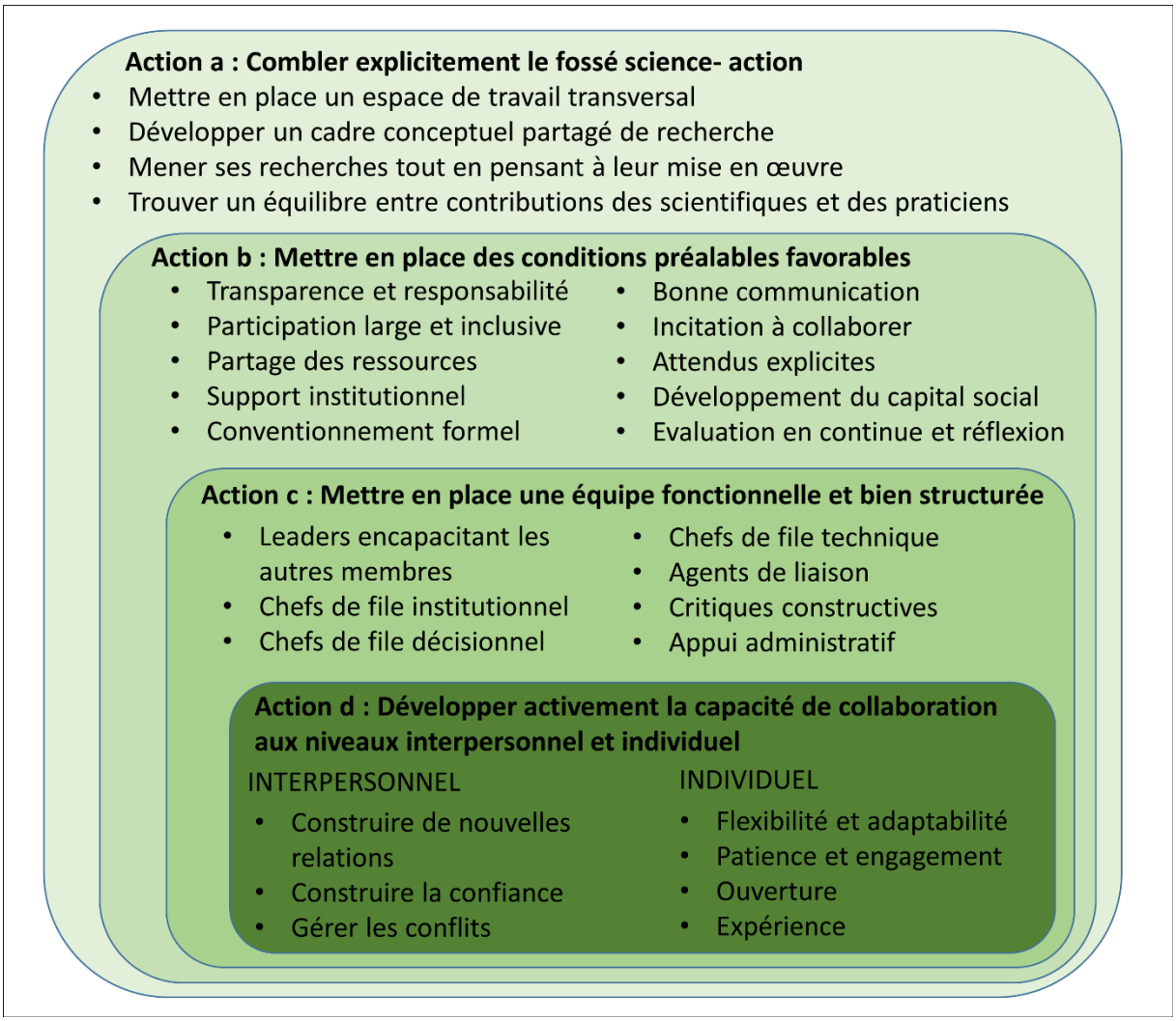


Figure 5.10 : Actions permettant d'établir des partenariats réussis afin de combler le fossé entre science et action. Ces actions se produisent à différents niveaux : (a) entre les organisations : chercher à combler explicitement le fossé science-action, (b) au sein des organisations : mettre en place des conditions préalables favorables au bon déroulement du partenariat, (c) au sein de l'équipe : constituer une équipe fonctionnelle et bien structurée et (d) au niveau individuel : renforcer activement les capacités de collaboration. Schéma modifié à partir de Cockburn et al. (2016).

Dans notre cas, deux facteurs clés présentés ci-dessous mis en place dans le cadre de notre approche ont fortement contribués à l'Action (a), à savoir combler le fossé science-action.

La mise en place du « Groupe de travail priorisation » a fait office d'espace de travail transversal où les différents acteurs ont pu se retrouver et échanger librement. Au sein de cette espace, les trois niveaux de gouvernance et leurs interactions régulières (Figure 5.7) ont ainsi permis de maintenir des interactions sur le long terme entre les différents acteurs du projet. Ces interactions soutenues et le partage de connaissances qui en découle entre

institutions ont souvent des impacts plus importants sur le terrain que les résultats de recherche en eux-mêmes (Shackleton et al., 2009). La mise en place d'espaces de travail ou d'institutions transversales n'implique pas uniquement la conception de programmes de recherche et la cogénération de connaissance mais participe activement à la création d'un capital social par le biais de développement de nouvelles relations et réseaux de travail et de collaborations entre participants par exemple (Cockburn et al., 2016; Harris and Lyon, 2013). Une note de cadrage a également été rédigée servant de cadre conceptuel au projet. La rédaction d'un tel document permet de rendre tangible la vision de recherche conjointe au sein du partenariat (Morse et al., 2007) et de définir les rôles de chacun de manière formelle pour s'assurer que chercheurs et responsables de la mise en œuvre travaillent ensemble de façon équilibrée.

Plusieurs caractéristiques ont été mises en place au cours du partenariat constituant un ensemble préalable de conditions favorables à son bon déroulement (Figure 5.10, action b). Ainsi la participation aux différents ateliers de travail s'est faite de manière inclusive puisqu'elle était largement ouverte à tous les participants volontaires. Le partage de ressources a été initié dès le début du partenariat ce qui a permis de solliciter une base importante de données pour la réalisation de plusieurs cartes. L'ensemble des documents produits, quant à la démarche, l'approche mise en place ou les résultats obtenus, ont été largement partagés à l'ensemble des membres du partenariat. Une évaluation de la démarche a également été réalisée et sera discutée dans la section suivante.

Finalement, ces conditions préalables ne pourront être efficaces que si les équipes et les participants du projet présentent certaines caractéristiques pour pouvoir profiter de l'environnement de travail propice (Cheruvelil et al., 2014). Ainsi l'identification de « personnes ressources » au sein de chaque institution avec un rôle central prédéfini, la capacité de collaboration entre institutions et entre personnes sont des facteurs déterminants le succès d'un partenariat (Figure 5.10, actions c et d). Une évolution a été constatée au fil des mois au sein du « GT priorisation » à mesure que les relations de travail, le rôle de chacun et la confiance mutuelle se construisaient. Les caractéristiques personnelles des membres du partenariat, telles que la flexibilité, l'adaptabilité, la patience et l'expérience passée de partenariats similaires ont également été importantes.

5.3.2. Une première évaluation du processus

Afin de permettre une évaluation du processus transdisciplinaire mis en place pour répondre au besoin d'amélioration de la gestion des EEE sur l'île, un questionnaire a été envoyé à l'ensemble des membres du Groupe de Travail. Ce questionnaire est disponible en Annexe 5.1.

Description des participants :

Le questionnaire a été envoyé à 35 personnes et nous avons obtenu 19 réponses ; soit un taux de réponse de 54%. Parmi les personnes ayant répondu au questionnaire, 60% d'entre elles étaient gestionnaires, 20% décideurs et 20% travaillaient dans le secteur de la recherche. Parmi les répondants, 68% ont été impliqué dès le début du partenariat, alors que les autres ont rejoint le Groupe de Travail au fil du temps (deux personnes l'ont rejoint en 2021). Sur les 19 personnes interrogées, 90% d'entre elles sont toujours impliquées dans ce partenariat. L'ensemble des niveaux de gouvernance a également été représenté ; certaines personnes étant impliquées dans plusieurs niveaux de gouvernance : 36 % des répondants étaient impliqués au niveau Comité de Pilotage, 58 % au niveau Comité Technique, 63% au niveau Ateliers de Travail.

Finalement les réponses obtenues au travers de ce questionnaire sont représentatives de l'ensemble des membres du Groupe de travail mis en place et peuvent donc être exploitées pour quantifier le niveau de satisfaction globale des participants.

Niveau de satisfaction :

Plus de 95 % des personnes questionnées sont satisfaites de ce partenariat ; dont plus de 50% sont très satisfaites. Quatre aspects du partenariat sont particulièrement appréciés des membres du Groupe de travail : l'amélioration des connaissances, la mise en place d'outil de gestion, la collaboration avec d'autres institutions et la création de solutions innovantes. Le Tableau 5.2 présente les facteurs qui ont le plus influencé ou limité le succès du partenariat selon les participants.

Tableau 5.2 : Facteurs ayant favorisés et limités le succès du partenariat selon les réponses au questionnaire. Les frises verte et orange indiquent le nombre de votes obtenus pour chacune des catégories de réponses proposées.

Facteurs favorisants	**Facteurs limitants**
Collaboration, implication et disponibilité des partenaires	Crise sanitaire
Animation	Ressources allouées (temps et finance)
Objectifs et méthodes de travail partagés	Objectifs et méthodes de travail partagés
Gouvernance du projet	Communication

Les facteurs identifiés comme favorisant le succès du partenariat s'intègrent dans chacune des quatre actions de la Figure 5.10. Ainsi, des points positifs sont à soulever à différents niveaux d'organisation : entre organisation (Fig. 5.10 action a), au sein de chaque organisation (action b), au sein de l'équipe formée (action c) et au niveau individuel (action d). Les résultats du questionnaire ont montré une grande appréciation des capacités de collaboration, d'implication des partenaires ainsi que de l'animation mise en place pendant les différents groupes de travail ; ce qui se rapporte aux actions (c) et (d) (Figure 5.10). A l'inverse les facteurs identifiés comme limitant le succès du partenariat sont principalement associés à l'action (b). Ainsi, le partenariat mis en place possède une équipe fonctionnelle avec des capacités de collaboration et d'implication des partenaires très appréciées mais des conditions préalables pas toujours optimales. Le manque de ressources allouées a particulièrement été mis en avant dans les réponses obtenues. Les objectifs et méthodes de travail partagés apparaissent à la fois comme un facteur favorisant le succès du partenariat selon certaines réponses, mais apparaissent également comme facteur limitant selon d'autres réponses. Cela semble indiquer que les objectifs et méthodes ont bien été définis mais n'ont forcément été toujours partagés.

Appréciation des résultats

Les résultats identifiés comme les plus significatifs sont les résultats cartographiques, la démarche partagée, la dynamique ainsi que la mise en œuvre des résultats. Une note de cadrage définissait les objectifs et attentes de ce projet. Nous avons demandé via le

questionnaire si le processus mis en place avait permis de répondre attentes initiales telles que définies dans la note de cadrage. Les résultats sont présentés dans le Tableau 5.3. Dans l'ensemble le projet a permis de répondre totalement ou en partie aux attentes initiales.

Tableau 5.3 : Réponse au questionnaire à la question « Le partenariat a –t-il répondu aux attentes initiales telles qu'elles étaient définies dans la note de cadrage ? ». La taille des cercles est proportionnelle au nombre de vote par catégorie.

Attentes initiales de la note de cadrage	Oui	En partie	Non	Je ne sais pas
• Méthode de priorisation concertée et partagée	12	4	1	2
• Cartographie de la valeur patrimoniale	11	6	-	2
• Cartographie du degré d'invasion	11	8	-	-
• Cartographie des autres menaces	3	6	6	4
• Cartographie des enjeux de conservation	11	6	-	2
• Cartographie des priorités d'action	11	7	1	-
• Identification des manques de connaissances	7	9	-	3
• Stratégie opérationnelle priorisant les actions de gestion des PEE	5	11	-	3
• Définition d'une démarche pour le développement d'une stratégie d'acquisition et d'une méthodologie de recueil de données communes	3	9	4	3
• Valorisation des données sous formes d'ouvrages et de publication	7	8	2	2

Plus de 80% des répondants ont trouvé que les résultats issus de ce partenariat ont été mis en œuvre sur le terrain. Les exemples de mise en œuvre cités par les répondants incluent la mise à jour des ACIs, l'utilisation des résultats cartographiques pour prioriser la gestion des EEE ou encore le déploiement du dispositif de biosécurité sur les sentiers de l'île.

En conclusion, ce questionnaire a permis de réaliser une première évaluation du partenariat. Dans l'ensemble, la perception des membres de ce Groupe de Travail est positive ; 95% des personnes interrogées souhaitent rester impliquées dans ce partenariat. Le questionnaire a soulevé les limites actuelles du processus et nous renseigne sur des pistes d'amélioration.

5.4. Conclusion

Les travaux de cette thèse ont permis d'approfondir les connaissances sur les patrons d'invasion par les plantes exotiques à La Réunion. Ce socle de connaissance pourra servir de base pour d'autres travaux sur la compréhension des processus écologiques mis en œuvre afin d'expliquer ces patrons. Il serait notamment important de mieux comprendre le rôle des voies d'introductions (par exemple chemins, routes, ravines) qui facilitent la propagation des espèces exotiques. Cette dynamique de l'invasion reste mal renseignée à La Réunion. L'impact du changement de l'occupation du sol voire des changements climatiques reste aussi à évaluer sur la dynamique spatio-temporelle des invasions observées.

A travers cette thèse, la mise en place du GT a permis de créer une dynamique entre acteurs de la conservation de la biodiversité jusqu'à maintenant peu présente à La Réunion. Cette dynamique reste toutefois à pérenniser afin de poursuivre ces travaux sur le long-terme. De nombreux sujets ont été évoqués lors des échanges au cours des différentes réunions du GT qui nécessitent une continuation de cette dynamique de travail entre décideurs, gestionnaires et scientifiques. Par exemple, a été évoqué la nécessité du changement d'échelle afin de positionner les chantiers de lutte, l'évaluation et le suivi des actions de lutte.

Le territoire de La Réunion reste un observatoire privilégié des écosystèmes tropicaux insulaires montagnards où une plus forte collaboration entre recherche et action permettrait de préserver au mieux la richesse de ce patrimoine.

6. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Adhikari, D., Tiwary, R., Barik, S.K., 2015. Modelling Hotspots for Invasive Alien Plants in India. PLoS ONE 10, e0134665. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0134665

Ahmed-Abdou, A., 2021. Diversité des écosystèmes terrestres de La Grande Comore et invasion par les plantes introduites : état des lieux, régénération sur coulées de lave et comparaison avec les îles du Sud-Ouest de l'océan Indien. Université de La Réunion, Saint-Denis, La Reunion.

Alexander, J., Lembrechts, J., Cavieres, L., Daehler, C., Haider, S., Kueffer, C., Liu, G., Mcdougall, K., Milbau, A., Pauchard, A., Rew, L., Seipel, T., 2016. Plant invasions into mountains and alpine ecosystems: current status and future challenges. Alpine Botany 126. https://doi.org/10.1007/s00035-016-0172-8

Alpert, P., Bone, E., Holzapfel, C., 2000. Alpert P, Bone E, Holzapfel C. Invasiveness, invasibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants. Perspect Plant Ecol Evol Syst 3: 52-66. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics 3, 52–66. https://doi.org/10.1078/1433-8319-00004

Andreu, J., Vilà, M., Hulme, P.E., 2009. An Assessment of Stakeholder Perceptions and Management of Noxious Alien Plants in Spain. Environmental Management 43, 1244. https://doi.org/10.1007/s00267-009-9280-1

Arlettaz, R., Schaub, M., Fournier, J., Reichlin, T.S., Sierro, A., Watson, J.E.M., Braunisch, V., 2010. From Publications to Public Actions: When Conservation Biologists Bridge the Gap between Research and Implementation. BioScience 60, 835–842. https://doi.org/10.1525/bio.2010.60.10.10

Ballari, S.A., Cuevas, M.F., Cirignoli, S., Valenzuela, A.E.J., 2015. Invasive wild boar in Argentina: using protected areas as a research platform to determine distribution, impacts and management. Biol Invasions 17, 1595–1602. https://doi.org/10.1007/s10530-014-0818-7

Baret, Stéphane, Rouget, M., Richardson, D., Christophe, L., Egoh, B., DUPONT, J., Strasberg, D., 2006. Current distribution and potential extent of the most invasive alien plant species on La Réunion (Indian Ocean, Mascarene Islands). Austral Ecology 31, 747–758. https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2006.01636.x

Baret, Stephane, Rouget, M., Richardson, D.M., Lavergne, C., Egoh, B., Dupont, J., Strasberg, D., 2006. Current distribution and potential extent of the most invasive alien plant species on La Réunion (Indian Ocean, Mascarene islands). Austral Ecology 31, 747–758. https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2006.01636.x

Barnett, D.T., Stohlgren, T.J., Jarnevich, C.S., Chong, G.W., Ericson, J.A., Davern, T.R., Simonson, S.E., 2007. The Art and Science of Weed Mapping. Environmental Monitoring and Assessment 132, 235–252. https://doi.org/10.1007/s10661-006-9530-0

Barney, J.N., Tekiela, D.R., Dollete, E.S., Tomasek, B.J., 2013. What is the "real" impact of invasive plant species? Frontiers in Ecology and the Environment 11, 322–329. https://doi.org/10.1890/120120

Barrett, Barrett, 1997. Reserve design and the new conservation theory, in: Pickett STA, Ostfeld RS, Shachak M et al (Eds) The Ecological Basis of Conservation. Heterogeneity, Ecosystems and Biodiversity. Chapman and Hall, New York, pp. 236–251.

Bartlett, L.J., Newbold, T., Purves, D.W., Tittensor, D.P., Harfoot, M.B.J., 2016. Synergistic impacts of habitat loss and fragmentation on model ecosystems. Proc. R. Soc. B. 283, 20161027. https://doi.org/10.1098/rspb.2016.1027

Bellard, Céline, Cassey, P., Blackburn, T.M., 2016a. Alien species as a driver of recent extinctions. Biology Letters 12, 20150623. https://doi.org/10.1098/rsbl.2015.0623

Bellard, Céline, Cassey, P., Blackburn, T.M., 2016b. Alien species as a driver of recent extinctions. Biology Letters 12, 20150623. https://doi.org/10.1098/rsbl.2015.0623

Bellard, C., Leroy, B., Thuiller, W., Rysman, J. -F., Courchamp, F., Collins, S., 2016. Major drivers of invasion risks throughout the world. Ecosphere 7, 1–14. https://doi.org/10.1002/ecs2.1241

Bellard, C., Rysman, J.-F., Leroy, B., Claud, C., Mace, G.M., 2017. A global picture of biological invasion threat on islands. Nat. Ecol. Evol. 1, 1862-+. https://doi.org/10.1038/s41559-017-0365-6

Blackburn, T.M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J.T., Duncan, R.P., Jarošík, V., Wilson, J.R.U., Richardson, D.M., 2011. A proposed unified framework for biological invasions. Trends Ecol Evol 26, 333–339. https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.03.023

Borges, P.A.V., Cardoso, P., Kreft, H., Whittaker, R.J., Fattorini, S., Emerson, B.C., Gil, A., Gillespie, R.G., Matthews, T.J., Santos, A.M.C., Steinbauer, M.J., Thébaud, C., Ah-Peng, C., Amorim, I.R., Aranda, S.C., Arroz, A.M., Azevedo, J.M.N., Boieiro, M., Borda-de-Água, L., Carvalho, J.C., Elias, R.B., Fernández-Palacios, J.M., Florencio, M., González-Mancebo, J.M., Heaney, L.R., Hortal, J., Kueffer, C., Lequette, B., Martín-Esquivel, J.L., López, H., Lamelas-López, L., Marcelino, J., Nunes, R., Oromí, P., Patiño, J., Pérez, A.J., Rego, C., Ribeiro, S.P., Rigal, F., Rodrigues, P., Rominger, A.J., Santos-Reis, M., Schaefer, H., Sérgio, C., Serrano, A.R.M., Sim-Sim, M., Stephenson, P.J., Soares, A.O., Strasberg, D., Vanderporten, A., Vieira, V., Gabriel, R., 2018. Global Island Monitoring Scheme (GIMS): a proposal for the long-term coordinated survey and monitoring of native island forest biota. Biodivers Conserv 27, 2567–2586. https://doi.org/10.1007/s10531-018-1553-7

Bower, S.D., Brownscombe, J.W., Birnie-Gauvin, K., Ford, M.I., Moraga, A.D., Pusiak, R.J.P., Turenne, E.D., Zolderdo, A.J., Cooke, S.J., Bennett, J.R., 2018. Making Tough Choices: Picking the Appropriate Conservation Decision-Making Tool. Conservation Letters 11, e12418. https://doi.org/10.1111/conl.12418

Bradley, B.A., Marvin, D.C., 2011. Using Expert Knowledge to Satisfy Data Needs: Mapping Invasive Plant Distributions in the Western United States. Western North American Naturalist 71, 302–315. https://doi.org/10.3398/064.071.0314

Braun-Blanquet, J., Roussine, N., Nègre, R., Emberger, L., 1952. Les Groupements végétaux de la France méditerranéenne. CNRS, France.

Breiman, L., 2001. Random Forests. Machine Learning 45, 5–32. https://doi.org/10.1023/A:1010933404324

Brown, W.T., Krasny, M.E., 2001. Volunteer Monitoring of Non-Indigenous, Invasive Plant Species in the Adirondack Park, New York (USA). Natural Areas Journal 21, 189–196.

Brundu, G., Aksoy, N., Brunel, S., Eliáš, P., Fried, G., 2011. Rapid surveys for inventorying alien plants in the Black Sea region of Turkey: Alien plants in the Black Sea region of Turkey. EPPO Bulletin 41, 208–216. https://doi.org/10.1111/j.1365-2338.2011.02455.x

Butchart, S.H.M., Walpole, M., Collen, B., van Strien, A., Scharlemann, J.P.W., Almond, R.E.A., Baillie, J.E.M., Bomhard, B., Brown, C., Bruno, J., Carpenter, K.E., Carr, G.M., Chanson, J., Chenery, A.M., Csirke, J., Davidson, N.C., Dentener, F., Foster, M., Galli, A., Galloway, J.N., Genovesi, P., Gregory, R.D., Hockings, M., Kapos, V., Lamarque, J.-F., Leverington, F., Loh, J., McGeoch, M.A., McRae, L., Minasyan, A., Morcillo, M.H., Oldfield, T.E.E., Pauly, D., Quader, S., Revenga, C., Sauer, J.R., Skolnik, B., Spear, D., Stanwell-Smith, D., Stuart, S.N., Symes, A., Tierney, M., Tyrrell, T.D., Vie, J.-C., Watson, R., 2010. Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. Science 328, 1164–1168. https://doi.org/10.1126/science.1187512

Büyüktahtakın, İ.E., Haight, R.G., 2018. A review of operations research models in invasive species management: state of the art, challenges, and future directions. Annals of Operations Research 271, 357–403. https://doi.org/10.1007/s10479-017-2670-5

Byers, J.E., Reichard, S., Randall, J.M., Parker, I.M., Smith, C.S., Lonsdale, W.M., Atkinson, I.A.E., Seastedt, T.R., Williamson, M., Chornesky, E., Hayes, D., 2002. Directing Research to Reduce the Impacts of Nonindigenous Species. Conservation Biology 16, 630–640. https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01057.x

Cadet, T., 1977a. La végétation de l'île de La Réunion : étude phytoécologique et phytosociologique. Université d'Aix-Marseille, France.

Cadet, T., 1977b. La végétation de l'île de La Réunion: étude phytoécologique et phytosociologique (Doctoral dissertation). Université d'Aix-Marseille, France.

Cadet, T., Figier, J., 1985. Réserve naturelle de Mare Longue (Saint-Philippe, Réunion). Etude floristique et écologique. Université de La Réunion.

Carver, S., Evans, A.J., Fritz, S., 2002. Wilderness attribute mapping in the United Kingdom. International Journal of Wilderness 8, 24–29.

Carwardine, J., O'Connor, T., Legge, S., Mackey, B., Possingham, H.P., Martin, T.G., 2012. Prioritizing threat management for biodiversity conservation: Biodiversity threat management prioritization. Conservation Letters 5, 196–204. https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2012.00228.x

Catford, J.A., Downes, B.J., 2010. Using multi-scale species distribution data to infer drivers of biological invasion in riparian wetlands: Multi-scale surveys can infer drivers of plant invasion. Diversity and Distributions 16, 20–32. https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2009.00631.x

Catford, J.A., Vesk, P.A., Richardson, D.M., Pyšek, P., 2012. Quantifying levels of biological invasion: towards the objective classification of invaded and invasible ecosystems. Glob Change Biol 18, 44–62. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02549.x

Catford, J.A., Vesk, P.A., White, M.D., Wintle, B.A., 2011. Hotspots of plant invasion predicted by propagule pressure and ecosystem characteristics. Diversity and Distributions 17, 1099–1110. https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00794.x

CBNM, 2020. Mascarine Cadetania [WWW Document]. URL https://mascarine.cbnm.org (accessed 10.15.20).

Ceballos, G., Ehrlich, P.R., Barnosky, A.D., García, A., Pringle, R.M., Palmer, T.M., 2015. Accelerated modern human–induced species losses: Entering the sixth mass extinction. Sci. Adv. 1, e1400253. https://doi.org/10.1126/sciadv.1400253

Cheney, C., Esler, K.J., Foxcroft, L.C., van Wilgen, N.J., 2020. The dominating influence of efficacy above management strategy in the long-term success of alien plant clearing programmes. Journal of Environmental Management 271, 110836. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110836

Cheruvelil, K.S., Soranno, P.A., Weathers, K.C., Hanson, P.C., Goring, S.J., Filstrup, C.T., Read, E.K., 2014. Creating and maintaining high-performing collaborative research teams: the importance of diversity and interpersonal skills. Frontiers in Ecology and the Environment 12, 31–38. https://doi.org/10.1890/130001

Chytrý, M., Jarošík, V., Pyšek, P., Hájek, O., Knollová, I., Tichý, L., Danihelka, J., 2008a. Separing habitat invasibility by alien plants from the actual level of invasion. Ecology 89, 1541–1553. https://doi.org/10.1890/07-0682.1

Chytrý, M., Jarošík, V., Pyšek, P., Hájek, O., Knollová, I., Tichý, L., Danihelka, J., 2008b. Separating Habitat Invasibility By Alien Plants From the actual level of invasion. Ecology 89, 1541–1553. https://doi.org/10.1890/07-0682.1

Chytrý, M., Pyšek, P., Wild, J., Pino, J., Maskell, L.C., Vilà, M., 2009. European map of alien plant invasions based on the quantitative assessment across habitats. Diversity and Distributions 15, 98–107. https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00515.x

Chytrý, M., Wild, J., Pyšek, P., Jarošík, V., Dendoncker, N., Reginster, I., Pino, J., Maskell, L.C., Vilà, M., Pergl, J., Kühn, I., Spangenberg, J.H., Settele, J., 2012. Projecting trends in plant invasions in Europe under different scenarios of future land-use change. Global Ecology and Biogeography 21, 75–87. https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00573.x

Cockburn, J., Rouget, M., Slotow, R., Roberts, D., Boon, R., Douwes, E., O'Donoghue, S., Downs, C.T., Mukherjee, S., Musakwa, W., Mutanga, O., Mwabvu, T., Odindi, J., Odindo, A., Procheş, Ş., Ramdhani, S., Ray-Mukherjee, J., Sershen, Schoeman, M.C., Smit, A.J., Wale, E., Willows-Munro, S., 2016. How to build science-action partnerships for local land-use planning and management: lessons from Durban, South Africa. E&S 21, art28. https://doi.org/10.5751/ES-08109-210128

Cohen, J., 1960. A Coefficient of Agreement for Nominal Scales. Educational and Psychological Measurement 20, 37–46. https://doi.org/10.1177/001316446002000104

Cook, C.N., Mascia, M.B., Schwartz, M.W., Possingham, H.P., Fuller, R.A., 2013. Achieving Conservation Science that Bridges the Knowledge–Action Boundary. Conservation Biology 27, 669–678. https://doi.org/10.1111/cobi.12050

Corsair, H.J., Ruch, J.B., Zheng, P.Q., Hobbs, B.F., Koonce, J.F., 2009. Multicriteria Decision Analysis of Stream Restoration: Potential and Examples. Group Decis Negot 18, 387–417. https://doi.org/10.1007/s10726-008-9148-4

Crawford, P.H.C., Hoagland, B.W., 2009. Can herbarium records be used to map alien species invasion and native species expansion over the past 100 years? Journal of Biogeography 36, 651–661. https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2008.02043.x

Crowley, S.L., Hinchliffe, S., McDonald, R.A., 2017. Conflict in invasive species management. Frontiers in Ecology and the Environment 15, 133–141. https://doi.org/10.1002/fee.1471

Cutler, D.R., Edwards, T.C., Beard, K.H., Cutler, A., Hess, K.T., Gibson, J., Lawler, J.J., 2007. Random Forests for Classification in Ecology. Ecology 88, 2783–2792. https://doi.org/10.1890/07-0539.1

Cybèle, M.C., 2018. Une analyse socio-économique de la gestion et du contrôle des plantes envahissantes dans l'archipel des Mascareignes (These de doctorat). La Réunion.

D'Antonio, C., Meyerson, L.A., 2002. Exotic Plant Species as Problems and Solutions in Ecological Restoration: A Synthesis. Restoration Ecology 10, 703–713. https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2002.01051.x

Dawson, J., Oppel, S., Cuthbert, R.J., Holmes, N., Bird, J.P., Butchart, S.H.M., Spatz, D.R., Tershy, B., 2015. Prioritizing islands for the eradication of invasive vertebrates in the United Kingdom overseas territories: Prioritizing Islands for Eradications. Conservation Biology 29, 143–153. https://doi.org/10.1111/cobi.12347

De Poorter, M., Pagad, S., Irfan Ullah, M., 2007. Invasive Alien Species and Protected areas: a scoping report Part 1. Scoping the scale and nature of invasive alien species threats to protected areas, impediments to IAS management and mean to address those impediments. Global Invasive Species Programme, Invasive Species Specialist Group.

Deutschewitz, K., Lausch, A., Kühn, I., Klotz, S., 2003. Native and alien plant species richness in relation to spatial heterogeneity on a regional scale in Germany. Global Ecology and Biogeography 12, 299–311. https://doi.org/10.1046/j.1466-822X.2003.00025.x

Diagne, C., Leroy, B., Vaissière, A.-C., Gozlan, R.E., Roiz, D., Jarić, I., Salles, J.-M., Bradshaw, C.J.A., Courchamp, F., 2021. High and rising economic costs of biological invasions worldwide. Nature 592, 571–576. https://doi.org/10.1038/s41586-021-03405-6

Dietz, H., Kueffer, C., Parks, C., 2006. MIREN: A New Research Network Concerned With Plant Invasion into Mountain Areas. Mountain Research and Development 26, 80–81.

Dikau, R., 1989. The application of a digital relief model to landform analysis in geomorphology, in: Raper, J. (Ed.), Three-Dimensional Applications in Geographical Information Systems. Taylor & Francis, London, pp. 51–77.

DIREN, ONCFS, 2014. Stratégie Réunionnaise pour la Biodiversité. Saint-Denis, Réunion.

Dubois, N.S., Gomez, A., Carlson, S., Russell, D., 2020. Bridging the research-implementation gap requires engagement from practitioners. Conservat Sci and Prac 2. https://doi.org/10.1111/csp2.134

Duperron, B., Lavergne, C., Gigord, L.D.B., 2014. Définition et orientations de mise en oeuvre d'une stratégie opérationnelle de lutte contre les Plantes Exotiques Envahissantes à Mayotte - Volet 1 : Diagnostic - Conservatoire Botanique National de Mascarin & DEAL, 49p.

Dupont, J., 2002. Fiches d'Inventaire des Zones Naturelles d'Intérêt Ecologique, Faunistique et Floristique. SREPEN, DIREN Reunion, Ministere de l'Amenagement du Territoire et de l'Environnement, Saint-Denis, La Reunion.

Dupuy, S., Gaetano, R., 2019. Reunion island - 2017, Land cover map (Pleiades). https://doi.org/10.18167/DVN1/RTAEHK

El-Barougy, R.F., Dakhil, M.A., Halmy, M.W., Gray, S.M., Abdelaal, M., Khedr, A.-H.A., Bersier, L.-F., 2021. Invasion risk assessment using trait-environment and species distribution modelling techniques in an arid protected area: Towards conservation prioritization. Ecological Indicators 129, 107951. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107951

ESRI, 2015. ArcGIS Desktop: version 10. 3. Redlands, Californie: Environmental Systems Research Institute.

Essl, F., Bacher, S., Genovesi, P., Hulme, P.E., Jeschke, J.M., Katsanevakis, S., Kowarik, I., Kühn, I., Pyšek, P., Rabitsch, W., Schindler, S., van Kleunen, M., Vilà, M., Wilson, J.R.U., Richardson, D.M., 2018. Which Taxa Are Alien? Criteria, Applications, and Uncertainties. BioScience 68, 496–509. https://doi.org/10.1093/biosci/biy057

Essl, F., Dawson, W., Kreft, H., Pergl, J., Pysek, P., van Kleunen, M., Weigelt, P., Mang, T., Dullinger, S., Lenzner, B., Moser, D., Maurel, N., Seebens, H., Stein, A., Weber, E., Chatelain, C., Inderjit, Genovesi, P., Kartesz, J., Morozova, O., Nishino, M., Nowak, P.M., Pagad, S., Shu, W., Winter, M., 2019. Drivers of the relative richness of naturalized and invasive plant species on Earth. Aob Plants 11, plz051. https://doi.org/10.1093/aobpla/plz051

Evans, J.S., Murphy, M.A., Holden, Z.A., Cushman, S.A., 2010. Modeling Species Distribution and Change Using Random Forest, in: Drew, C.A., Wiersma, Y.F., Huettmann, F. (Eds.), Predictive Species and Habitat Modeling in Landscape Ecology. Springer, New York, pp. 139–159. https://doi.org/10.1007/978-1-4419-7390-0_8

Fenouillas, P., Ah-Peng, C., Amy, E., Bracco, I., Dafreville, S., Gosset, M., Ingrassia, F., Lavergne, C., Lequette, B., Notter, J., Pausé, J., Payet, G., Payet, N., Picot, F., Poungavanon, N., Strasberg, D., Thomas, H., Triolo, J., Turquet, V., Rouget, M., 2021. Quantifying invasion degree by alien plants species in Reunion Island. Austral Ecology aec.13048. https://doi.org/10.1111/aec.13048

Ferraz, K.M.P.M. de B., Morato, R.G., Bovo, A.A.A., da Costa, C.O.R., Ribeiro, Y.G.G., de Paula, R.C., Desbiez, A.L.J., Angelieri, C.S.C., Traylor-Holzer, K., 2021. Bridging the gap between researchers, conservation planners, and decision makers to improve species conservation decision-making. Conserv. Sci. Pract. 3, e330. https://doi.org/10.1111/csp2.330

Ficetola, G.F., Thuiller, W., Miaud, C., 2007. Prediction and validation of the potential global distribution of a problematic alien invasive species - the American bullfrog: Predicting the success of invasions. Diversity and Distributions 13, 476–485. https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2007.00377.x

Fine, P.V.A., 2002. The invasibility of tropical forests by exotic plants. Journal of Tropical Ecology 18, 687–705. https://doi.org/10.1017/S0266467402002456

Florens, F.B.V., Baider, C., Martin, G.M.N., Seegoolam, N.B., Zmanay, Z., Strasberg, D., 2016. Invasive alien plants progress to dominate protected and best-preserved wet forests of an oceanic island. Journal for Nature Conservation 34, 93–100. https://doi.org/10.1016/j.jnc.2016.09.006

Fournet, J., 2002. Flore illustrée des Phanérogames de Guadeloupe et de Martinique, Nouv. éd. rev. et augm. ed. CIRAD, Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement Gondwana éd, Montpellier] La Trinité [Martinique.

Foxcroft, L.C., 2013. Plant invasions in protected areas: patterns, problems and challenges. Springer, New York.

Foxcroft, L.C., Henderson, L., Nichols, G.R., Martin, B.W., 2003. A revised list of alien plants for the Kruger National Park. Koedoe 46, 21–44. https://doi.org/10.4102/koedoe.v46i2.54

Foxcroft, L.C., Jarošík, V., Pyšek, P., Richardson, D.M., Rouget, M., 2010. Protected-Area Boundaries as Filters of Plant Invasions: Park Boundaries and Invasive Plants. Conservation Biology no-no. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01617.x

Foxcroft, L.C., Pyšek, P., Richardson, D., Genovesi, P., Macfadyen, S., 2017. Plant invasion science in protected areas: progress and priorities. Biological Invasions 19. https://doi.org/10.1007/s10530-016-1367-z

Foxcroft, L.C., Pyšek, P., Richardson, D.M., Pergl, J., Hulme, P.E., 2013. The Bottom Line: Impacts of Alien Plant Invasions in Protected Areas, in: Foxcroft, L.C., Pyšek, P., Richardson, D.M., Genovesi, P. (Eds.), Plant Invasions in Protected Areas. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 19–41. https://doi.org/10.1007/978-94-007-7750-7_2

Foxcroft, L.C., Richardson, D.M., Rouget, M., MacFadyen, S., 2009a. Patterns of alien plant distribution at multiple spatial scales in a large national park: implications for ecology, management and monitoring. Diversity and Distributions 15, 367–378. https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00544.x

Foxcroft, L.C., Richardson, D.M., Rouget, M., MacFadyen, S., 2009b. Patterns of alien plant distribution at multiple spatial scales in a large national park: implications for ecology, management and monitoring. Diversity and Distributions 15, 367–378. https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00544.x

Foxcroft, L.C., Richardson, D.M., Wilson, J.R.U., 2008. Ornamental Plants as Invasive Aliens: Problems and Solutions in Kruger National Park, South Africa. Environmental Management 41, 32–51. https://doi.org/10.1007/s00267-007-9027-9

Foxcroft, L.C., Rouget, M., Richardson, D., Macfadyen, S., 2004. Reconstructing 50 years of Opuntia stricta invasion in the Kruger National Park, South Africa: Environmental determinants and propagule pressure. Diversity and Distributions 10, 427–437. https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2004.00117.x

Frakes, Brent, Flowe, T., Sherill, Kirk.R., 2015. National Park Service Travel Time Cost Surface Model (TTCSM) (No. Natural Resource Report. NPS/NRSS/NRR—2015/933). National Park Service, Fort Collins, Colorado.

Frakes, B, Flowe, T., Sherrill, K.R., 2015. National Park Service travel time cost surface model (TTCSM) (Natural Resource Report). National Park Service., Fort Collins, Colorado.

Gaertner, M., Wilson, J.R.U., Cadotte, M.W., MacIvor, J.S., Zenni, R.D., Richardson, D.M., 2017. Non-native species in urban environments: patterns, processes, impacts and challenges. Biological Invasions 19, 3461–3469. https://doi.org/10.1007/s10530-017-1598-7

Gallardo, B., Zieritz, A., Aldridge, D.C., 2015. The Importance of the Human Footprint in Shaping the Global Distribution of Terrestrial, Freshwater and Marine Invaders. PLoS ONE 10, 1–17. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0125801

Gallien, L., Münkemüller, T., Albert, C.H., Boulangeat, I., Thuiller, W., 2010. Predicting potential distributions of invasive species: where to go from here? Diversity and Distributions 16, 331–342. https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00652.x

Genovesi, P., Monaco, A., 2013. Guidelines for Addressing Invasive Species in Protected Areas, in: Foxcroft, L.C., Pyšek, P., Richardson, D.M., Genovesi, P. (Eds.), Plant Invasions in Protected Areas. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 487–506. https://doi.org/10.1007/978-94-007-7750-7_22

Gill, N., McKiernan, S., Lewis, A., Cherry, H., Annunciato, D., 2020. Biosecurity hygiene in the Australian high country: footwear cleaning practices, motivations, and barriers among visitors to Kosciuszko National park. Australasian Journal of Environmental Management 27, 378–395. https://doi.org/10.1080/14486563.2020.1838352

GISD, 2021. Global Invasive species database [WWW Document]. URL http://www.iucngisd.org/gisd/ (accessed 9.3.21).

Gonzalo-Turpin, H., Couix, N., Hazard, L., 2008. Rethinking Partnerships with the Aim of Producing Knowledge with Practical Relevance: a Case Study in the Field of Ecological Restoration. Ecology and Society 13.

Groom, Q., Strubbe, D., Adriaens, T., Davis, A.J.S., Desmet, P., Oldoni, D., Reyserhove, L., Roy, H.E., Vanderhoeven, S., 2019. Empowering Citizens to Inform Decision-Making as a Way Forward to Support Invasive Alien Species Policy. Citizen Science: Theory and Practice 4, 1–11. https://doi.org/10.5334/cstp.238

Gross, J., Simon, M.J., Ainsworth, A., Mallinson, W., 2017. Established Invasive Plant Species Monitoring (Summary Report). National Park Service, Pacific Island Network – Inventory & Monitoring Program, Haleakalā National Park.

Groves, C., 2003. Drafting a conservation blueprint: a practitioner's guide to planning for biodiversity. Island Press, Washington.

Guo, Q., Fei, S., Dukes, J.S., Oswalt, C.M., Iii, B.V.I., Potter, K.M., 2015. A unified approach for quantifying invasibility and degree of invasion. Ecology 96, 2613–2621. https://doi.org/10.1890/14-2172.1

Hammond, E.H., 1964. Analysis of Properties in Land Form Geography: An Application to Broad-Scale Land Form Mapping. Annals of the Association of American Geographers 54, 11–19.

Harris, A., Timmins, S.M., 2009. Estimating the benefit of early control of all newly naturalised plants, Science for conservation No. 292. New Zealand Department of Conservation, Wellington.

Harris, F., Lyon, F., 2013. Transdisciplinary environmental research: Building trust across professional cultures. Environmental Science & Policy 31, 109–119. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2013.02.006

Hernández, L., Martínez- Fernández, J., Cañellas, I., de la Cueva, A.V., 2014. Assessing spatio-temporal rates, patterns and determinants of biological invasions in forest ecosystems. The case of Acacia species in NW Spain. Forest Ecology and Management 329, 206–213. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.05.058

Higgins, S.I., Richardson, D.M., Cowling, R.M., 2001. Validation of a spatial simulation model of a spreading alien plant population. Journal of Applied Ecology 38, 571–584. https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00616.x

Hirsch Hadorn, G., Hoffmann-Riem, H., Biber-Klemm, S., Grossenbacher-Mansuy, W., Joye, D., Pohl, C., Wiesmann, U., Zemp, E. (Eds.), 2008. Handbook of transdisciplinary research. Springer, Dordrecht ; London.

Hivert, J., 2003. Plantes exotiques envahissantes : état des méthodes de lutte mises en œuvre par l'Office National des Forêts à La Réunion. ONF, La Réunion, France, 319p.

Houston, D.B., Schreiner, E.G., 1995. Alien Species in National Parks: Drawing Lines in Space and Time. Conservation Biology 9, 204–209. https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1995.09010204.x

Huang, C., Asner, G., 2009. Applications of Remote Sensing to Alien Invasive Plant Studies. Sensors 9, 4869–4889. https://doi.org/10.3390/s90604869

Hulme, P.E., 2009a. Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. Journal of Applied Ecology 46, 10–18. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01600.x

Hulme, P.E., 2009b. Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. Journal of Applied Ecology 46, 10–18. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01600.x

Hulme, P.E., Bacher, S., Kenis, M., Klotz, S., Kühn, I., Minchin, D., Nentwig, W., Olenin, S., Panov, V., Pergl, J., Pyšek, P., Roques, A., Sol, D., Solarz, W., Vilà, M., 2008. Grasping at the routes of biological invasions: a framework for integrating pathways into policy. Journal of Applied Ecology 45, 403–414. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01442.x

Hulme, P.E., Burslem, D.F.R.P., Dawson, W., Edward, E., Richard, J., Trevelyan, R., 2013. Aliens in the Arc: Are Invasive Trees a Threat to the Montane Forests of East Africa?, in: Foxcroft, L.C., Pyšek, P., Richardson, D.M., Genovesi, P. (Eds.), Plant Invasions in Protected Areas. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 145–165. https://doi.org/10.1007/978-94-007-7750-7_8

Husson, F., Josse, J., Lê, S., 2008. FactoMineR: An R Package for Multivariate Analysis. Journal of Statistical Software 25. https://doi.org/10.18637/jss.v025.i01

Husson, F., Josse, J., Pages, J., 2010. Principal component methods - hierarchical clustering - partitional clustering: why would we need to choose for visualizing data? (Technical Report). Applied Mathematics Department, Agrocampus.

IGN, 1997. BD-TOPO. Base de données topographiques de La Réunion. Institut Geographique National, Paris.

IPBES, 2019. Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Zenodo. https://doi.org/10.5281/ZENODO.3831673

Isaaks, E.H., Srivastava, R.M., 1989. An Introduction to Applied geostatistics. Oxford University Press, New York.

IUCN (Ed.), 2018. Directives relatives à la planification et à la gestion des espèces envahissantes dans les îles, 1st ed. IUCN, International Union for Conservation of Nature. https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2018.15.fr

IUCN, 2010. IUCN Technical Evaluation. Pitons, cirques and ramparts of Reunion Island. IUCN, France, 10p.

IUCN, UNEP-WCMC, 2021. The World Database on Protected Areas (WDPA): August 2021 [Online]. UNEP-WCMC, Cambridge. http://www.protectedplanet.net/. Accessed 29/08/2021.

Januchowski-Hartley, S.R., Visconti, P., Pressey, R.L., 2011. A systematic approach for prioritizing multiple management actions for invasive species. Biol Invasions 13, 1241–1253. https://doi.org/10.1007/s10530-011-9960-7

Jenkins, C.N., Joppa, L., 2009. Expansion of the global terrestrial protected area system. Biological Conservation 142, 2166–2174. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.04.016

Jeschke, J.M., Pyšek, P., 2018. Ten rules, in: Invasion Biology: Hypotheses and Evidence (Eds. Jeschke, J.M. & Heger, T.). Jeschke, J. M., Heger, T., pp. 124–132.

Jumeaux, G., Quetelard, H., Roy, D., 2011. Atlas climatique de la Réunion. Météo France, Sainte-Clotilde, Réunion.

Justus, J., Sarkar, S., 2002. The principle of complementarity in the design of reserve networks to conserve biodiversity: A preliminary history. J Biosci 27, 421–435. https://doi.org/10.1007/BF02704970

Knight, A.T., Cowling, R.M., Rouget, M., Balmford, A., Lombard, A.T., Campbell, B.M., 2008a. Knowing But Not Doing: Selecting Priority Conservation Areas and the Research–Implementation Gap. Conservation Biology 22, 610–617. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00914.x

Knight, A.T., Cowling, R.M., Rouget, M., Balmford, A., Lombard, A.T., Campbell, B.M., 2008b. Knowing But Not Doing: Selecting Priority Conservation Areas and the Research–Implementation Gap. Conservation Biology 22, 610–617. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00914.x

Krug, R.M., Roura-Pascual, N., Richardson, D.M., 2010. Clearing of invasive alien plants under different budget scenarios: using a simulation model to test efficiency. Biol Invasions 12, 4099–4112. https://doi.org/10.1007/s10530-010-9827-3

Krug, R.M., Roura-Pascual, N., Richardson, D.M., 2009. Prioritising areas for the management of invasive alien plants in the CFR: different strategies, different priorities? South African Journal of Botany 75, 408–409. https://doi.org/10.1016/j.sajb.2009.02.072

Krug, R. M., Roura-Pascual, N., Richardson, D.M., 2009. Prioritising areas for the management of invasive alien plants in the CFR: different strategies, different priorities? South African Journal of Botany 75, 408–409. https://doi.org/10.1016/j.sajb.2009.02.072

Kueffer, C., McDougall, K., Alexander, J., Daehler, C., Edwards, P., Haider, S., Milbau, A., Parks, C., Pauchard, A., Reshi, Z.A., Rew, L.J., Schroder, M., Seipel, T., 2013. Plant Invasions into Mountain Protected Areas: Assessment, Prevention and Control at Multiple Spatial Scales, in: Foxcroft, L.C., Pyšek, P., Richardson, D.M., Genovesi, P. (Eds.), Plant Invasions in Protected Areas. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 89–113. https://doi.org/10.1007/978-94-007-7750-7_6

Kueffer, C., Vos, P., 2004. Case Studies on the Status of Invasive Woody Plant Species in the Western Indian Ocean: 5. Forestry Department ,FAO, UN, Seychelles.

Kuhn, M., 2020. caret: Classification and Regression Training.

Lang, D.J., Wiek, A., Bergmann, M., Stauffacher, M., Martens, P., Moll, P., Swilling, M., Thomas, C.J., 2012. Transdisciplinary research in sustainability science: practice, principles, and challenges. Sustain Sci 7, 25–43. https://doi.org/10.1007/s11625-011-0149-x

Laurance, W.F., Carolina Useche, D., Rendeiro, J., Kalka, M., Bradshaw, C.J.A., Sloan, S.P., Laurance, S.G., Campbell, M., Abernethy, K., Alvarez, P., Arroyo-Rodriguez, V., Ashton, P., Benítez-Malvido, J., Blom, A., Bobo, K.S., Cannon, C.H., Cao, M., Carroll, R., Chapman, C., Coates, R., Cords, M., Danielsen, F., De Dijn, B., Dinerstein, E., Donnelly, M.A., Edwards, D., Edwards, F., Farwig, N., Fashing, P., Forget, P.-M., Foster, M., Gale, G., Harris, D., Harrison, R., Hart, J., Karpanty, S., John Kress, W., Krishnaswamy, J., Logsdon, W., Lovett, J., Magnusson, W., Maisels, F., Marshall, A.R., McClearn, D., Mudappa, D., Nielsen, M.R., Pearson, R., Pitman, N., van der Ploeg, J., Plumptre, A., Poulsen, J., Quesada, M., Rainey, H., Robinson, D., Roetgers, C., Rovero, F., Scatena, F., Schulze, C., Sheil, D., Struhsaker, T., Terborgh, J., Thomas, D., Timm, R., Nicolas Urbina-Cardona, J., Vasudevan, K., Joseph Wright, S., Carlos Arias-G., J., Arroyo, L., Ashton, M., Auzel, P., Babaasa, D., Babweteera, F., Baker, P., Banki, O., Bass, M., Bila-Isia, I., Blake, S., Brockelman, W., Brokaw, N., Brühl, C.A., Bunyavejchewin, S., Chao, J.-T., Chave, J., Chellam, R., Clark, C.J., Clavijo, J., Congdon, R., Corlett, R., Dattaraja, H.S., Dave, C., Davies, G., de Mello Beisiegel, B., de Nazaré Paes da Silva, R., Di Fiore, A., Diesmos, A., Dirzo, R., Doran-Sheehy, D., Eaton, M., Emmons, L., Estrada, A., Ewango, C., Fedigan, L., Feer, F., Fruth, B., Giacalone Willis, J., Goodale, U., Goodman, S., Guix, J.C., Guthiga, P., Haber, W., Hamer, K., Herbinger, I., Hill, J., Huang, Z., Fang Sun, I., Ickes, K., Itoh, A., Ivanauskas, N., Jackes, B., Janovec, J., Janzen, D., Jiangming, M., Jin, C., Jones, T., Justiniano, H., Kalko, E., Kasangaki, A., Killeen, T., King, H., Klop, E., Knott, C., Koné, I., Kudavidanage, E., Lahoz da Silva Ribeiro, J., Lattke, J., Laval, R., Lawton, R., Leal, M., Leighton, M., Lentino, M., Leonel, C., Lindsell, J., Ling-Ling, L., Eduard Linsenmair, K., Losos, E., Lugo, A., Lwanga, J., Mack, A.L., Martins, M., Scott McGraw, W., McNab, R., Montag, L., Myers Thompson, J., Nabe-Nielsen, J., Nakagawa, M., Nepal, S., Norconk, M., Novotny, V., O'Donnell, S., Opiang, M., Ouboter, P., Parker, K., Parthasarathy, N., Pisciotta, K., Prawiradilaga, D., Pringle, C., Rajathurai, S., Reichard, U., Reinartz, G., Renton, K., Reynolds, G., Reynolds, V., Riley, E., Rödel, M.-O., Rothman, J., Round, P., Sakai, S., Sanaiotti, T., Savini, T., Schaab, G., Seidensticker, J., Siaka, A., Silman, M.R., Smith, T.B., de Almeida, S.S., Sodhi, N., Stanford, C., Stewart, K., Stokes, E., Stoner, K.E., Sukumar, R., Surbeck, M., Tobler, M., Tscharntke, T., Turkalo, A., Umapathy, G., van Weerd, M., Vega Rivera, J., Venkataraman, M., Venn, L., Verea, C., Volkmer de Castilho, C., Waltert, M., Wang, B., Watts, D., Weber, W., West, P., Whitacre, D., Whitney, K., Wilkie, D., Williams, S., Wright, D.D., Wright, P., Xiankai, L., Yonzon, P., Zamzani, F., 2012. Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. Nature 489, 290–294. https://doi.org/10.1038/nature11318

Lavergne, R., 1978. Les pestes végétales de l'île de La Réunion. Info-Nature 16, 9–59.

Lenzner, B., Latombe, G., Capinha, C., Bellard, C., Courchamp, F., Diagne, C., Dullinger, S., Golivets, M., Irl, S.D.H., Kühn, I., Leung, B., Liu, C., Moser, D., Roura-Pascual, N., Seebens, H., Turbelin, A., Weigelt, P., Essl, F., 2020. What Will the Future Bring for Biological Invasions on Islands? An Expert-Based Assessment. Frontiers in Ecology and Evolution 8, 1–16. https://doi.org/10.3389/fevo.2020.00280

Liaw, A., Wiener, M., 2002. Classification and Regression by randomForest. R News 2, 18–22.

Lin, J.P., 2009. The Functional Linkage Index: A Metric for Measuring Connectivity among Habitat Patches Using Least-Cost Distances. Journal of Conservation Planning 5, 28–37.

Loope, L.L., Hughes, R.F., Meyer, J.-Y., 2013. Plant Invasions in Protected Areas of Tropical Pacific Islands, with Special Reference to Hawaii, in: Foxcroft, L.C., Pyšek, P., Richardson, D.M., Genovesi, P. (Eds.), Plant Invasions in Protected Areas. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 313–348. https://doi.org/10.1007/978-94-007-7750-7_15

Lowry, E., Rollinson, E.J., Laybourn, A.J., Scott, T.E., Aiello-Lammens, M.E., Gray, S.M., Mickley, J., Gurevitch, J., 2013. Biological invasions: a field synopsis, systematic review, and database of the literature. Ecol Evol 3, 182–196. https://doi.org/10.1002/ece3.431

Macdonald, Ian A W, Thébaud, C., Strahm, W., Strasberg, D., 1991. Effects of Alien Plant Invasions on Native Vegetation Remnants on La Réunion (Mascarene Islands, Indian Ocean). Environmental Conservation 18, 51–61. https://doi.org/10.1017/S0376892900021305

Macdonald, Ian A. W., Thébaud, C., Strahm, W.A., Strasberg, D., 1991. Effects of Alien Plant Invasions on Native Vegetation Remnants on La Réunion (Mascarene Islands, Indian Ocean). Environmental Conservation 18, 51–61. https://doi.org/10.1017/S0376892900021305

Mačić, V., Albano, P.G., Almpanidou, V., Claudet, J., Corrales, X., Essl, F., Evagelopoulos, A., Giovos, I., Jimenez, C., Kark, S., Marković, O., Mazaris, A.D., Ólafsdóttir, G.Á., Panayotova, M., Petović, S., Rabitsch, W., Ramdani, M., Rilov, G., Tricarico, E., Vega Fernández, T., Sini, M., Trygonis, V., Katsanevakis, S., 2018a. Biological Invasions in Conservation Planning: A Global Systematic Review. Front. Mar. Sci. 5. https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00178

Mačić, V., Albano, P.G., Almpanidou, V., Claudet, J., Corrales, X., Essl, F., Evagelopoulos, A., Giovos, I., Jimenez, C., Kark, S., Marković, O., Mazaris, A.D., Ólafsdóttir, G.Á., Panayotova, M., Petović, S., Rabitsch, W., Ramdani, M., Rilov, G., Tricarico, E., Vega Fernández, T., Sini, M., Trygonis, V., Katsanevakis, S., 2018b. Biological Invasions in Conservation Planning: A Global Systematic Review. Front. Mar. Sci. 5, 178. https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00178

Mack, R., Simberloff, D., Lonsdale, W., Evans, H., Clout, M., Bazzaz, F., 2000. Biotic Invasions: Causes, Epidemiology, Global Consequences, and Control. Ecological Applications 10, 689–710. https://doi.org/10.2307/2641039

Mack, R.N., Lonsdale, W.M., 2002. Eradicating invasive plants: hard-won lessons for islands., in: C.R. Veitch, and M.N. Clout, Editors. Turning the Tide: The Eradication of Invasive Species. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group, IUCN, Cambridge, UK, pp. 164–172.

Mack, R.N., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Evans, H., Clout, M., Bazzaz, F.A., 2000. Biotic Invasions: Causes, Epidemiology, Global Consequences, and Control. Ecological Applications 10, 689–710. https://doi.org/10.2307/2641039

Mantyka-pringle, C.S., Martin, T.G., Rhodes, J.R., 2012. Interactions between climate and habitat loss effects on biodiversity: a systematic review and meta-analysis. Glob Change Biol 18, 1239–1252. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02593.x

Marcer, A., Pino, J., Pons, X., Brotons, L., 2012. Modelling invasive alien species distributions from digital biodiversity atlases. Model upscaling as a means of reconciling data at different scales. Diversity Distrib. 18, 1177–1189. https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2012.00911.x

Margules, C., Pressey, R., 2000. Systematic Conservation Planning. Nature 405, 243–253. https://doi.org/10.1038/35012251

Marttunen, M., Weber, C., Åberg, U., Lienert, J., 2019. Identifying relevant objectives in environmental management decisions: An application to a national monitoring program for river restoration. Ecological Indicators 101, 851–866. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.11.042

Marvin, D.C., Bradley, B.A., Wilcove, D.S., 2009. A Novel, Web-Based, Ecosystem Mapping Tool Using Expert Opinion. Natural Areas Journal 29, 281–292. https://doi.org/10.3375/043.029.0307

Matzek, V., Pujalet, M., Cresci, S., 2015. What Managers Want From Invasive Species Research Versus What They Get. Conservation Letters 8, 33–40. https://doi.org/10.1111/conl.12119

Max-Neef, M.A., 2005. Foundations of transdisciplinarity. Ecological Economics 53, 5–16. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.01.014

McGeoch, M.A., Butchart, S.H.M., Spear, D., Marais, E., Kleynhans, E.J., Symes, A., Chanson, J., Hoffmann, M., 2010. Global indicators of biological invasion: species numbers, biodiversity impact and policy responses. Diversity and Distributions 16, 95–108. https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2009.00633.x

McGeoch, M.A., Genovesi, P., Bellingham, P.J., Costello, M.J., McGrannachan, C., Sheppard, A., 2016a. Prioritizing species, pathways, and sites to achieve conservation targets for biological invasion. Biol Invasions 18, 299–314. https://doi.org/10.1007/s10530-015-1013-1

McGeoch, M.A., Genovesi, P., Bellingham, P.J., Costello, M.J., McGrannachan, C., Sheppard, A., 2016b. Prioritizing species, pathways, and sites to achieve conservation targets for biological invasion. Biological Invasions 18, 299–314. https://doi.org/10.1007/s10530-015-1013-1

McIntosh, E.J., Chapman, S., Kearney, S.G., Williams, B., Althor, G., Thorn, J.P.R., Pressey, R.L., McKinnon, M.C., Grenyer, R., 2018. Absence of evidence for the conservation outcomes of systematic conservation planning around the globe: a systematic map. Environ Evid 7, 22. https://doi.org/10.1186/s13750-018-0134-2

McNelly, J.A., Neville, L.E., Rejmanek, M., 2003. When is eradication a sound investment? Conservation in practice 4, 30–41.

McNie, E.C., 2007. Reconciling the supply of scientific information with user demands: an analysis of the problem and review of the literature. Environmental Science & Policy 10, 17–38. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2006.10.004

Meier, E.S., Dullinger, S., Zimmermann, N.E., Baumgartner, D., Gattringer, A., Hülber, K., 2014. Space matters when defining effective management for invasive plants. Diversity Distrib. 20, 1029–1043. https://doi.org/10.1111/ddi.12201

Meiners, S.J., Pickett, S.T.A., 2013. Plant Invasions in Protected Landscapes: Exception or Expectation?, in: Foxcroft, L.C., Pyšek, P., Richardson, D.M., Genovesi, P. (Eds.), Plant Invasions in Protected Areas. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 43–60. https://doi.org/10.1007/978-94-007-7750-7_3

Meyerson, L.A., Pyšek, P., 2013. Manipulating Alien Plant Species Propagule Pressure as a Prevention Strategy for Protected Areas, in: Foxcroft, L.C., Pyšek, P., Richardson, D.M., Genovesi, P. (Eds.), Plant Invasions in Protected Areas. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 473–486. https://doi.org/10.1007/978-94-007-7750-7_21

Mittermeier, R.A., Gil, P.R., Hoffman, M., Pilgrim, J., Brooks, T., Mittermeier, C.G., Lamoreux, J., Fonseca, G.A.B. da, Seligmann, P.A., Ford, H., 2005. Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions, 2 edition. ed. Conservation International, Mexico City.

Mittermeier, R.A., Turner, W.R., Larsen, F.W., Brooks, T.M., Gascon, C., 2011. Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of Hotspots, in: Zachos, F.E., Habel, J.C. (Eds.), Biodiversity Hotspots. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 3–22. https://doi.org/10.1007/978-3-642-20992-5_1

Moilanen, A., Franco, A.M.A., Early, R.I., Fox, R., Wintle, B., Thomas, C.D., 2005. Prioritizing multiple-use landscapes for conservation: methods for large multi-species planning problems. Proc. Biol. Sci. 272, 1885–1891. https://doi.org/10.1098/rspb.2005.3164

Moilanen, A., Kujala, H., Leathwick, J.R., 2009. The zonation framework and software for conservation prioritization, in: Spatial Conservation Prioritization. Oxford University Press, pp. 196–210.

Moilanen, A., Pouzois, F.M., Meller, L., Veach, V., Arponen, A., Leppänen, J., Kujala, H., 2014. Spatial conservation planning methods and software Zonation Version 4 User manual.

Morse, W.C., Nielsen-Pincus, M., Force, J.E., Wulfhorst, J.D., 2007. Bridges and Barriers to Developing and Conducting Interdisciplinary Graduate-Student Team Research. E&S 12, art8. https://doi.org/10.5751/ES-02082-120208

Mortensen, D.A., Rauschert, E.S.J., Nord, A.N., Jones, B.P., 2009. Forest Roads Facilitate the Spread of Invasive Plants. Invasive Plant Science and Management 2, 191–199. https://doi.org/10.1614/IPSM-08-125.1

Mueller-Dombois, D., Loope, L.L., 1990. Some unique ecological aspects of oceanic island ecosystems. Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden 32, 21–28.

Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B., Kent, J., 2000a. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403, 853–858. https://doi.org/10.1038/35002501

Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B., Kent, J., 2000b. Biodiversity hotspot for conservation priorities. Nature 403, 853–858. https://doi.org/10.1038/35002501

Nel, J.L., Reyers, B., Roux, D.J., Impson, N.D., Cowling, R.M., 2011. Designing a conservation area network that supports the representation and persistence of freshwater biodiversity. Freshwater Biology 56, 106–124. https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2010.02437.x

Nicholson, E., Keith, D.A., Wilcove, D.S., 2009. Assessing the Threat Status of Ecological Communities. Conservation Biology 23, 259–274. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01158.x

Nigel, R., Rughooputh, S.D.D.V., Boojhawon, R., 2015. Land cover of Mauritius Island. Journal of Maps 11, 217–224. https://doi.org/10.1080/17445647.2014.926297

Novoa, A., Shackleton, R., Canavan, S., Cybèle, C., Davies, S.J., Dehnen-Schmutz, K., Fried, J., Gaertner, M., Geerts, S., Griffiths, C.L., Kaplan, H., Kumschick, S., Le Maitre, D.C., Measey, G.J., Nunes, A.L., Richardson, D.M., Robinson, T.B., Touza, J., Wilson, J.R.U., 2018. A framework for engaging stakeholders on the management of alien species. Journal of Environmental Management 205, 286–297. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.09.059

OECD, 2021. Organisation for Economic Co-operation and Development [WWW Document]. URL https://stats.oecd.org/

Oliveira, S., Oehler, F., San-Miguel-Ayanz, J., Camia, A., Pereira, J.M.C., 2012. Modeling spatial patterns of fire occurrence in Mediterranean Europe using Multiple Regression and Random Forest. Forest Ecology and Management 275, 117–129. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.03.003

ONF, 2018. Carte des types de végétation. Niveau 2 : les principaux types de milieux naturels.

ONF Réunion, 2016. Méthodes de lutte contre les plantes envahissantes : Fiches techniques.

Ortega, Y.K., Pearson, D.E., 2005. Weak vs. strong invaders of natural plant communities: assessing invasibility and impact. Ecological Applications 15, 651–661. https://doi.org/10.1890/04-0119

Osipova, E, Shadie, P., Zwahlen, C., Osti, M., Shi, Y., Kormos, C., Bertzky, B., Murai, M., Van Merm, R., Badman, T., 2017. IUCN World Heritage Outlook 2: A conservation assessment of all natural World Heritage sites. IUCN, Gland, Switzerland, 92p.

Osipova, E., Shadie, P., Zwahlen, C., Osti, M., Shi, Y., Kormos, C., Bertzky, B., Murai, M., van Merm, R., Badman, T., 2017. IUCN World Heritage Outlook 2: A conservation assessment of all natural World Heritage sites. International Union for Conservation of Nature, Gland, Switzerland. https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2017.17.en

Page, W.S., D'argent, G., 1997. A vegetation survey of Mauritius. Mauritian Wildlife Foundation, IUCN, Port Louis, Mauritius.

Park, D.S., Razafindratsima, O.H., 2019. Anthropogenic threats can have cascading homogenizing effects on the phylogenetic and functional diversity of tropical ecosystems. Ecography 42, 148–161. https://doi.org/10.1111/ecog.03825

Pauchard, A., Shea, K., 2006. Integrating the Study of Non-native Plant Invasions across Spatial Scales. Biological Invasions 8, 399–413. https://doi.org/10.1007/s10530-005-6419-8

Pearce, J.L., Boyce, M.S., 2006. Modelling distribution and abundance with presence-only data. Jounal of Applied Ecology 43, 405–412. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01112.x

Pearson, D.E., Ortega, Y.K., Eren, Ö., Hierro, J.L., 2018. Community Assembly Theory as a Framework for Biological Invasions. Trends in Ecology & Evolution 33, 313–325. https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.03.002

Pejchar, L., Lepczyk, C.A., Fantle-Lepczyk, J.E., Hess, S.C., Johnson, M.T., Leopold, C.R., Marchetti, M., Mcclure, K.M., Shiels, A.B., 2020. Hawaii as a Microcosm: Advancing the Science and Practice of Managing Introduced and Invasive Species. Bioscience 70, 184–193. https://doi.org/10.1093/biosci/biz154

Pejchar, L., Mooney, H.A., 2009. Invasive species, ecosystem services and human well-being. Trends in Ecology & Evolution 24, 497–504. https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.03.016

Pereira, H.M., Ferrier, S., Walters, M., Geller, G.N., Jongman, R.H.G., Scholes, R.J., Bruford, M.W., Brummitt, N., Butchart, S.H.M., Cardoso, A.C., Coops, N.C., Dulloo, E., Faith, D.P., Freyhof, J.,

Gregory, R.D., Heip, C., Hoft, R., Hurtt, G., Jetz, W., Karp, D.S., McGeoch, M.A., Obura, D., Onoda, Y., Pettorelli, N., Reyers, B., Sayre, R., Scharlemann, J.P.W., Stuart, S.N., Turak, E., Walpole, M., Wegmann, M., 2013. Essential Biodiversity Variables. Science 339, 277–278. https://doi.org/10.1126/science.1229931

Pooley, S.P., Mendelsohn, J.A., Milner-Gulland, E.J., 2014. Hunting Down the Chimera of Multiple Disciplinarity in Conservation Science. Conservation Biology 28, 22–32. https://doi.org/10.1111/cobi.12183

Potgieter, L.J., Wilson, John.R.U., Strasberg, D., Richardson, D.M., 2014. Casuarina Invasion Alters Primary Succession on Lava Flows on La Réunion Island. Biotropica 46, 268–275. https://doi.org/10.1111/btp.12103

Pressey, R.L., Cabeza, M., Watts, M.E., Cowling, R.M., Wilson, K.A., 2007. Conservation planning in a changing world. Trends Ecol Evol 22, 583–592. https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.10.001

Profil d'écosystème, Région Océan Indien, 2016. Union européennes Régions Ultra-pèriphériques et Pays et Territoires d'Outre-mer. Tanguy Nicolas, Léa Trifault & Yohann Legraverant. BEST, 366p.

Pullin, A.S., Knight, T.M., Stone, D.A., Charman, K., 2004. Do conservation managers use scientific evidence to support their decision-making? Biological Conservation 119, 245–252. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.11.007

Pyšek, P., Genovesi, P., Pergl, J., Monaco, A., Wild, J., 2013. Plant Invasions of Protected Areas in Europe: An Old Continent Facing New Problems, in: Foxcroft, L.C., Pyšek, P., Richardson, D.M., Genovesi, P. (Eds.), Plant Invasions in Protected Areas. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 209–240. https://doi.org/10.1007/978-94-007-7750-7_11

Pyšek, P., Hulme, P., 2005. Spatio-temporal dynamics of plant invasions: Linking pattern to process. Ecoscience 12, 302–315. https://doi.org/10.2980/i1195-6860-12-3-302.1

Pyšek, P., Hulme, P.E., Nentwig, W., 2009. Glossary of the Main Technical Terms Used in the Handbook, in: Handbook of Alien Species in Europe. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 375–379. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8280-1_14

Pyšek, P., Hulme, P.E., Simberloff, D., Bacher, S., Blackburn, T.M., Carlton, J.T., Dawson, W., Essl, F., Foxcroft, L.C., Genovesi, P., Jeschke, J.M., Kühn, I., Liebhold, A.M., Mandrak, N.E., Meyerson, L.A., Pauchard, A., Pergl, J., Roy, H.E., Seebens, H., Kleunen, M., Vilà, M., Wingfield, M.J., Richardson, D.M., 2020. Scientists' warning on invasive alien species. Biological Reviews Early View. https://doi.org/10.1111/brv.12627

Pyšek, P., Jarosik, V., Hulme, P.E., Kuhn, I., Wild, J., Arianoutsou, M., Bacher, S., Chiron, F., Didziulis, V., Essl, F., Genovesi, P., Gherardi, F., Hejda, M., Kark, S., Lambdon, P.W., Desprez-Loustau, M.-L., Nentwig, W., Pergl, J., Poboljsaj, K., Rabitsch, W., Roques, A., Roy, D.B., Shirley, S., Solarz, W., Vila, M., Winter, M., 2010. Disentangling the role of environmental and human pressures on biological invasions across Europe. Proceedings of the National Academy of Sciences 107, 12157–12162. https://doi.org/10.1073/pnas.1002314107

R Core Team, 2019a. R: A language and environment for statistical computing. R Fundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

R Core Team, 2019b. R: A language and environment for statistical coputing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Reed, M.S., 2008. Stakeholder participation for environmental management: A literature review. Biological Conservation 141, 2417–2431. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.07.014

Rejmánek, A., 1996. Species richness and Resistance to Invasion, in: Biodiversity and Ecosystem Processes in Tropical Forests. Ecological Studies (Analysis and Synthesis). Orians, G.H., Dirzo, R., and Cushman J.H. (eds), Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 153–172.

Rejmanek, M., Pitcairn, M.J., 2002. When is eradication of exotic plants a realistic goal ?, in: C.R. Veitch, and M.N. Clout, Editors. Turning the Tide: The Eradication of Invasive Species. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group, IUCN, Cambridge, UK, pp. 249–253.

Reyers, B., Roux, D.J., Cowling, R.M., Ginsburg, A.E., Nel, J.L., Farrell, P.O., 2010. Conservation Planning as a Transdisciplinary Process: Putting Conservation Plans to Work. Conservation Biology 24, 957–965. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01497.x

Richardson, D., Pyšek, P., 2006. Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. Progress in Physical Geography - PROG PHYS GEOG 30, 409–431. https://doi.org/10.1191/0309133306pp490pr

Richardson, D.M., Py, P., Rejmánek, M., Barbour, M.G., Panetta, F.D., West, C.J., 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. Diversity and Distributions 6, 93–107.

Roiloa, S.R., Yu, F.-H., Barreiro, R., 2020. EDITORIAL: Plant invasions: Mechanisms, impacts and management. Flora 267, 151603. https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151603

Rouget, M., 2020. Regional species list of invasive plants in the south west indian Ocean islands. https://doi.org/10.18167/DVN1/WIDMRI

Rouget, M., Richardson, D.M., Nel, J.L., Maitre, D.C.L., Egoh, B., Mgidi, T., 2004. Mapping the potential ranges of major plant invaders in South Africa, Lesotho and Swaziland using climatic suitability. Diversity and Distributions 10, 475–484. https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2004.00118.x

Rouget, M., Robertson, M.P., Wilson, J.R.U., Hui, C., Essl, F., Renteria, J.L., Richardson, D.M., 2016. Invasion debt – quantifying future biological invasions. Diversity and Distributions 22, 445–456. https://doi.org/10.1111/ddi.12408

Roura-Pascual, N., Richardson, D.M., Krug, R.M., Brown, A., Chapman, R.A., Forsyth, G.G., Le Maitre, D.C., Robertson, M.P., Stafford, L., Van Wilgen, B.W., Wannenburgh, A., Wessels, N., 2009. Ecology and management of alien plant invasions in South African fynbos: Accommodating key complexities in objective decision making. Biological Conservation 142, 1595–1604. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.029

Roussel, S., Triolo, J., 2016. Bilan des opérations de lutte contre les plantes exotiques envahissantes menées par l'Office National des Forêts entre 2004 et 2013. Direction régionale de l'ONF Réunion, Saint-Denis, La Réunion.

Roux, D., Rogers, K., Biggs, H., Ashton, P., Sergeant, A., 2006. Bridging the Science–Management Divide: Moving from Unidirectional Knowledge Transfer to Knowledge Interfacing and Sharing. Ecology and Society 11. https://doi.org/10.5751/ES-01643-110104

Roy, H.E., Rorke, S.L., Beckmann, B., Booy, O., Botham, M.S., Brown, P.M.J., Harrower, C., Noble, D., Sewell, J., Walker, K., 2015. The contribution of volunteer recorders to our understanding of biological invasions: Biological Records and Invasions. Biological Journal of the Linnean Society 115, 678–689. https://doi.org/10.1111/bij.12518

Roy-Dufresne, E., Saltré, F., Cooke, B.D., Mellin, C., Mutze, G., Cox, T., Fordham, D.A., 2019. Modeling the distribution of a wide-ranging invasive species using the sampling efforts of expert and citizen scientists. Ecology and Evolution 9, 11053–11063. https://doi.org/10.1002/ece3.5609

Salafsky, N., Salzer, D., Ervin, J., Boucher, T., Ostlie, W., 2003. Conventions for Defining, Naming, Measuring, Combining, and Mapping Threats in Conservation: An initial Proposal for a Standard System. Presented at the Foundations for Success, Washington.

Schmidt, A.D., Castellani, T.T., de Sá Dechoum, M., 2020. Biotic and abiotic changes in subtropical seasonal deciduous forest associated with invasion by Hovenia dulcis Thunb. (Rhamnaceae). Biol Invasions 22, 293–306. https://doi.org/10.1007/s10530-019-02089-4

Schwartz, M.W., Cook, C.N., Pressey, R.L., Pullin, A.S., Runge, M.C., Salafsky, N., Sutherland, W.J., Williamson, M.A., 2018. Decision Support Frameworks and Tools for Conservation. Conservation Letters 11, e12385. https://doi.org/10.1111/conl.12385

Seebens, H., Blackburn, T.M., Dyer, E.E., Genovesi, P., Hulme, P.E., Jeschke, J.M., Pagad, S., Pyšek, P., Winter, M., Arianoutsou, M., Bacher, S., Blasius, B., Brundu, G., Capinha, C., Celesti-Grapow, L., Dawson, W., Dullinger, S., Fuentes, N., Jäger, H., Kartesz, J., Kenis, M., Kreft, H., Kühn, I., Lenzner, B., Liebhold, A., Mosena, A., Moser, D., Nishino, M., Pearman, D., Pergl, J., Rabitsch, W., Rojas-Sandoval, J., Roques, A., Rorke, S., Rossinelli, S., Roy, H.E., Scalera, R., Schindler, S., Štajerová, K., Tokarska-Guzik, B., van Kleunen, M., Walker, K., Weigelt, P., Yamanaka, T., Essl,

F., 2017a. No saturation in the accumulation of alien species worldwide. Nat Commun 8, 14435. https://doi.org/10.1038/ncomms14435

Seebens, H., Blackburn, T.M., Dyer, E.E., Genovesi, P., Hulme, P.E., Jeschke, J.M., Pagad, S., Pyšek, P., Winter, M., Arianoutsou, M., Bacher, S., Blasius, B., Brundu, G., Capinha, C., Celesti-Grapow, L., Dawson, W., Dullinger, S., Fuentes, N., Jäger, H., Kartesz, J., Kenis, M., Kreft, H., Kühn, I., Lenzner, B., Liebhold, A., Mosena, A., Moser, D., Nishino, M., Pearman, D., Pergl, J., Rabitsch, W., Rojas-Sandoval, J., Roques, A., Rorke, S., Rossinelli, S., Roy, H.E., Scalera, R., Schindler, S., Štajerová, K., Tokarska-Guzik, B., van Kleunen, M., Walker, K., Weigelt, P., Yamanaka, T., Essl, F., 2017b. No saturation in the accumulation of alien species worldwide. Nat Commun 8, 14435. https://doi.org/10.1038/ncomms14435

Seebens, H., Blackburn, T.M., Dyer, E.E., Genovesi, P., Hulme, P.E., Jeschke, J.M., Pagad, S., Pyšek, P., Winter, M., Arianoutsou, M., Bacher, S., Blasius, B., Brundu, G., Capinha, C., Celesti-Grapow, L., Dawson, W., Dullinger, S., Fuentes, N., Jäger, H., Kartesz, J., Kenis, M., Kreft, H., Kühn, I., Lenzner, B., Liebhold, A., Mosena, A., Moser, D., Nishino, M., Pearman, D., Pergl, J., Rabitsch, W., Rojas-Sandoval, J., Roques, A., Rorke, S., Rossinelli, S., Roy, H.E., Scalera, R., Schindler, S., Štajerová, K., Tokarska-Guzik, B., van Kleunen, M., Walker, K., Weigelt, P., Yamanaka, T., Essl, F., 2017c. No saturation in the accumulation of alien species worldwide. Nature Communications 8, 1–9.

Shackleton, C.M., Cundill, G., Knight, A.T., 2009. Beyond Just Research: Experiences from Southern Africa in Developing Social Learning Partnerships for Resource Conservation Initiatives: Developing Social Learning Partnerships. Biotropica 41, 563–570. https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2009.00559.x

Shaw, D.R., 2005. Translation of remote sensing data into weed management decisions. Weed Science 53, 264–273. https://doi.org/10.1614/WS-04-072R1

Simberloff, D., 1995a. Why do introduced species appear to devastate islands more than mainland areas? Pacific Science 49, 87–97.

Simberloff, D., 1995b. Why do introduced species appear to devastate islands more than mainland areas ? Pacific Science 49, 87–97.

Simberloff, D., 1990. Community effects of biological introductions and their implications for restoration., in: Towns, D.R., Daugherty, C.H., Atkinson, I. (Ed.). Ecological Restoration of New Zealand Islands. Department of Conservation, Wellington, New-Zealand. pp. 128–136.

Simberloff, D., Martin, J.-L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D.A., Aronson, J., Courchamp, F., Galil, B., García-Berthou, E., Pascal, M., Pyšek, P., Sousa, R., Tabacchi, E., Vilà, M., 2013a. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. Trends in Ecology & Evolution 28, 58–66. https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.07.013

Simberloff, D., Martin, J.-L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D.A., Aronson, J., Courchamp, F., Galil, B., García-Berthou, E., Pascal, M., Pyšek, P., Sousa, R., Tabacchi, E., Vilà, M., 2013b. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. Trends in Ecology and Evolution 28, 58–66. https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.07.013

Srivastava, V., Lafond, V., Griess, V., 2019. Species distribution models (SDM): applications, benefits and challenges in invasive species management. CAB Reviews 14, 1–13. https://doi.org/10.1079/PAVSNNR201914020

Strasberg, D., 1994. Dynamique des forêts tropicales de l'île de La Réunion : processus d'invasions et de régénération sur les coulées volcaniques (phdthesis). Université Montpellier II - Sciences et Techniques du Languedoc.

Strasberg, D., Rouget, M., Richardson, D.M., Baret, S., Dupont, J., Cowling, R.M., 2005a. An Assessment of Habitat Diversity and Transformation on La Réunion Island (Mascarene Islands, Indian Ocean) as a Basis for Identifying Broad-scale Conservation Priorities. Biodivers Conserv 14, 3015–3032. https://doi.org/10.1007/s10531-004-0258-2

Strasberg, D., Rouget, M., Richardson, D.M., Baret, S., Dupont, J., Cowling, R.M., 2005b. An Assessment of Habitat Diversity and Transformation on La Réunion Island (Mascarene

Islands, Indian Ocean) as a Basis for Identifying Broad-scale Conservation Priorities. Biodiversity and Conservation 14, 3015–3032. https://doi.org/10.1007/s10531-004-0258-2

Strobl, C., Boulesteix, A.-L., Zeileis, A., Hothorn, T., 2007. Bias in random forest variable importance measures: Illustrations, sources and a solution. BMC Bioinformatics 8, 1–21. https://doi.org/10.1186/1471-2105-8-25

Sunderland, T., Sunderland-Groves, J., Shanley, P., Campbell, B., 2009. Bridging the Gap: How Can Information Access and Exchange Between Conservation Biologists and Field Practitioners be Improved for Better Conservation Outcomes?: Bridging the Gap. Biotropica 41, 549–554. https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2009.00557.x

Sutherland, W., Pullin, A., Dolman, P., Knight, T., 2004. The Need for Evidence-Based Conservation. Trends in ecology & evolution 19, 305–8. https://doi.org/10.1016/j.tree.2004.03.018

Sutherland, W.J., Armstrong-Brown, S., Armsworth, P.R., Tom, B., Brickland, J., Campbell, C.D., Chamberlain, D.E., Cooke, A.I., Dulvy, N.K., Dusic, N.R., Fitton, M., Freckleton, R.P., Godfray, H.C.J., Grout, N., Harvey, H.J., Hedley, C., Hopkins, J.J., Kift, N.B., Kirby, J., Kunin, W.E., Macdonald, D.W., Marker, B., Naura, M., Neale, A.R., Oliver, T., Osborn, D., Pullin, A.S., Shardlow, M.E.A., Showler, D.A., Smith, P.L., Smithers, R.J., Solandt, J.-L., Spencer, J., Spray, C.J., Thomas, C.D., Thompson, J., Webb, S.E., Yalden, D.W., Watkinson, A.R., 2006. The identification of 100 ecological questions of high policy relevance in the UK: 100 ecological questions. Journal of Applied Ecology 43, 617–627. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01188.x

Swilling, M., 2014. Rethinking the science–policy interface in South Africa: Experiments in knowledge co-production. SAJS 110, 1–7. https://doi.org/10.1590/sajs.2014/20130265

Tassin, J., Triolo, J., Blanfort, V., Lavergne, C., 2009. L'évolution récente des stratégies de gestion des invasions végétales à l'île de la Réunion. Revue d'Ecologie 64, 101–115.

Tataya, V., Wong, L.J., Shyama Pagad, 2020. Global Register of Introduced and Invasive Species - Mauritius. https://doi.org/10.15468/NKE0ES

Thébaud, C., Warren, B.H., Strasberg, D., Cheke, A., 2009. Mascarene Islands, Biology, in: Gillespie R.G., Clague D.A., (Eds), Encyclopedia of Islands. Berkeley, University of California Press, Pp. 612–619.

Thuiller, W., Brotons, L., Araújo, M.B., Lavorel, S., 2004. Effects of restricting environmental range of data to project current and future species distributions. Ecography 27, 165–172. https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2004.03673.x

Tobón, W., Urquiza-Haas, T., Koleff, P., Schröter, M., Ortega-Álvarez, R., Campo, J., Lindig-Cisneros, R., Sarukhán, J., Bonn, A., 2017. Restoration planning to guide Aichi targets in a megadiverse country. Conservation Biology 31, 1086–1097. https://doi.org/10.1111/cobi.12918

Toomey, A.H., Knight, A.T., Barlow, J., 2017. Navigating the Space between Research and Implementation in Conservation. Conservation Letters 10, 619–625. https://doi.org/10.1111/conl.12315

Triolo, J., 2005. Guide pour la restauration écologique de la végétation indigène - Île de La Réunion. ONF - Direction générale de la Réunion, Saint-Denis, Réunion.

Tu, M., Robison, R.A., 2013. Overcoming Barriers to the Prevention and Management of Alien Plant Invasions in Protected Areas: A Practical Approach, in: Foxcroft, L.C., Pyšek, P., Richardson, D.M., Genovesi, P. (Eds.), Plant Invasions in Protected Areas. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 529–547. https://doi.org/10.1007/978-94-007-7750-7_24

Tulloch, V.J., Tulloch, A.I., Visconti, P., Halpern, B.S., Watson, J.E., Evans, M.C., Auerbach, N.A., Barnes, M., Beger, M., Chadès, I., Giakoumi, S., McDonald-Madden, E., Murray, N.J., Ringma, J., Possigham, H.P., 2015. Why do We map threats? Linking threat mapping with actions to make better conservation decisions. Frontiers in Ecology and the Environment 13, 91–99. https://doi.org/10.1890/140022

UICN, 2000. Guidelines for the prevention of biodiversity loss due to biological invasion. IUCN Council, Gland Switzerland.

Vale, D.S., Saraiva, M., Pereira, M., 2015. Active accessibility: A review of operational measures of walking and cycling accessibility. JTLU. https://doi.org/10.5198/jtlu.2015.593

van Kerkhoff, L., 2014. Developing integrative research for sustainability science through a complexity principles-based approach. Sustain Sci 9, 143–155. https://doi.org/10.1007/s11625-013-0203-y

van Kerkhoff, L., Lebel, L., 2006. Linking Knowledge and Action for Sustainable Development. Annu. Rev. Environ. Resour. 31, 445–477. https://doi.org/10.1146/annurev.energy.31.102405.170850

van Wilgen, B.W., Forsyth, G.G., Le Maitre, D.C., Wannenburgh, A., Kotzé, J.D.F., van den Berg, E., Henderson, L., 2012. An assessment of the effectiveness of a large, national-scale invasive alien plant control strategy in South Africa. Biological Conservation 148, 28–38. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.12.035

van Wilgen, B.W., Nel, J.L., Rouget, M., 2007. Invasive alien plants and South African rivers: a proposed approach to the prioritization of control operations. Freshwater Biology 52, 711–723. https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01711.x

Van Wilgen, B.W., Nel, J.L., Rouget, M., 2007. Invasive alien plants and South African rivers: a proposed approach to the prioritization of control operations. Freshwater Biol 52, 711–723. https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01711.x

Vardien, W., Richardson, D.M., Foxcroft, L.C., Wilson, J.R.U., Le Roux, J.J., 2013. Management history determines gene flow in a prominent invader. Ecography 36, 1032–1041. https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.00120.x

Vaughan, R.E., Wiehe, P.O., 1941. Studies on the Vegetation of Mauritius: III. The Structure and Development of the Upland Climax Forest. Journal of Ecology 29, 127–160. https://doi.org/10.2307/2256223

Venette, R.C., Kriticos, D.J., Magarey, R.D., Koch, F.H., Baker, R.H.A., Worner, S.P., Gómez Raboteaux, N.N., McKenney, D.W., Dobesberger, E.J., Yemshanov, D., De Barro, P.J., Hutchison, W.D., Fowler, G., Kalaris, T.M., Pedlar, J., 2010. Pest Risk Maps for Invasive Alien Species: A Roadmap for Improvement. BioScience 60, 349–362. https://doi.org/10.1525/bio.2010.60.5.5

Vilà, M., Basnou, C., Pyšek, P., Josefsson, M., Genovesi, P., Gollasch, S., Nentwig, W., Olenin, S., Roques, A., Roy, D., Hulme, P.E., 2010. How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European, cross-taxa assessment. Frontiers in Ecology and the Environment 8, 135–144. https://doi.org/10.1890/080083

Vilà, M., Espinar, J.L., Hejda, M., Hulme, P.E., Jarošík, V., Maron, J.L., Pergl, J., Schaffner, U., Sun, Y., Pyšek, P., 2011a. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems: Ecological impacts of invasive alien plants. Ecology Letters 14, 702–708. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01628.x

Vilà, M., Espinar, J.L., Hejda, M., Hulme, P.E., Jarošík, V., Maron, J.L., Pergl, J., Schaffner, U., Sun, Y., Pyšek, P., 2011b. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. Ecology Letters 14, 702–708. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01628.x

Vos, P., Meelis, E., Keurs, W.J.T., 2000. A Framework for the Design of Ecological Monitoring Programs as a Tool for Environmental and Nature Management. Environmental Monitoring and Assessment, Kluwer Academic Publishers 61, 317–344.

Walther, G.-R., Roques, A., Hulme, P.E., Sykes, M.T., Pyšek, P., Kühn, I., Zobel, M., Bacher, S., Botta-Dukát, Z., Bugmann, H., 2009. Alien species in a warmer world: risks and opportunities. Trends in Ecology & Evolution 24, 686–693. https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.06.008

Watson, J.E.M., Grantham, H.S., Wilson, K.A., Possingham, H.P., 2011. Systematic Conservation Planning: Past, Present and Future, in: Ladle, R.J., Whittaker, R.J. (Eds.), Conservation Biogeography. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, UK, pp. 136–160. https://doi.org/10.1002/9781444390001.ch6

Weber, J., Kwan, M.-P., 2003. Evaluating the Effects of Geographic Contexts on Individual Accessibility: A Multilevel Approach [1]. Urban Geography 24, 647–671. https://doi.org/10.2747/0272-3638.24.8.647

Wiens, J.A., 1989. Spatial Scaling in Ecology. Functional Ecology 3, 385–397. https://doi.org/10.2307/2389612

Wilcove, D.S., Rothstein, D., Dubow, J., Phillips, A., Losos, E., 1998. Quantifying Threats to Imperiled Species in the United States. BioScience 48, 607–615. https://doi.org/10.2307/1313420

Williamson, M., 1996. Biological Invasions, Population and Community Biology Series. Springer Netherlands.

Wilson, J., Ivey, P., Manyama, P., Nanni, I., 2012. A new national unit for invasive species detection, assessment and eradication planning. South African Journal of Science 109, 01–13. https://doi.org/10.1590/sajs.2013/20120111

Wilson, K.A., Lulow, M., Burger, J., Fang, Y.-C., Andersen, C., Olson, D., O'Connell, M., McBride, M.F., 2011. Optimal restoration: accounting for space, time and uncertainty. Journal of Applied Ecology 48, 715–725. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.01975.x

Wilson, K.A., McBride, M.F., Bode, M., Possingham, H.P., 2006. Prioritizing global conservation efforts. Nature 440, 337–340. https://doi.org/10.1038/nature04366

Woods, K.D., 1997. Community Response to Plant Invasion, in: Luken, J.O., Thieret, J.W. (Eds.), Assessment and Management of Plant Invasions, Springer Series on Environmental Management. Springer New York, New York, NY, pp. 56–68. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-1926-2_6

Zefferman, E., Stevens, J.T., Charles, G.K., Dunbar-Irwin, M., Emam, T., Fick, S., Morales, L.V., Wolf, K.M., Young, D.J.N., Young, T.P., 2015. Plant communities in harsh sites are less invaded: a summary of observations and proposed explanations. AoB PLANTS 7. https://doi.org/10.1093/aobpla/plv056

Zimmerer, K.S., Galt, R.E., Buck, M.V., 2004. Globalization and Multi-spatial Trends in the Coverage of Protected-Area Conservation (1980–2000). AMBIO: A Journal of the Human Environment 33, 520–529. https://doi.org/10.1579/0044-7447-33.8.520

7. ANNEXES

Annexe 2.1: Accessibility

The methodology used to realise the accessibility map was based on Frakes et al. (2015) work. A travel time cost surface model was created. This model calculated travel time from defined point and linear locations to other locations within a defined area of interest. This model was based on readily available geospatial data such as roads, trail and stream networks, digital elevation models and land cover data.

All model calculation was implemented in ArcGis software 10.3.

The different step leading to the accessibility map are presented below:

- Dataset creation containing all the necessary land uses, namely: natural vegetation, anthropogenic areas, road and path networks and rivers and wetlands.
- Attribution of a Percent of Maximum Travel Speed (PMTS) value to all the different land types. “PMTS is defined as the percentage of maximum speed when compared to a travel time while walking on a level, hard and extremely smooth path. Travel time increases exponentially as the relative PMTS approaches zero” (Brent Frakes et al., 2015). Thus PMTS values correspond to the impedance; a value of 0 corresponds to an absolute barrier (no relative movement compared to normal conditions) and a value of 1 corresponds to no impedance (100% movement compared to normal conditions). The PMTS values used here have been defined by expert knowledge and are presented in the following table T1.
- Slope calculation from the DEM
- Travel speed calculation based on slope. The formula used is presented below (Theobald, 2010)

$$Travel\ speed = 6 * EXP\left(-3.5 * ABS\left(TAN\left(\frac{slope}{57.29578}\right) + 0.05\right)\right)$$

- Allocation of a zero walking speed for areas with a slope value greater than 31°. This is the maximum practicable slope on the ground for safety reasons.
- CostDistance function used to obtain the accessibility map

Table T1: PMTS value according to land uses. Values were determined by expert knowledge.

Land types	PMTS
Coastal wetland	0
Deer farming	0
Fruit orchard	0
Inland wetland	0
River	0
Rocky coastal cliff and rocky area	0
Subalpine wetland	0
Leeward mountain moist forest	0.2
Mountain rainforest and thicket	0.2
Submountain wet forest and thicket	0.2
Urban areas	0.2
Windward mountain moist forest	0.2
Leeward submountain moist forest	0.3
Pioneer vegetation in mountain forest	0.3
Secondary mountain moist forest	0.3
Secondary mountain thicket	0.3
Secondary seasonally-dry thicket	0.3
Transitional mountain forest in cirques	0.3
Windward submountain moist forest	0.3
Lowland dry thicket	0.4
Lowland grassland	0.4
Lowland savanna	0.4
Mountain plantation of alien trees	0.4
Restored mountain moist forest	0.4
Secondary coastal forest	0.4
Secondary coastal thicket	0.4
Secondary lowland and submountain thicket	0.4
Secondary seasonally-dry forest	0.4
Secondarysubalpine shrubland	0.4
Acacia heterophylla plantation	0.5
Coastal plantation of alien trees	0.5
Coastal vegetation on rocky shores	0.5
Cultivated areas	0.5
Leeward *Acacia heterophylla* forest	0.5
Leeward mosaic of seasonally-dry and moist forest	0.5

Land types	PMTS
Leeward *Sophora denudata* forest	0.5
Lowland dry forest	0.5
Lowland plantation of alien trees	0.5
Mountain *Erica* thicket	0.5
Pioneer vegetation in moist forest	0.5
Pioneer vegetation in seasonally-dry forest	0,5
Restored lowland and submountain moist forest	0.5
Roads	0.5
Seasonally-dry forest	0.5
Secondary lowland and submountain forest	0.5
Sophora denudata thicket	0.5
Submountain plantation of native trees	0.5
Windward *Acacia heterophylla* forest	0.5
Windward lowland moist forest	0.5
Windward *Sophora denudata* forest	0.5
Cinnamomum camphora plantation	0.6
Cryptomeria japonica plantation	0.6
Restored coastal forest	0.6
Restored coastal wetland forest	0.6
Acanthophoenix rubra plantation	0.7
Coastal grassland vegetation on rocky shores	0.7
Coastal vegetation on sandy shores	0.7
Inland rocky ares	0.7
Pandanus utilis plantation	0.7
Restored seasonally-dry forest	0.7
Subalpine shrubland	0.7
Alpine shrubland	0.8
Lava flows colonized by lichens	0.8
Native species arboretum	0.8
Park and garden	0.8
Pasture	0.8
Row of alien trees	0.8
Secondary grassland	0.8
Secondary subalpine herbland	0.8
Subalpine herbland	0.9

The resulting accessibility map is shown in Figure F1.

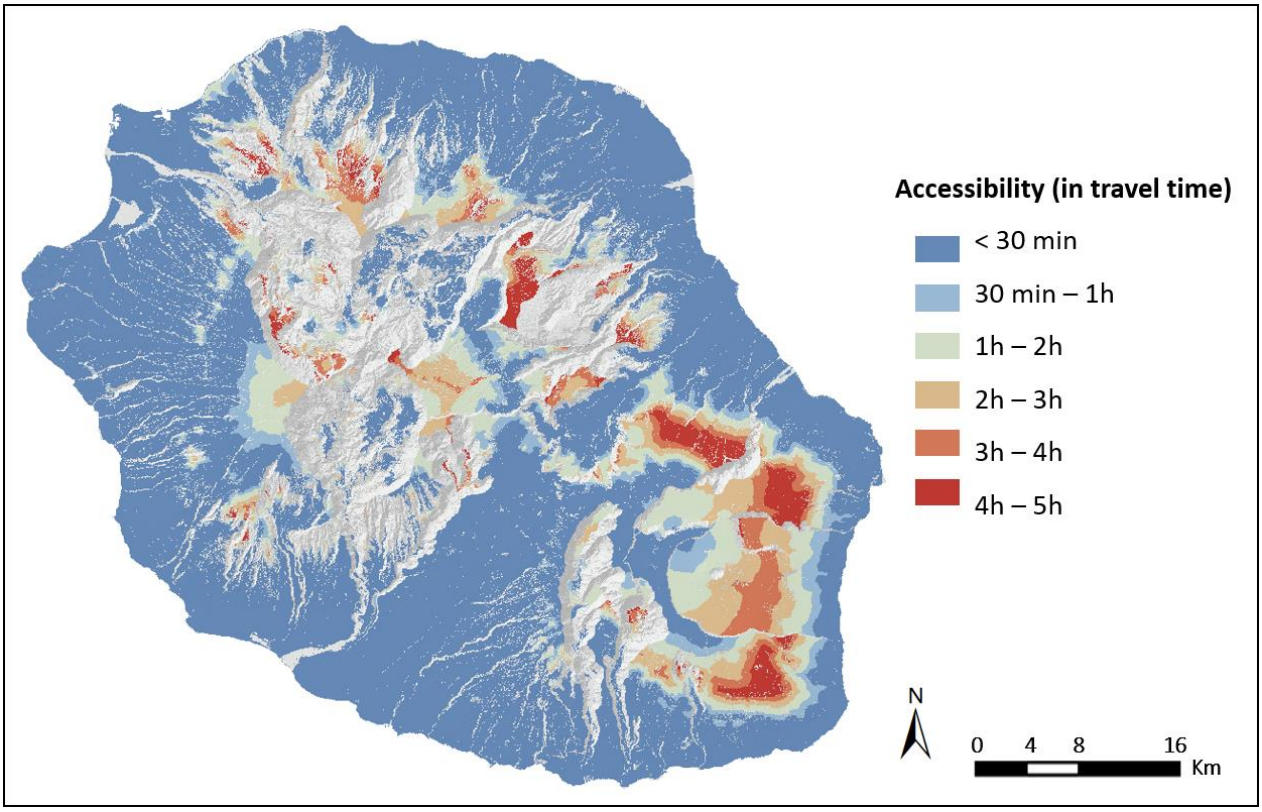


Figure F1: Accessibility (grey areas are not accessible due to steep terrain)

References:

Frakes B and Others. 2015. National Park Service travel time cost surface model (TTCSM): March 2015. Natural Resource Report. NPS/NRSS/NRR—2015/933. National Park Service. Fort Collins, Colorado

Theobald, D.M., Norman, J.B., Newman, P., 2010. Estimating visitor use of protected areas by modeling accessibility: A case study in Rocky Mountain National Park, Colorado. Journal of Conservation Planning 6: 1-20.

Annexe 2.2: Geomorphology

The methodology used to map geomorphology was based on Dikau (1989) and Hammond (1964) works. We used LF Mapper toolbox (available at http://lfmapper.blogspot.com/p/downloads.html). LF Mapper is a custom python script tool for ESRI's ArcGIS software that allows user to classify landforms with minimal effort and background knowledge using Digital Elevation Model (DEM).

All model calculation was implemented in ArcGis software 10.3.

We used the script and modified the following settings:

- Slope value : 40
- Altitude classes : 15, 30, 90, 150, 300 and 900

Figure F2 showed the geomorphology map.

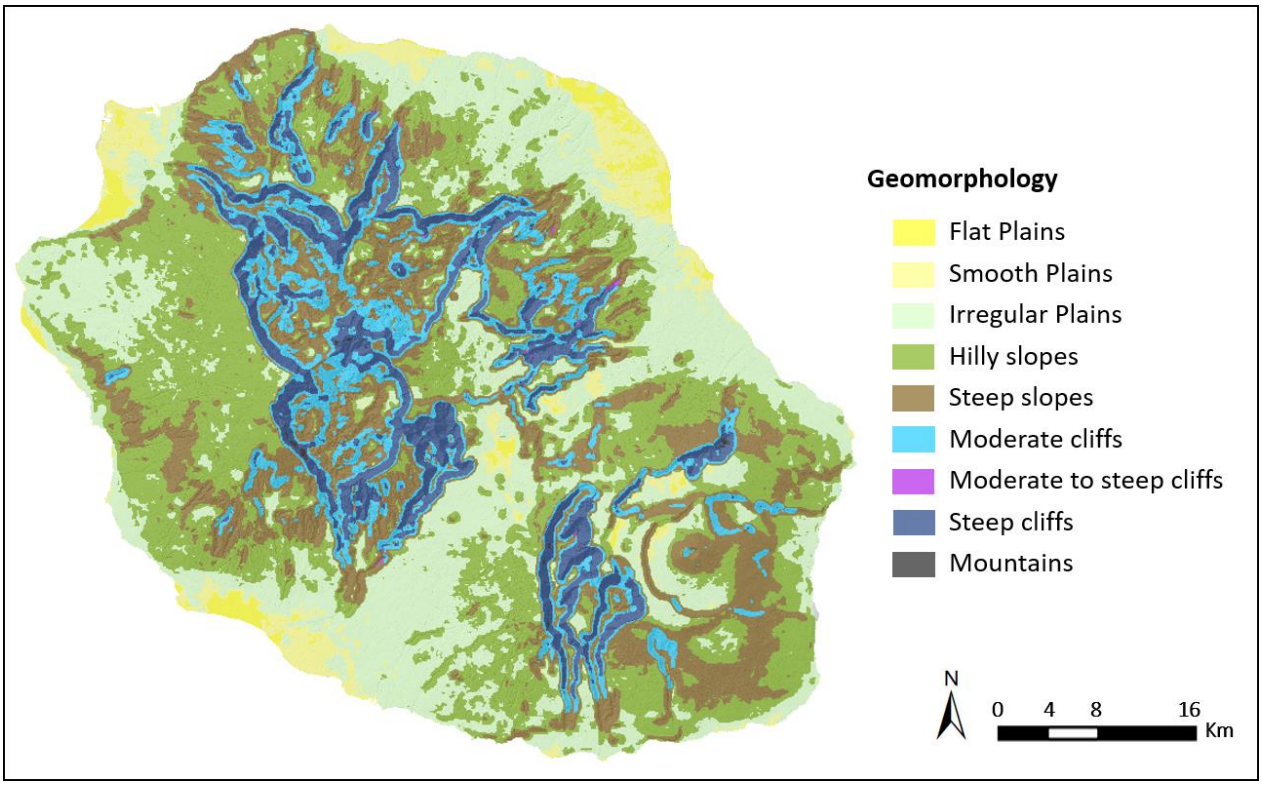


Figure F2: Geomorphology

Annexe 2.3: Invasion degree according to vegetation type (level 2).

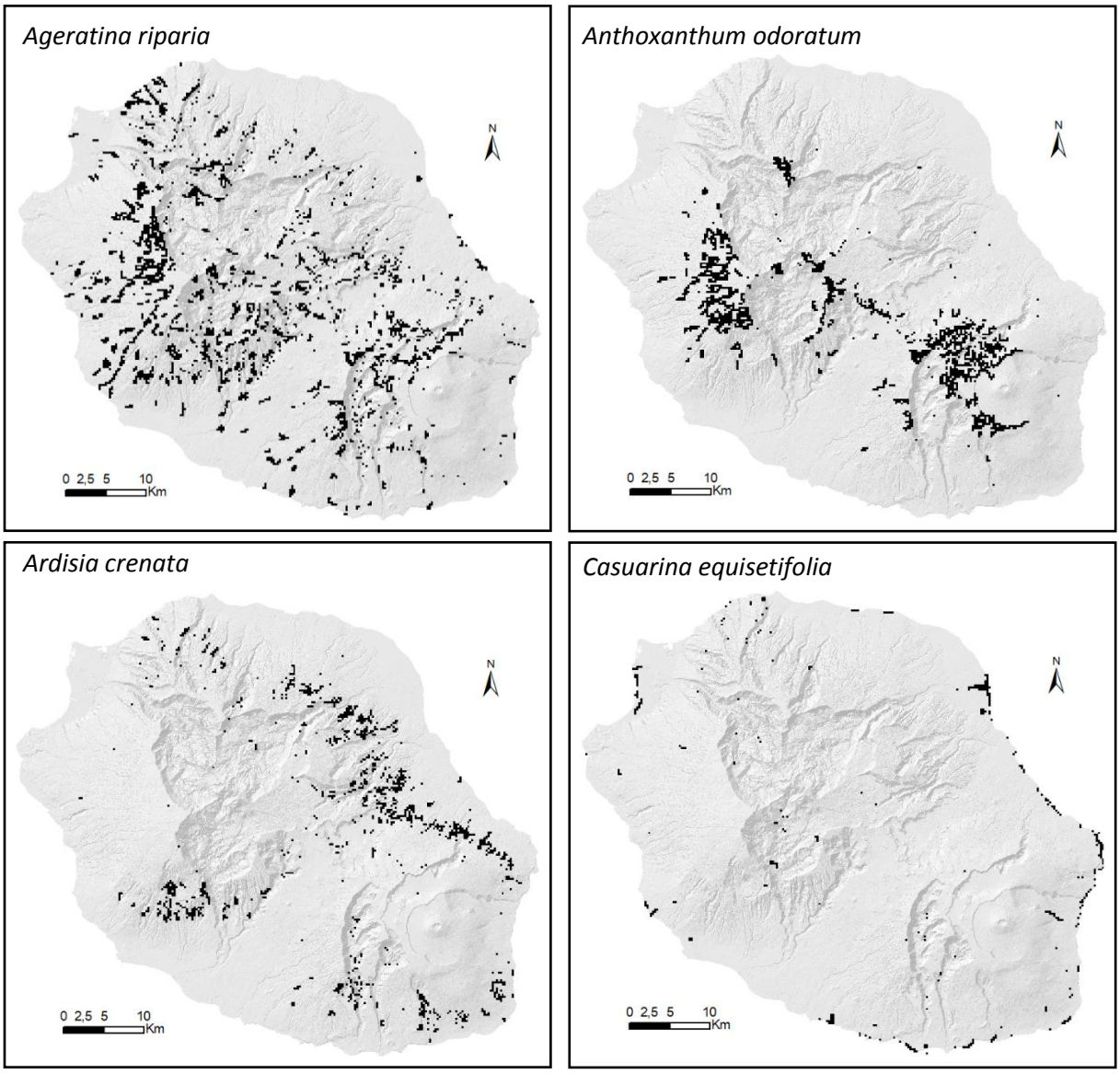
Vegetation type	Surface (ha)			
	Not invaded	Slightly invaded	Moderately invaded	Heavily invaded
Subalpine vegetation				
Subalpine herbland	844	332	62	11
Subalpine shrubland	1731	8486	3014	1875
Sophora denudata thicket	19	87	94	25
Alpine shrubland	269	737	94	0
Lowland thickets and rainforests				
Windward lowland moist forest	11	1492	2681	2505
Pioneer vegetation in moist forest	19	661	517	800
Submountain thickets and rainforests				
Windward submountain moist forest	464	4254	3349	4433
Leeward submountain moist forest	0	820	2144	1896
Submountain wet forest and thicket	0	413	812	337
Mountain thickets and rainforests				
Windward mountain moist forest	2624	10631	5104	1999
Leeward mountain moist forest	56	2925	3559	3131
Windward *Acacia heterophylla* forest	587	2966	922	88
Leeward *Acacia heterophylla* forest	0	430	947	517
Leeward Sophora denudata forest	0	0	0	29
Mountain rainforest and thicket	3319	1581	103	12
Mountain *Erica* thicket	62	1086	233	73
Pioneer vegetation in mountain forest	56	3064	3277	1091
Seasonally dry thickets and forests				
Lowland dry thicket	0	0	0	0.5
Lowland dry forest	0	0	0	4
Seasonally-dry forest	44	557	1150	2380
Leeward mosaic of seasonally-dry and moist forest	0	32	45	111
Transitional mountain forest in cirques	0	531	98	185
Pioneer vegetation in seasonally-dry forest	0	155	724	659
Coastal vegetation				
Coastal dry vegetation on rocky shores	0	0	8	78
Coastal grassland vegetation on rocky shores	0	0	0.5	10
Coastal vegetation of rocky coasts	0	2	26	35
Rock and lava flows				
Inland rocky areas	19	219	166	166
Lava flows colonized by lichens	6062	1402	321	401
Rocky coastal cliff and rocky area	0	2	21	101

Annexe 2.4: Major invasive plants species on Reunion Island. All these species are highly invasive in Reunion native ecosystem. COAST: Coastal vegetation; DRY: Seasonally dry thickets and forests; LOW: Lowland thickets and rainforests; SUB: Submountain thickets and rainforests; MOUNT: Thickets and mountain forest; ALPI: Subalpine vegetation; ROCK: Interior rocks and lava flows. *: Number of observations of the species recorded in botanical surveys (Source: CBNM 2019). **: Mean percentage cover of species when present.

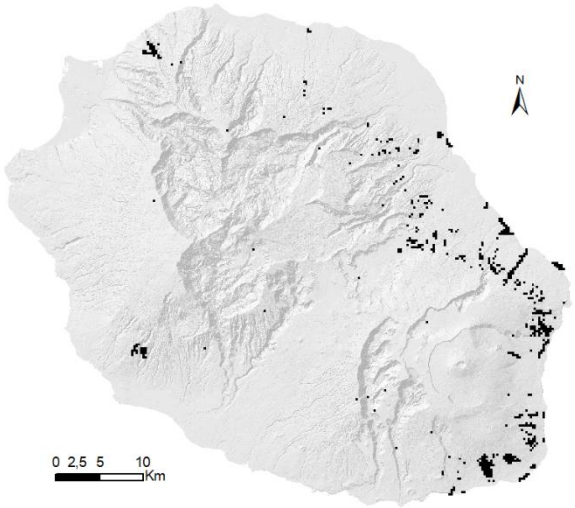
Species	Family	Site of origin	Major habitat type invaded							Impacts	* Observation number	** Mean abundance	Control in Reunion			
			COAST	DRY	LOW	SUB	MOUNT	ALPI	ROCK				Manual	Mechanical	Chemical	Biological
Ageratina riparia (Regel) R.M.King & H.Rob.	Asteraceae	Tropical America, Mexico					■	■		Forms dense stands	2949	3.09				
Anthoxanthum odoratum L.	Poaceae	Europe, Temperate Asia						■		Very competitive, displace native communities	1210	7.08				
Ardisia crenata Sims	Primulaceae	E. Asia			■	■				Reduce native plant diversity and seedling recruitment	2832	3.35				
Casuarina equisetifolia L.	Casuarinaceae	S-E. Asia, Oceania	■						■	N-fixing, inhibit growth of native species	246	5.85	■	■		
Clidemia hirta (L.) D. Don	Melastomataceae	Tropical America			■					Shade out native vegetation, reduce native seedling regeneration	836	2.27		■	■	
Erigeron karvinskianus DC.	Asteraceae	Mexico, American coasts					■	■		Compete with native species	1919	3.65				
Furcraea foetida (L.) Haw.	Asparagaceae	S. America, Antilles, Trinidad		■						Reduce native seedling regeneration	1893	8.98				
Hedychium gardnerianum Sheppard ex Ker Gawl.	Zingiberaceae	E. Himalaya				■	■			Reduce native seedling regeneration	2131	8.01		■		

Hiptage benghalensis (L.) Kurz	Malpighiaceae	Indo-Malaysia		■						Smother large trees, Form impenetrable thickets	1562	6.23				
Hypochaeris radicata L.	Asteraceae	Europe, Asia, N. Africa						■		Shade out native grasses and forbs	1315	3.00				
Leucaena leucocephala (Lam.) deWit	Leguminosae	Central America		■						N-fixing, form dense stands	1506	7.32		■		
Litsea glutinosa (Lour.) C.B.Rob.	Lauraceae	S-E. Asia, S. Australia		■		■					3611	4.02		■	■	
Psidium cattleyanum Afzel. ex Sabine	Myrtaceae	Brazil		■	■	■	■			Displace native vegetation	7382	5.01	■	■	■	
Rubus alceifolius Poir.	Rosaceae	S-E. Asia			■	■	■			Displace native vegetation	3312	3.02		■		■
Schinus terebinthifolia Raddi	Anacardiaceae	S. America	■						■		2076	9.02		■	■	
Syzygium jambos (L.) Alston	Myrtacaea	Indo-Malaysia			■					Possible allelopathic effects, shade out native vegetation	2856	7.11		■		
Ulex europaeus L.	Fabaceae	W. Europe						■		N-fixing, displace native vegetation, reduce native seedling regeneration	589	3.32		■	■	

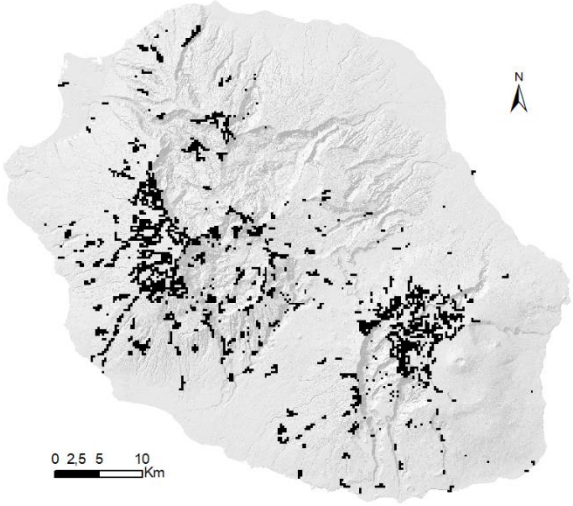
Annexe 2.5: Spatial distribution of major invasive species on Reunion Island (based on all existing botanical surveys since 1980). These distribution data are not exhaustive but reflect the sampling effort. Around 40% of the natural habitats have been sampled at the island scale. See Appendix V for more information on the species.



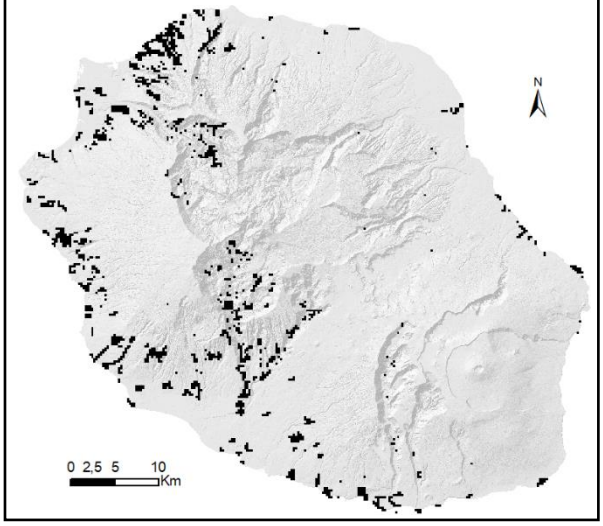
Clidemia hirta



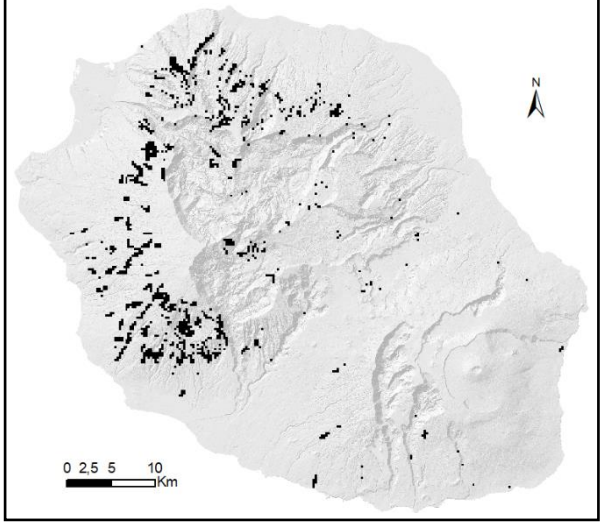
Erigeron karvinskianus



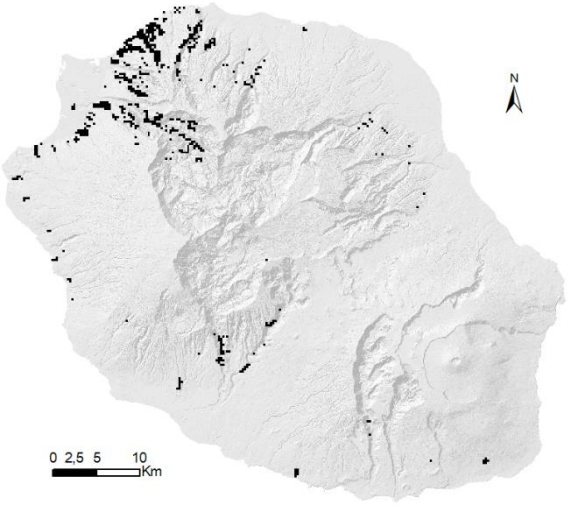
Furcraea foetida



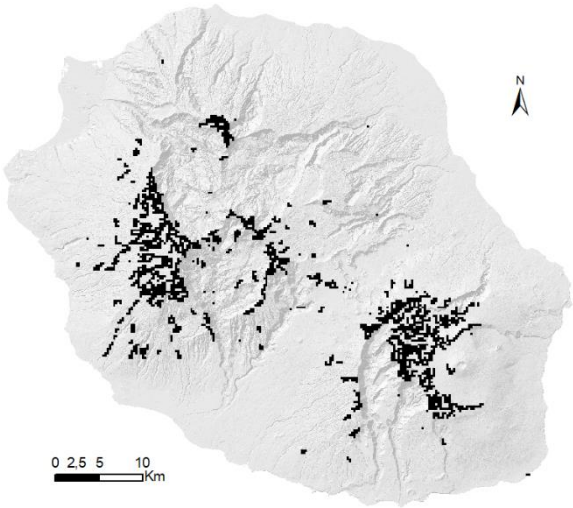
Hedychium gardnerianum



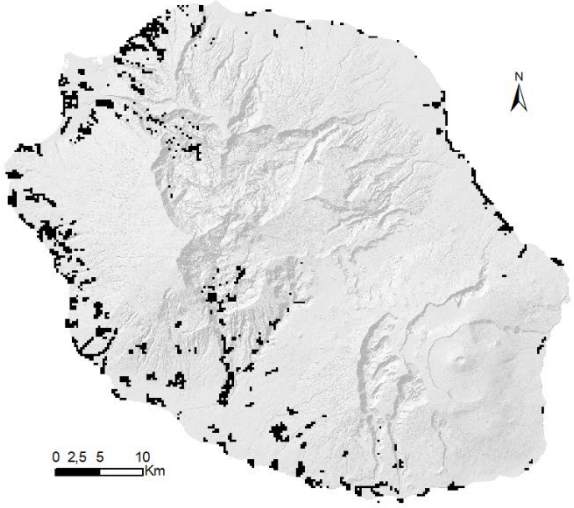
Hiptage benghalensis



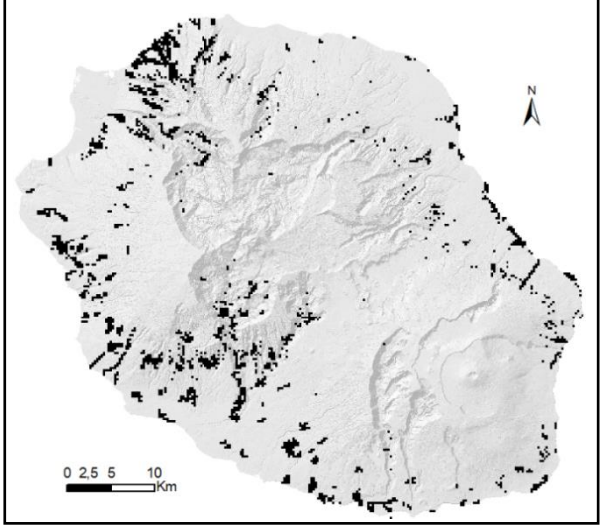
Hypochaeris radicata



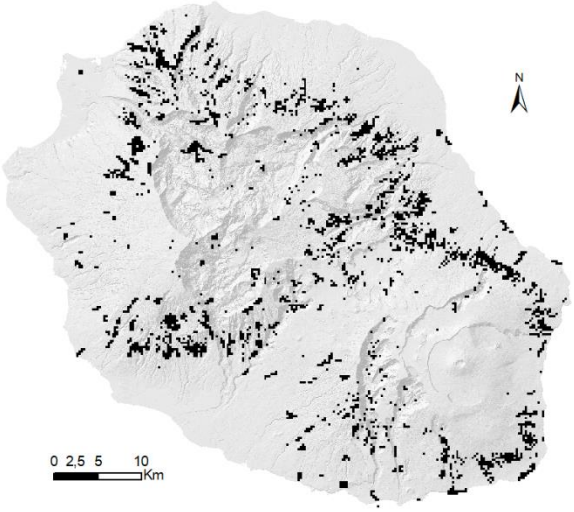
Leucaena leucocephala



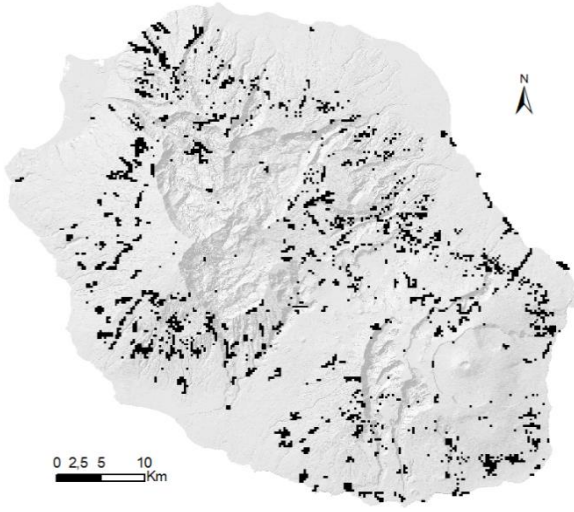
Litsea glutinosa



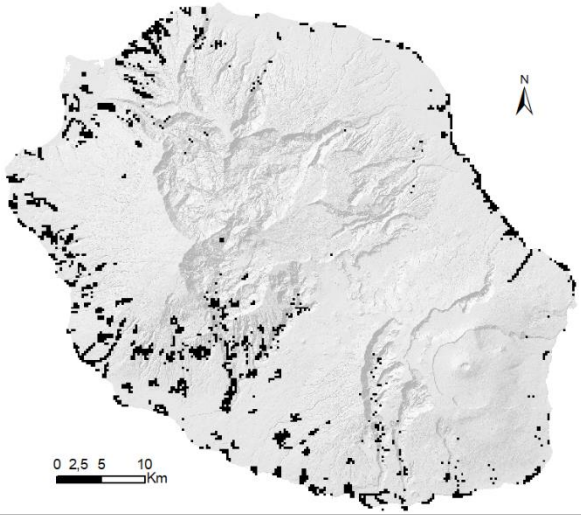
Psidium cattleyanum



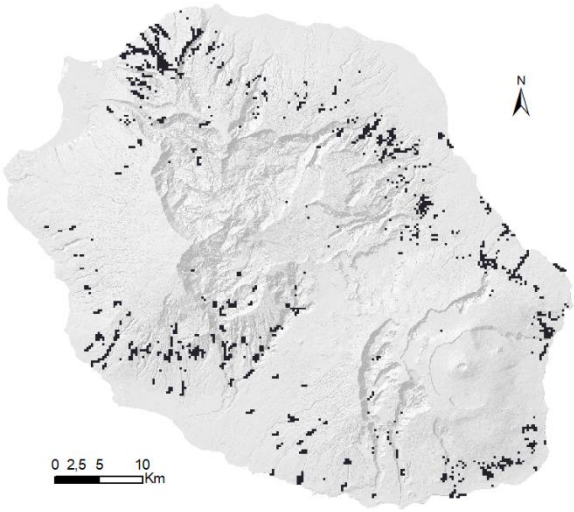
Rubus alceifolius

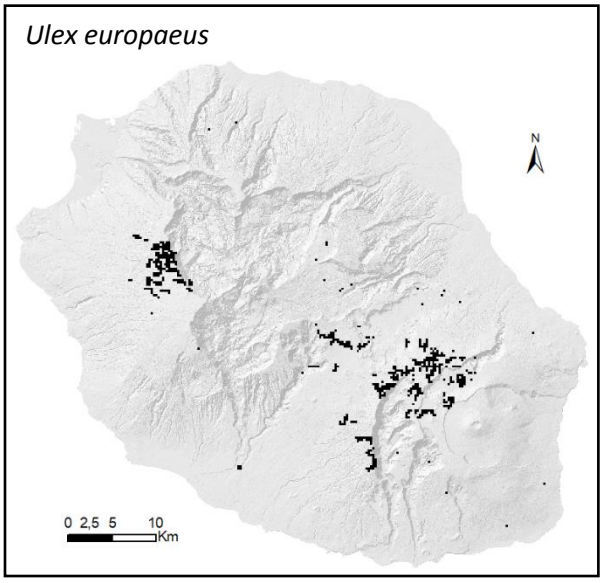


Schinus terebinthifolia



Syzygium jambos




Ulex europaeus
N
0 2,5 5 10
Km

Annexe 2.6: Misclassification rates per invasion categories for each Random Forest models.

Model	Misclassification rate (%)				
	Not invaded	**Slightly invaded**	**Moderately invaded**	**Heavily invaded**	**Global (All categories)**
Climatic	42	40	60	24	39
Landscape	37	33	64	24	37
Anthropogenic	45	35	70	19	38
Full	12	19	38	10	19
Parsimonious	12	22	40	11	20

Annexe 3.1: Analyses de krigeage

Il n'est pas possible de parler d'analyses de données spatiale sans évoquer le variogramme. Le variogramme est un outil qui permet de décrire la corrélation spatiale entre observations spatiales. En d'autres termes, on cherche à évaluer si les valeurs attributaires des observations ont une organisation particulière dans l'espace, c'est-à-dire si elles suivent un patron particulier.

La figure F3 présente un variogramme expérimental et les paramètres associés. L'effet pépite représente les variations spatiales à petite échelle au sein de la zone d'étude. Ce paramètre indique à quel point la structure spatiale est bruitée ; s'il existe de la variabilité naturelle plante à plante parce que toutes les plantes voisines ne peuvent pas être exactement identiques. Les variations à petites échelles peuvent être causées par des erreurs de mesure également. Le pallier partiel, représente l'amplitude de variation de la variable d'intérêt. Plus le pallier partiel est important par rapport à l'effet pépite est plus la structure spatiale est forte. Le pallier correspond à la variance du jeu de données. La portée est la distance spatiale à partir de laquelle les observations ne sont plus auto-corrélées. On considère qu'au-dessus d'une distance spatiale particulière (la portée), les observations sont trop différentes et ne partagent pas de relations entre elles. Les paramètres d'entrée et de sortie des analyses de krigeage réalisées sur les deux sites d'étude sont détaillés dans le tableau T2.

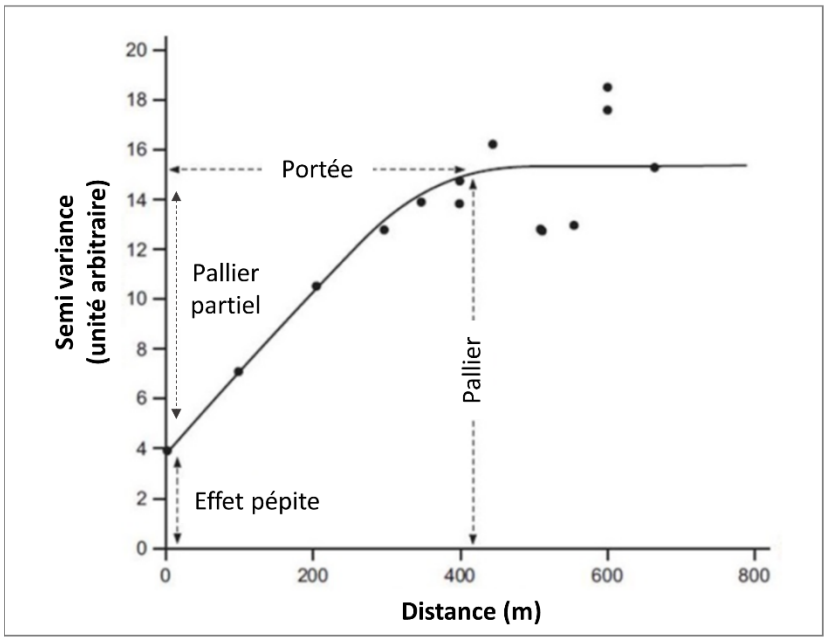


Figure F3 : Variogramme expérimental (points) et modèle ajusté au variogramme (courbe). La « portée », les « Pallier » et « Pallier partiel » ainsi que l' « Effet pépite » sont les paramètres du variogramme.

Tableau T2 : Paramètres et sortie de l'analyse de krigeage et du semi-variogramme associé.

Sites	Type de modèle	Lag size*	Number of lag**	Effet de pépite	Portée (m)	Pallier partiel
Mare Longue	Exponentiel	62,5	10	0.37	258.44	0.60
Volcan	Exponentiel	62,5	10	0.41	222,22	0.65

*La valeur de 62.5 correspond à la taille séparant chaque relevé dans notre échantillonnage systématique. ** La valeur de 10 correspond à la moitié de la distance entre les relevés les plus éloignés (distance max entre deux relevés = 1200m, donc 62.5 (lag size) * 10 = 625 m).

Les variogrammes obtenus pour les sites de Mare Longue et du Volcan sont présentés respectivement en Figure F4 et F5.

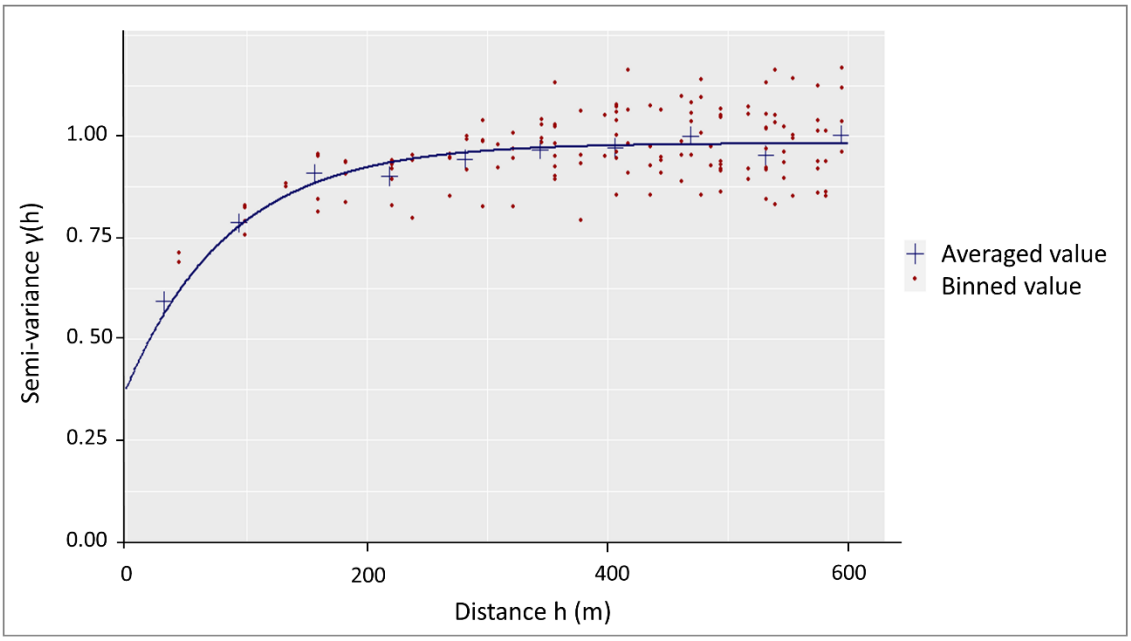


Figure F4 : Variogramme expérimental (croix) et modèle ajusté au variogramme (courbe) obtenu pour le site de Mare Longue.

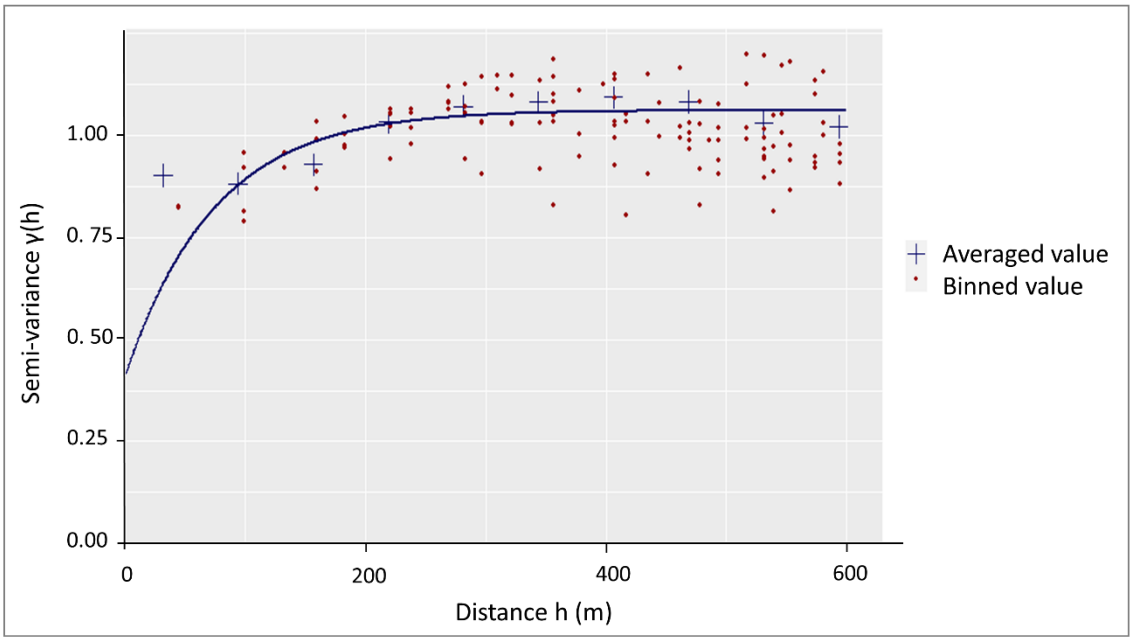


Figure F5 : Variogramme expérimental (croix) et modèle ajusté au variogramme (courbe) obtenu pour le site du Volcan.

Annexe 3.2: Liste des espèces recensées sur les deux sites d'étude.

L'ensemble des espèces exotiques échantillonnées lors de la campagne terrain sur les deux sites étudiés sont présentées dans les Tableaux T3 et T4.

L'échelle d'invasibilité utilisée est basée sur les travaux de Lavergne et al. (2016). L'échelle utilisée est présentée ci-dessous :

5 : taxon très envahissant en milieu naturel avec impact avéré ou supposé

4 : taxon envahissant en milieu naturel avec impact modéré ou non connu

3 : taxon envahissant dans les milieux anthropisés (espèces adventices incluses)

3+ : taxon envahissant dans les milieux anthropisés et présent dans certains milieux naturels sans être pour le moment envahissant (espèces émergentes)

2 : taxon potentiellement envahissant, cultivé ou non cultivé, naturalisé et connu pour être envahissant ailleurs dans d'autres régions ou îles du monde

2P : taxon potentiellement envahissant **P**réoccupant, cultivé ou non cultivé, naturalisé et envahissant dans seulement 1-2 localités, connu pour être envahissant ailleurs dans d'autres régions ou îles du monde

1 : taxon cultivé et/ou naturalisé non envahissant depuis plus d'un siècle

1P : taxon uniquement cultivé non envahissant, connu pour être envahissant ailleurs dans d'autres régions ou îles du monde, et susceptible d'envahir le territoire et de porter atteinte aux milieux naturels (analyse de risque non réalisée)

0 : taxon insuffisamment documenté ou non encore évalué

Tableau T3: Descriptif des espèces exotiques rencontrées sur le site de Mare Longue. Les espèces sont classées par ordre alphabétique. AGRI : utilisation agricole de l'espèce (alimentation humaine ou animale, amélioration du sol…), ECON : utilisation économique (sylviculture, fibre, …), ORN : utilisation horticole ou ornementale, PAPAM : utilisation plantes à parfums aromatiques et médicinales, UTILE : utilisation traditionnelle, artisanale.

Espèce	Famille	Invasibilité Réunion	Usages si connu
Ardisia crenata Sims	Primulaceae	5	ORN
Artocarpus heterophyllus Lam	Moraceae	2p	AGRI, ECON
Boehmeria macrophylla Hornem	Urticaceae	1	AGRI
Boehmeria penduliflora Wedd. Ex D.G. Long	Urticaceae	5	ORN
Cinnamomum camphora (L.) J. Presl	Lauraceae	3+	_
Citrus sp	Rutaceae	X	AGRI
Clidemia hirta (L.) D. Don	Melastomataceae	5	ORN

Codiaeum variegatum (L.) Rumph. ex A. Juss	Euphorbiaceae	1	_
Diospyros digyna Jacq	Ebenaceae	4	AGRI
Litsea glutinosa (Lour.) C. Rob	Lauraceae	5	AGRI
Mangifera indica L	Anacardiaceae	3+	AGRI, ECON, PAPAM
Psidium cattleianum Sabine	Myrtaceae	5	AGRI
Rubus alceifolius Poir	Rosaceae	5	AGRI
Schinus terebinthifolia Raddi	Anacardiaceae	5	AGRI, UTILE
Syzygium aromaticum (L.) Merr. & L.M. Perry	Myrtaceae	2p	AGRI, PAPAM
Syzygium jambos (L.) Alston	Myrtaceae	5	AGRI
Vanilla planifolia Jacks	Orchidaceae	1	AGRI, PAPAM ?

Tableau T4: Descriptif des espèces exotiques rencontrées sur le site du Volcan. Les espèces sont classées par ordre alphabétique. AGRI : utilisation agricole de l'espèce (alimentation humaine ou animale, amélioration du sol…), ORN : utilisation horticole ou ornementale, PAPAM : utilisation plantes à parfums aromatiques et médicinales.

Espèce	Famille	Invasibilité Réunion*	Usages si connu
Ageratina riparia (Regel) R.M. King et H. Rob.	Compositae	5	ORN, PAPAM
Anthoxanthum odoratum L.	Poaceae	5	AGRI
Bromus catharticus Vahl	Poaceae	_	_
Carex ovalis (L.) Rchb.	Cyperaceae	4	_
Carex pilulifera L.	Cyperaceae	_	_
Eragrostis atrovirens (Desf.) Trin. Ex Steud.	Poaceae	_	_
Eragrostis sp	Poaceae	_	_
Erigeron karvinskianus DC.	Compositae	5	ORN
Fragaria vesca L. subsp. vesca	Rosaceae	0	AGRI
Holcus lanatus L.	Poaceae	4	AGRI
Hypochaeris radicata L.	Compositae	5	AGRI
Luzula campestris (L.) DC.	Juncaceae	4	_
Oxalis corniculata L.	Oxalidaceae	4	AGRI
Paspalum sp.	Poaceae	4	AGRI
Pennisetum clandestinum L.	Poaceae	_	_
Plantago lanceolata L.	Plantaginaceae	1	PAPAM
Poa annua L.	Poaceae	4	AGRI
Prunella vulgaris L.	Lamiaceae	4	ORN
Rubus rosifolius Sim.	Rosaceae	4	AGRI
Rumex acetosella L. subsp. pyrenaicus	Polygonaceae	4	AGRI
Taraxacum sect. Ruderalia Kirschner, H. ollg. et Stepanek	Compositae	1	AGRI
Ulex europaeus L.	Leguminosae	5	AGRI, ORN
Verbena rigida Spreng.	Verbenaceae	_	_

Annexe 3.3 : Cluster

Sont présentées dans les Tableaux T5 et T6, respectivement pour le site de Mare Longue et du Volcan, les variables quantitatives décrivant le mieux chaque cluster identifié. Les variables explicatives utilisées pour les analyses de cluster sont rappelées ci-dessous :

- DIV_EXO : Richesse spécifique en exotiques
- REC_EXO_H : Recouvrement moyen en exotiques de la strate herbacée
- REC_EXO_J : Recouvrement moyen en exotiques de la strate arbustive
- REC_EXO_A : Recouvrement moyen en exotiques de la strate arborée
- REC_IND_H : Recouvrement moyen en indigènes de la strate herbacée
- REC_IND_J : Recouvrement moyen en indigènes de la strate arbustive
- REC_IND_A : Recouvrement moyen en indigènes de la strate arborée

Tableau T5 : Variables quantitatives décrivant le plus chaque cluster identifié. Site de Mare Longue

Cluster 1						
	V test	**Mean in category**	**Overall mean**	**Sd in category**	**Overall sd**	**p-value**
Rec_IND_A	11.8250	79.0909	63.7209	16.0312	28.0332	2.8974e-32
Rec_IND_H	7.1251	21.5101	15.5203	20.5504	18.1308	1.0395e-12
Rec_IND_J	6.6324	39.0353	31.7819	23.2451	23.5867	3.3009e-11
Rec_EXO_A	-7.0768	1.1868	8.5000	5.1884	22.2876	1.4742e-12
Rec_EXO_H	-9.1020	5.4343	12.0348	7.1409	15.6401	8.8610e-20
Rec_EXO_J	-11.5648	4.9949	18.0610	8.0994	24.3674	6.2117e-31
DIV_EXO	-12.5635	2.6515	3.8895	1.3464	2.1252	3.3498e-36
Cluster 2						
	V test	**Mean in category**	**Overall mean**	**Sd in category**	**Overall sd**	**p-value**
DIV_EXO	11.0007	5.6033	3.8895	1.8563	2.1252	3.7906e-28
Rec_EXO_J	9.1641	34.4297	18.0610	28.5167	24.3674	4.9944e-20
Rec_EXO_H	5.9456	18.8512	12.0348	18.1142	15.6401	2.7539e-09
Rec_IND_J	-3.9847	24.8925	31.7819	20.4865	23.5867	6.7548e-05
Rec_IND_H	-6.4607	6.9338	15.5203	7.1740	18.1308	1.0416e-10
Rec_IND_A	-7.3408	48.6363	63.7209	25.6324	28.0332	2.1223e-13
Cluster 3						
	V test	**Mean in category**	**Overall mean**	**Sd in category**	**Overall sd**	**p-value**
Rec_EXO_A	16.8188	80.80	8.5000	19.6814	22.2876	1.7758e-63
Rec_EXO_H	6.3929	31.32	12.0348	20.7859	15.6401	1.6269e-10
Rec_EXO_J	5.1615	42.32	18.0610	21.8498	24.3674	2.4485e-07
Div_EXO	3.6848	5.40	3.8895	1.5748	2.1252	2.2888e-04
Rec_IND_J	-5.2979	7.68	31.7819	10.8174	23.5867	1.1711e-07
Rec_IND_A	-9.0108	15.00	63.7209	15.8745	28.0332	2.0454e-19

Tableau T6 : Variables quantitatives décrivant le plus chaque cluster identifié. Site du Volcan

Cluster 1						
	V test	**Mean in category**	**Overall mean**	**Sd in category**	**Overall sd**	**p-value**
Rec_IND_J	10.1241	44.8010	33.6480	22.8755	24.9305	4.3162e-24
Rec_EXO_A	-2.5199	0.0000	0.1447	0.0000	1.2998	1.1737e-02
Rec_EXO_J	-3.1292	0.0471	0.4473	0.4254	2.8946	1.7526e-03
Rec_IND_H	-3.7946	6.8032	8.6293	7.2078	10.8880	1.4724e-04
DIV_EXO	-9.5283	2.3874	3.2138	1.6136	1.9627	1.5977e-21
Rec_IND_A	-9.7359	12.3637	24.8634	17.8767	29.0547	2.1175e-22
Rec_EXO_H	-12.9003	6.4851	26.3481	11.9187	34.8450	4.4801e-38
Cluster 2						
	V test	**Mean in category**	**Overall mean**	**Sd in category**	**Overall sd**	**p-value**
Rec_EXO_H	13.0733	61.3516	26.3481	34.7083	34.8450	4.6738e-39
Rec_IND_A	9.5825	46.2568	24.8634	32.1508	29.0547	9.4669e-22
DIV_EXO	9.2886	4.6146	3.2138	1.7182	1.9627	1.5626e-20
Rec_IND_H	3.9219	11.9105	8.6293	14.8751	10.8880	8.7852e-05
Rec_IND_J	-9.9022	14.6788	33.6480	14.9095	24.9305	4.0712e-23
Cluster 3						
	V test	**Mean in category**	**Overall mean**	**Sd in category**	**Overall sd**	**p-value**
Rec_EXO_J	15.3129	22.5	0.4473	8.2915	2.8946	6.2619e-53
Rec_EXO_A	13.6931	9.0	0.1447	6.3639	1.2998	1.1157e-42

Annexe 3.4 : A l'échelle d'une espèce – cas de Psidium cattleianum au sein de la forêt de Mare Longue

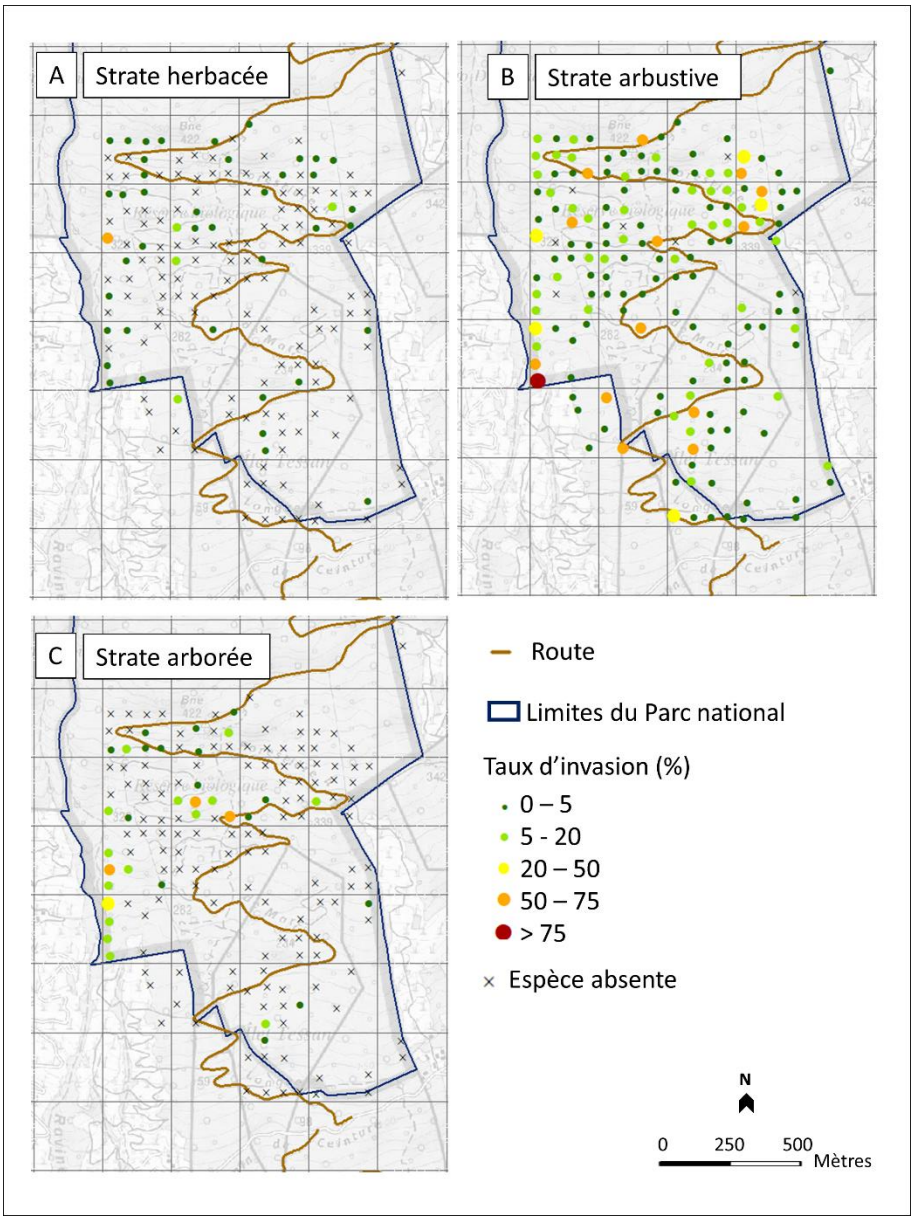


Figure F6 : Recouvrement moyen des strates (A) herbacée, (B) arbustive et (C) arborée de *Psidium cattleianum* au sein de la forêt de Mare Longue

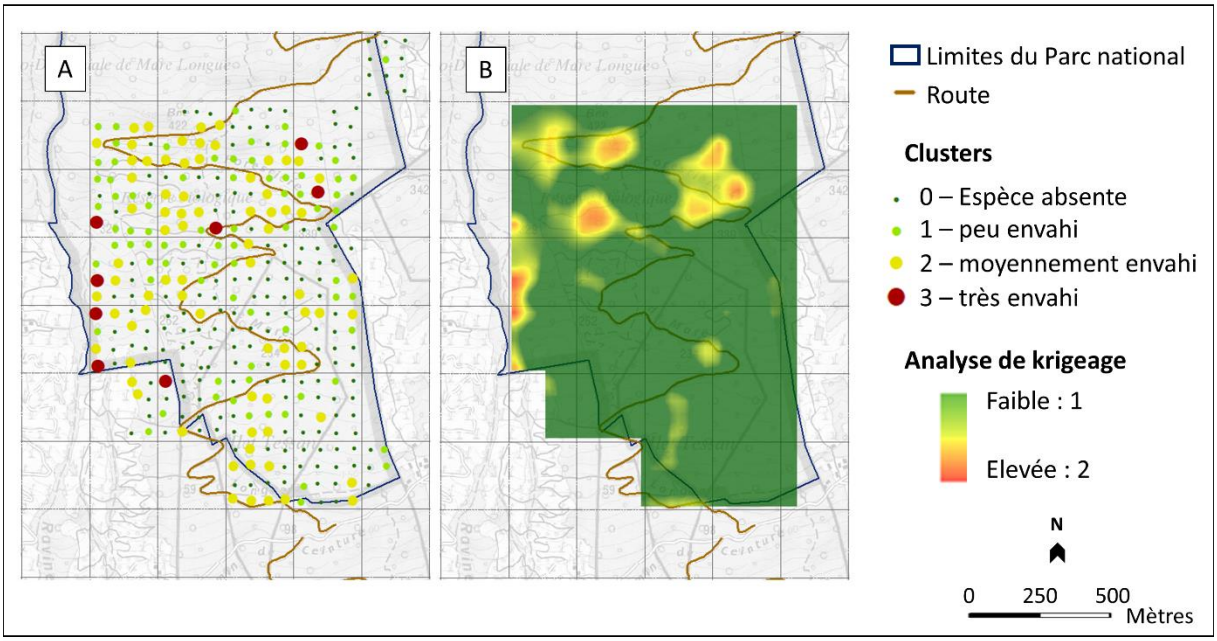


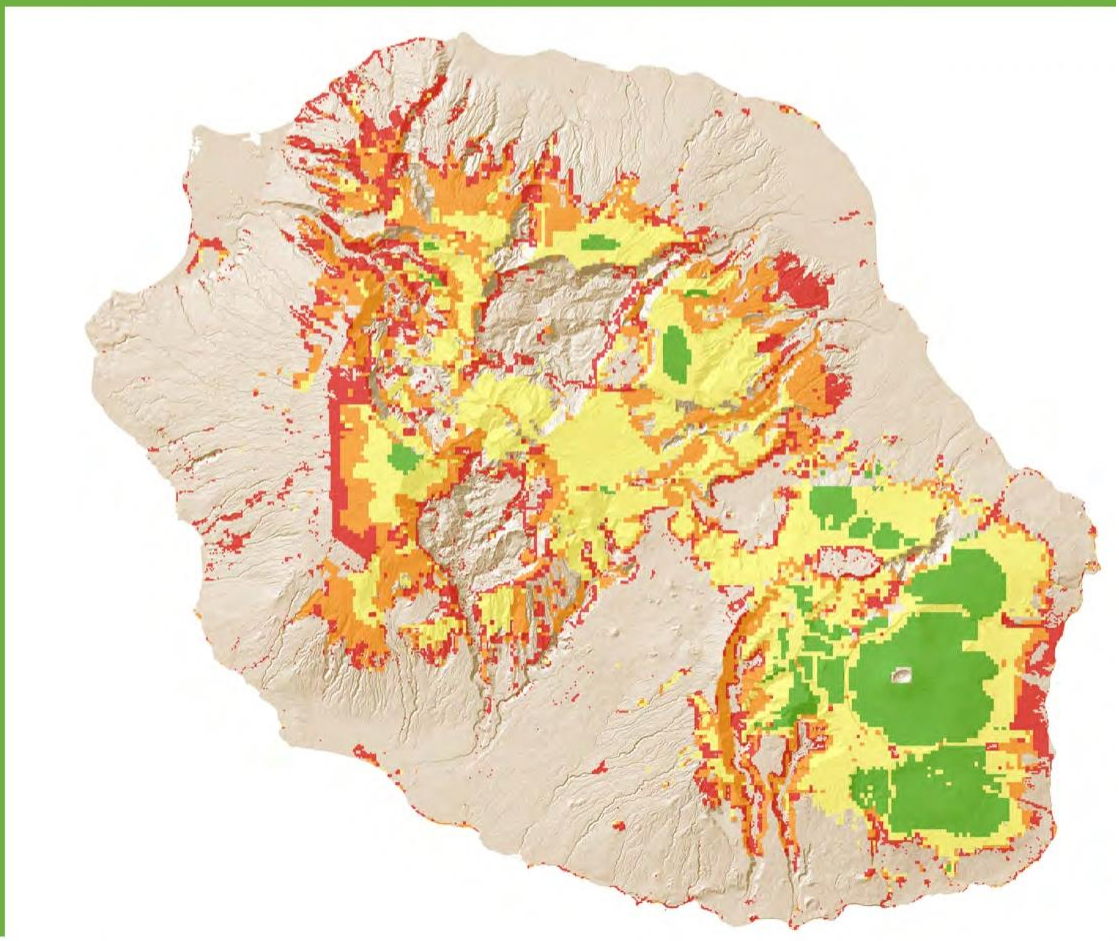
Figure F7 : Analyses de (A) cluster et de (B) krigeage sur le site de Mare Longue pour l'espèce *Psidium cattleianum*

Annexe 4.1 : Rapport d'étape du projet « Priorisation spatiale des actions de gestion des plantes exotiques envahissantes »

PRIORISATION SPATIALE DES ACTIONS DE GESTION DES PLANTES EXOTIQUES ENVAHISSANTES

UNE ÉTAPE-CLÉ DE LA CONSERVATION À LONG TERME DES MILIEUX NATURELS À LA RÉUNION

Version 1



cirad — Parc national de La Réunion — Office National des Forêts — Département de la Réunion www.cg974.fr — MASCARIN — UNIVERSITÉ DE LA RÉUNION — GCEIP

Rapport rédigé par : Pauline Fenouillas, Mathieu Rouget et Elise Amy

Avec les contributions de : Benoît Lequette (PNRun), Jean-Cyrille Notter (PNRun), Jean-Marie Pausé (PNRun), Guillaume Payet (PNRun), Hermann Thomas (PNRun), Florent Ingrassia (ONF), Julien Triolo (ONF), Christophe Lavergne (CBNM-CPIE), Frédéric Picot (CBNM-CPIE), Nicolas Payet (Département de La Réunion), Vincent Turquet (Département de La Réunion), Isabelle Bracco (DEAL), Mélodie Gosset (DEAL), Nila Poungavanon (GCEIP), Claudine Ah-Peng (Université de La Réunion) , Dominique Strasberg (Université de La Réunion) et toutes les personnes qui participé aux différents groupes de travail.

Comment citer ce rapport :

Fenouillas P, Ah-Peng C, Amy E, Bracco I, Gosset M, Ingrassia F, Lavergne C, Lequette B, Notter JC, Pausé JM, Payet N, Payet G, Picot F, Poungavanon N, Strasberg D, Thomas H, Triolo J, Turquet V, Rouget M (2020). Priorisation spatiale des actions de gestion des plantes exotiques envahissantes: une étape-clé de la conservation à long terme des milieux naturels à La Réunion. CIRAD, Saint Pierre.

TABLE DES MATIERES

RESUME 174
I. Contexte et enjeux 178
1. Historique et contexte du projet 178
2. Enjeux 179
II. Présentation du projet, objectifs et résultats attendus 180
1. Présentation synthétique du projet 180
2. Objectifs à atteindre 181
3. Résultats attendus 181
III. Cartographie et typologie de la végétation 181
1. Etat des lieux des cartographies existantes 181
2. Typologie ONF 182
3. Construction de la cartographie 186
IV. Cartographie du degré d'invasion par les PEE 187
1. Données utilisées pour la réalisation de la cartographie du niveau d'invasion par les PEE 187
2. Mise en place de l'échelle d'invasibilité 187
3. Construction de la cartographie 188
4. L'importance du dire d'expert 190
V. Données sur la répartition d'espèces endémiques et/ou menacées 191
1. Plantes vasculaires 191
2. Faune 192
3. Bryophytes 192
VI. Méthodologie permettant l'identification des enjeux de conservation 193
1. Approche générale mise en place 193
2. Présentation du logiciel : Zonation, un outil d'aide à la décision pour l'identification des zones prioritaires 194
2.1. Fonctionnement du logiciel 194
2.2. Méthode 196
2.3. Les fonctions de Zonation 196
2.4. Pondération 199
3. Données utilisées pour l'identification des priorités spatiales 200
4. Pistes pour intégrer la VUE dans l'analyse 201
VII. Méthodologie pour identifier les priorités d'action 203
1. Principes 203

2. Choix des priorités d'intervention 204
3. Critères d'opérationnalité 207
3.1 Modèle d'accessibilité du terrain 207
3.2 Proximité des chantiers de lutte existants 208
4. Mise en place d'un score de priorité d'action 209
VIII. Résultats 210
1. Cartographie du degré d'invasion 210
2. Etat des lieux de la végétation 211
3. Identification des enjeux de conservation 213
4. Identification des priorités d'actions de lutte 216
5. Limites et Perspectives 219
IX. Moyens mobilisés 222
ANNEXE 1 : Mise en place de l'échelle d'invasibilité 225

RESUME

Contexte : Les invasions biologiques constituent une des menaces principales de l'érosion de la biodiversité dans le monde et notamment sur l'île de La Réunion. Cette étude a pour but de coordonner et de spatialiser les enjeux de conservation, en rassemblant toutes les données existantes pour établir un état des lieux spatialisé à une échelle utile aux gestionnaires afin de prioriser les actions de gestion des plantes exotiques envahissantes. Une approche de priorisation spatiale basée sur un algorithme d'aide à la décision a été utilisée. Cette approche est participative et co-développée avec les gestionnaires afin de répondre à une demande du département de La Réunion.

Approche : Nous avons rassemblés un ensemble solide de données quant à la distribution de la faune et de la flore indigènes, la répartition des habitats et leur niveau d'invasion. L'ensemble de ces données ont été insérées au sein d'un logiciel d'aide à la décision, Zonation, permettant l'identification des enjeux de conservation. L'utilisation de ce logiciel permet l'identification de priorités objectives et basées sur des concepts clés. Ainsi, les priorités identifiées mettent en avant les zones peu envahies, les habitats et espèces rares et sont représentatives de l'ensemble de la biodiversité. Une fois les enjeux de conservation identifiés, il est possible de définir les priorités d'actions de lutte contre les plantes exotiques. Pour cela, trois critères opérationnels ont été utilisés : l'accessibilité de la zone, les priorités d'intervention et l'historique des chantiers.

Résultats : Ces analyses nous ont permis d'identifier 58 500 ha d'enjeux de conservation parmi lesquels 30% sont considérés comme non envahis, ce qui implique des actions de surveillance. A l'inverse, 53 714 ha de zones potentielles d'intervention ont été identifiées. Parmi ces zones, 4392 ha sont considérés comme étant de forte priorité.

Trois résultats principaux y sont présentés : la carte du degré d'invasion, les enjeux de conservation et les priorités d'actions de lutte.

Les données spatiales sont téléchargeables sur le site du GEIR :

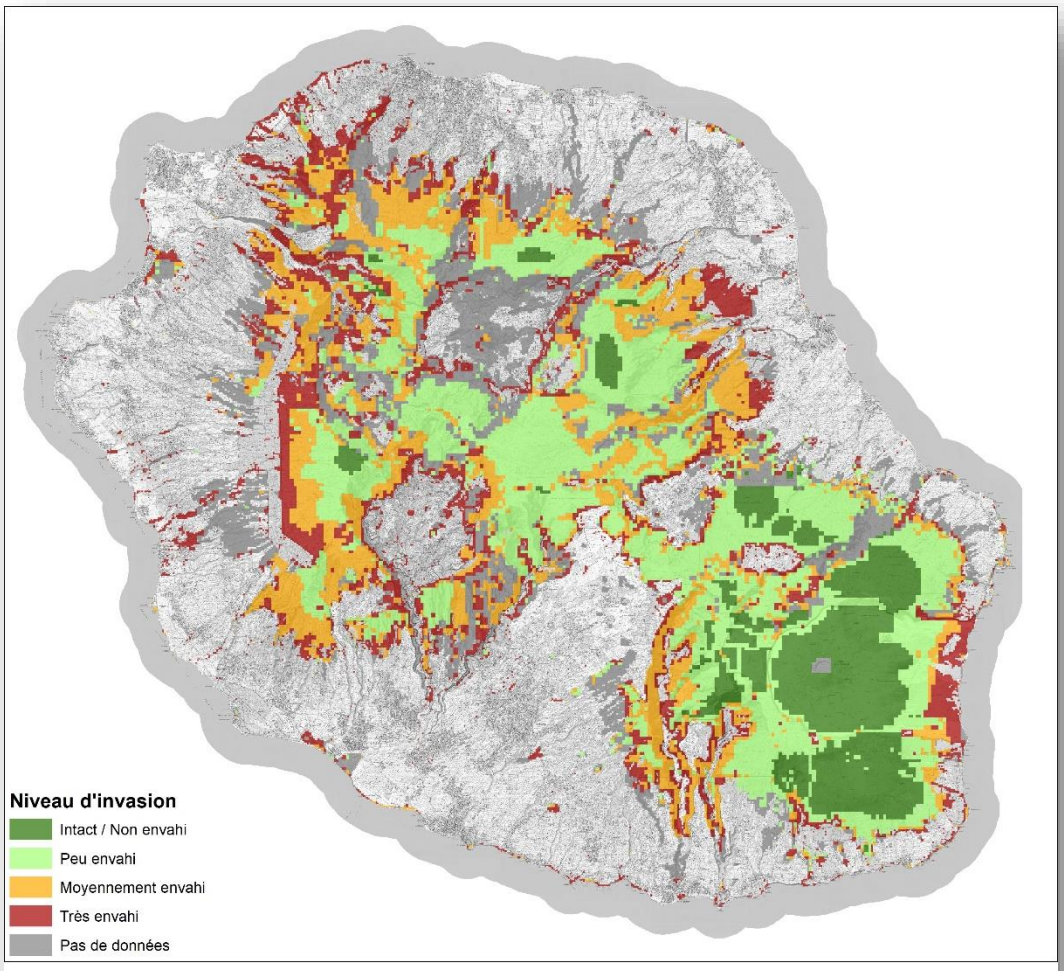
https://www.especesinvasives.re/en-pratique/documents-et-outils/article/documents-et-outils

Niveau d'invasion :

Les relevés de terrain du CBNM, PNRun, ONF et DEAL ont été utilisés. Ils ont été homogénéisés dans des mailles de 250 x 250m et catégorisés en 4 niveaux :

- Zone intacte / pas envahi : Aucune espèce exotique n'a été recensée
- Zone peu envahie : Un recouvrement maximum exotique de 25% a été recensé
- Zone moyennement envahie : Un recouvrement maximum exotique de 75% a été recensé
- Zone très envahie : Un recouvrement maximum exotique supérieur à 75% a été recensé

Ces données ont été ensuite vérifiées et complétées à dire d'expert lors d'ateliers de travail avec l'ONF, le CBNM, le Parc National et le Conseil Départemental, le CIRAD, l'Université de La Réunion et des naturalistes. Une étude de validation sur le terrain du niveau d'invasion est en cours.



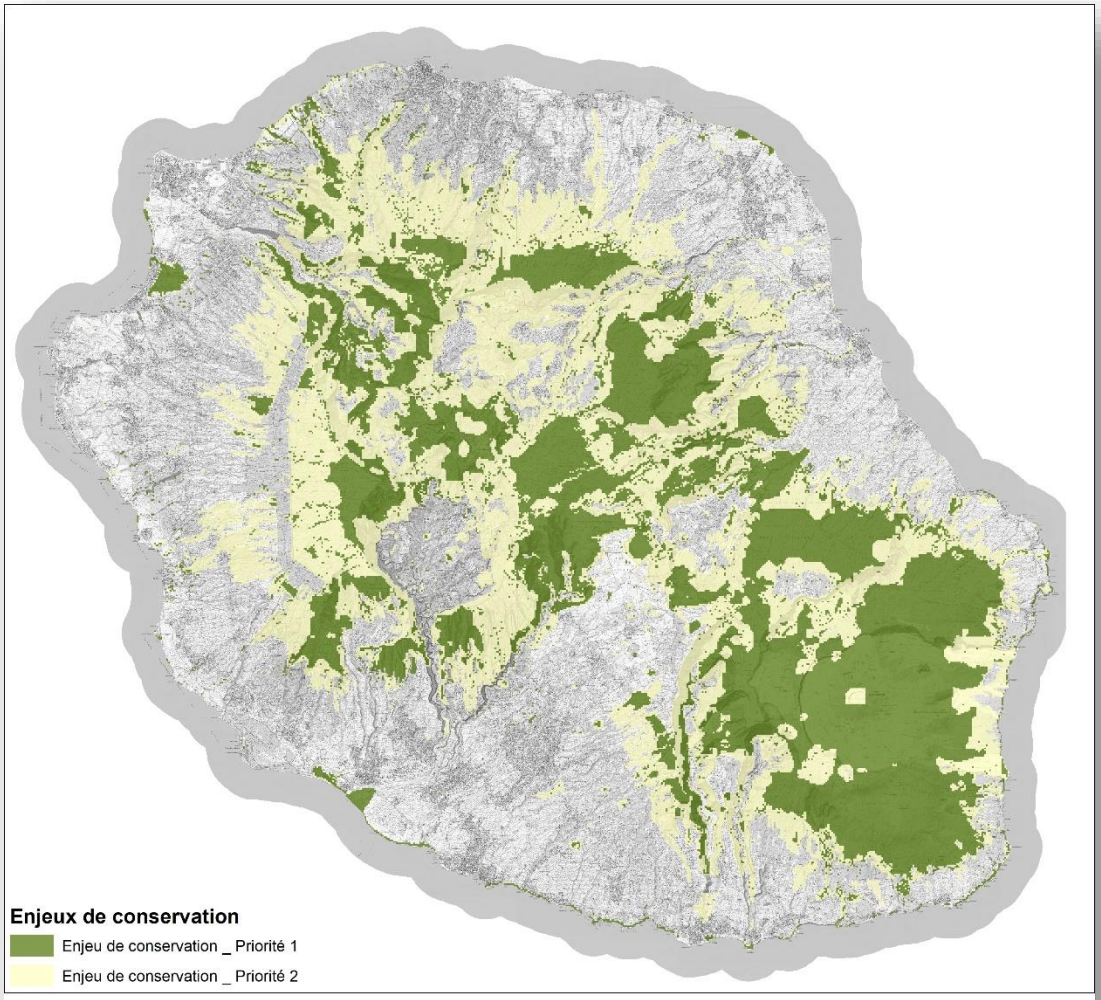
Niveau d'invasion

Groupement de travail sur la Priorisation Spatiale des actions de lutte
Sources : CBNM, Cirad, DEAL, Département Réunion, ONF, PNRun, UR
Contacts : Elise Amy, Parc national de La Réunion (elise.amy@reunio-parcnational.fr) ou Mathieu Rouget, CIRAD (mathieu.rouget@cirad.fr)

Version 1 : Décembre 2019

Enjeux de conservation :

Les enjeux de conservation « Priorité 1 » représentent les zones les plus représentatives de la biodiversité réunionnaise (habitats, flore et faune) qui sont le moins envahies. De ce fait, elles représentent les priorités de conservation. Toutes ne sont pas envahies et ne feront pas l'objet d'actions de lutte nécessairement. Les enjeux de conservation « Priorité 2 » représentent des milieux naturels non priorisés dans cette version pour différentes raisons : soit ils sont très envahis, ou représentent des habitats ou espèces déjà sélectionnés dans les enjeux de conservation Priorité 1, ou par manque d'information sur le niveau d'invasion.



Enjeux de conservation

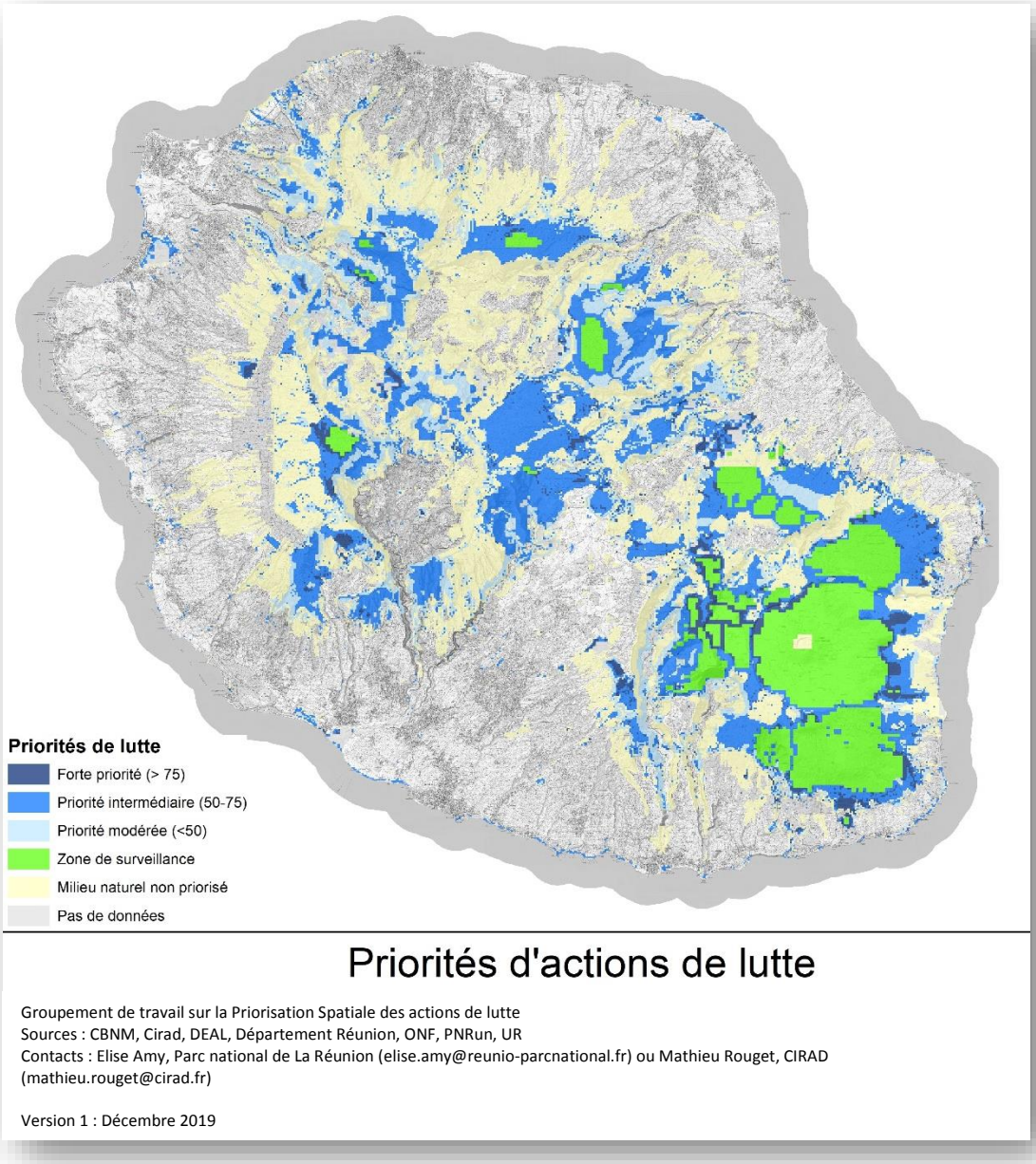
Groupement de travail sur la Priorisation Spatiale des actions de lutte
Sources : CBNM, Cirad, DEAL, Département Réunion, ONF, PNRun, UR
Contacts : Elise Amy, Parc national de La Réunion (elise.amy@reunio-parcnational.fr) ou Mathieu Rouget, CIRAD (mathieu.rouget@cirad.fr)

Version 1 : Décembre 2019

Priorités de lutte :

Un score de priorité a été établi en tenant compte de trois critères : priorités d'intervention, accessibilité et proximité des chantiers de lutte existants. Par ordre décroissant, les priorités suivantes ont été identifiées :

- Fronts d'invasion (accessibles et en bordure de zones intactes ou peu envahies)
- Zones accessibles à enjeu peu envahies
- Zones accessibles à enjeu moyennement envahies
- Zones accessibles à enjeu très envahies



I. CONTEXTE ET ENJEUX

1. HISTORIQUE ET CONTEXTE DU PROJET

Les conclusions de l'UICN sur l'évaluation 2017 du Bien naturel *Pitons, Cirques et Remparts* inscrit au patrimoine mondial de l'Humanité pointent une insuffisance des moyens dédiés à la lutte contre les espèces invasives, un besoin de renforcement de la gouvernance et de coordination des interventions, avec pour conséquence l'avancée préoccupante des espèces exotiques dans les milieux les plus représentatifs de la biodiversité locale. Le rapport d'expertise conclut ainsi que "l'état actuel du Bien peut être évalué comme étant de préoccupation élevée et la tendance comme se détériorant".

Pour tirer les enseignements de cette expertise le Département, fort de son pouvoir politique et financier dans le domaine, a décidé de réunir le Parc national, l'ONF et le CBN-CPIE Mascarin, ses principaux interlocuteurs en matière de gestion des espaces naturels, afin de convenir d'une vision et d'une méthode de travail communes en matière d'objectifs et de priorités pour aboutir à une stratégie d'intervention concrète et efficace.

Le principal constat relevé est le manque de coordination et l'absence de spatialisation de l'état de conservation des milieux naturels terrestres. **Les partenaires (PNRun, ONF, CBN-CPIE Mascarin), ont exprimé leur forte volonté de travailler ensemble pour aboutir à une stratégie commune** palliant à ces manques et assurant la pertinence et la cohérence des actions mises en œuvre par chacun à l'échelle de l'île. Le Parc national de La Réunion a par la suite établi un partenariat avec le CIRAD pour co-développer la démarche de priorisation.

Rappel du rôle de chaque partenaire sur le territoire inscrit au patrimoine mondial

• Le Département, principal propriétaire des forêts publiques et compétent en matière de protection et de valorisation des espaces naturels sensibles, dispose du pouvoir politique et financier. A ce titre, dans le cadre du POLI, le Département anime les actions visant à former et sensibiliser les décideurs sur les invasions biologiques, dans le but d'optimiser les moyens politiques et financiers en faveur de cet enjeu.

• Le Parc national définit la stratégie et en coordonne la mise en œuvre des actions dans le Bien, y compris sur les fonds privés. Il est également acteur de la connaissance et de l'expérimentation. Il est enfin le conseil scientifique de l'ONF (Code de l'Environnement). A ce titre, dans le cadre du POLI, le PNRun a notamment en charge d'animer les actions de hiérarchisation, d'évaluation et de suivi-monitoring des actions de lutte et du POLI.

• L'ONF est gestionnaire de droit du domaine départemento-domanial et responsable à ce titre de la mise en œuvre opérationnelle des travaux et de l'entretien du domaine. Il est également gestionnaire du domaine forestier communal et régional dans le Bien, ainsi que représentant du propriétaire et gestionnaire des forêts domaniales. A ce titre, dans le cadre du POLI, l'ONF a en charge d'animer les actions d'éradication, de confinement et de contrôle.

• Le CBN-CPIE Mascarin, au titre de son agrément national, est la caution scientifique du Département, qui participe à son financement, dans l'évaluation de la cohérence des interventions en matière de conservation de la flore et des habitats.

Il est aussi acteur de la connaissance et de la conservation de la flore et des habitats menacés sur son territoire d'agrément (La Réunion, Mayotte et Îles Éparses). Dans le cadre du POLI, le CBNM a en charge d'animer les actions liées au système de détection précoce et réponse rapide (DPRR), ainsi que les actions visant à former et sensibiliser les professionnels du végétal (pépiniéristes, paysagistes…), notamment par le biais de la démarche DAUPI.

2. ENJEUX

• Les critères qui ont justifié l'inscription par l'UNESCO des Pitons, Cirques et Remparts doivent être systématiquement pris en compte. La perception de la valeur du patrimoine a en effet évolué : si auparavant la rareté et la sensibilité orientaient majoritairement les stratégies, les raisons qui ont justifié le classement doivent aujourd'hui être prises en compte. Ainsi, au regard de la VUE (Valeur Universelle et Exceptionnelle), il est nécessaire de faire évoluer les opérations de travaux vers la protection des grands habitats les plus représentatifs.

• La coordination et la spatialisation de l'état de conservation, qui font aujourd'hui grandement défaut, sont un enjeu majeur du projet.

• Il y a un réel besoin de partager les données, notamment sur les niveaux d'envahissement, la typologie des habitats et sur la méthodologie retenue pour produire ces données. Ce projet nécessite aussi d'avoir des données suffisamment précises sur la fonctionnalité des habitats. Pour cela, il sera nécessaire de réfléchir à la co-construction d'une méthode de récolte de ces données.

• Les résultats du projet doivent permettre d'orienter les programmes de travaux de l'ONF et plus globalement des gestionnaires concernés. La pertinence et la cohérence des travaux mis en œuvre ne doivent pas être remis en cause à partir du moment où la méthode sera acceptée. La méthode et le contenu des interventions doivent être soumis à l'accord préalable des partenaires.

• Le projet doit entrer en cohérence avec les autres démarches servant le territoire (Life +, RHUM, ESPECE, PNA, mais aussi les autres programmes de travaux tels que DFCI ou Accueil, hiérarchisation des habitats).

• La réflexion sur la stratégie générale de gestion des plantes exotiques envahissantes (PEE) devra considérer le dispositif de lutte précoce existant.

• Le projet contribuera de manière notable au besoin de valorisation des données produites.

• L'ensemble des partenaires a une réelle volonté de travailler de concert pour pallier aux manques constatés et produire une stratégie opérationnelle commune pour la gestion des PEE.

II. PRESENTATION DU PROJET, OBJECTIFS ET RESULTATS ATTENDUS

1. PRESENTATION SYNTHETIQUE DU PROJET

Ce projet a pour but de **palier aux manques de coordination et de spatialisation des enjeux de conservation**, en rassemblant toutes les données existantes pour établir un état des lieux spatialisé à une échelle utile aux gestionnaires. Pour compléter le jeu de données existant, le projet s'appuiera également sur les connaissances qu'ont les agents de terrain et les experts externes.

Le **maintien de la biodiversité dans le meilleur état possible de conservation** est l'objectif premier à l'origine du projet. Pour y répondre en partie, le projet se focalise sur un objectif opérationnel : **prioriser les actions de gestion des PEE**. Ce projet répond au besoin d'avoir une stratégie d'action partagée qui donnent du sens aux financeurs et aux gestionnaires et puisse être suivi en termes d'avancement et de résultat.

Le PNRun, en partenariat avec le CIRAD et l'Université de La Réunion (UMR PVBMT), a engagé un processus dans l'optique de palier au défaut actuel de vision d'ensemble par une démarche collective. L'entrée du projet est **spatiale**, se fera à la fois sur les espèces et les **habitats**, et intégrera la VUE du Bien inscrit au patrimoine mondial. Une première carte de la valeur patrimoniale sera construite, ainsi qu'une carte des menaces. Le croisement des deux fournira une carte de synthèse des enjeux de conservation sur les différentes entrées. La démarche consistera à s'accorder sur les priorités spatiales afin d'aboutir, après croisement des enjeux, à une stratégie d'action de gestion des PEE priorisée et spatialisée. Ces éléments pourront être modélisés grâce à différents logiciels spécialisés d'aide à la décision. Il en ressortira des **propositions concrètes en matière de zones à préserver ou restaurer**. La spatialisation des enjeux se fera à l'échelle de l'île, puis la phase opérationnelle de priorisation pourra être déclinée à plusieurs échelles ou sur plusieurs territoires.

Parallèlement, une réflexion sur le développement d'une méthode commune et partagée de recueil des données sera entamée. Une démarche visant à une stratégie d'acquisition des connaissances mise en œuvre de manière collégiale sera également amorcée. En effet, ces questions seront alimentées tout au long du projet par la démarche même de recueil et d'harmonisation des données, et par les besoins en connaissances qui seront mis en évidence.

Le projet se veut opérationnel et s'inscrit dans le cadre des stratégie existantes (Stratégie régionale de la Biodiversité et ses annexes : Stratégie de lutte contre les espèces invasives déclinée en Programme Opérationnel de Lutte contre les Invasives et Stratégie de conservation de la flore et des habitats). La SCFH court jusqu'en 2020, comme la SRB. Elle donne des grandes lignes mais ne spatialise pas les enjeux. Ce travail contribuera au bilan et permettra de préciser les perspectives de la prochaine stratégie. La démarche prendra également en compte les initiatives de programmation existantes.

La démarche de priorisation et les programmes qui en découlent seront élaborés de manière concertée. Ainsi, ils seront partagés et validés par tous.

2. OBJECTIFS A ATTEINDRE

- Identifier spatialement les enjeux de conservation sur l'ensemble du territoire
- Prioriser spatialement les actions de gestion des PEE en fonction des enjeux de conservation et des moyens opérationnels
- Amorcer une stratégie d'acquisition et une méthodologie de recueil de données communes

3. RESULTATS ATTENDUS

- Méthode de priorisation concertée et partagée
- Cartographie de la valeur patrimoniale
- Cartographie des menaces
- Cartographie des enjeux de conservation
- Identification des manques de connaissances
- Cartographie des priorités d'action
- Stratégie opérationnelle priorisant les actions de gestion des PEE
- Définition d'une démarche pour le développement d'une stratégie d'acquisition et d'une méthodologie de recueil de données communes
- Valorisation des données sous forme d'ouvrages et de publications

III. CARTOGRAPHIE ET TYPOLOGIE DE LA VEGETATION

1. ETAT DES LIEUX DES CARTOGRAPHIES EXISTANTES

Afin de répondre aux objectifs du projet, et notamment afin d'identifier les enjeux de conservation sur l'ensemble de l'île, une cartographie des habitats est nécessaire. Pour cela, la première étape consiste à lister les cartographies disponibles, leur emprise ainsi que la typologie utilisée. Ainsi les cartographies disponibles à La Réunion sont les suivantes :

- Cartographie des milieux naturels remarquables, basée sur les travaux de Cadet, corrigée et amendée régulièrement (Strasberg, PNRun), sur l'emprise du territoire du Parc national
- Cartographie de la végétation, sur le domaine forestier, typologie Corine Biotope revue

par le CBNM

- Cartographie des habitats littoraux et semi-xérophiles (partielle), selon la TDHR

L'enjeux pour ce travail est d'utiliser une typologie permettant à la fois d'identifier les enjeux de conservation et de cartographier les habitats identifiés, à l'aide des travaux existants (c'est-à-dire sans nécessité d'analyse approfondie pour identifier les limites de ces habitats).

La cartographie la plus complète spatialement étant celle du domaine forestier produite par l'ONF, il a été décidé de travailler sur sa typologie.

2. TYPOLOGIE ONF

Il y a 3 niveaux dans la typologie de cette cartographie. Le premier niveau est celui des grands ensembles et correspond globalement à la cartographie des milieux remarquables de Cadet. Le 2e niveau correspond aux types de milieux naturels cartographiables au 1/25 000e et le 3e niveau, encore plus fin, aux habitats. Ce travail typologique a été construit à partir de la typologie Corine Biotope adaptée à La Réunion par le CBNM.

Décisions prises sur la typologie

Végétation littorale

Pour le projet, il n'y a pas d'intérêt à distinguer les différents types d'habitats littoraux, car les enjeux ne se situent pas à ce niveau à l'échelle de l'île. Il a donc été choisi de distinguer seulement les milieux envahis des milieux non envahis. Pour ce faire, un seul type "habitats littoraux" sera distingué pour ce travail, et le degré d'envahissement sera identifié par la carte réalisée spécifiquement sur ce point (partie 3.)

Forêts et fourrés humides de basse et moyenne altitude

Une distinction est faite entre les milieux au vent et les milieux sous le vent, pour les autres grands ensembles également. Il serait plus exact d'utiliser les données bioclimatiques et de distinguer les milieux humides et subhumides, mais ces données ne sont pas disponibles.

La distinction des milieux perhumides est conservée car ces milieux marquent physionomiquement le paysage et seront important à prendre en compte pour la VUE. De plus ce sont des postes qui sont déjà cartographiés.

Forêts et fourrés semi-secs

Les habitats de transition ont été distingués pour cet ensemble de végétation car ils contiennent des espèces de semi-secs à fort enjeux de conservation et sont importants en

terme de surface. Les groupements pionniers ont été ajoutés pour inclure des espèces indigènes (et prioritaires) présentes dans certains milieux de savane (cf. paragraphe Savanes).

Forêts et fourrés de montagne

L'essentiel des modifications correspond à la distinction des milieux au vent et sous le vent. La forêt hétérogène à *Sophora denudata* a été ajoutée car essentielle à distinguer en terme d'enjeux de conservation.

Végétation altimontaine

De la même façon que pour l'ensemble "forêt et fourrés de montagne", les "fourrés à *Sophora denudata*" ont été distingués pour des raisons d'enjeux de conservation.

La végétation altimontaine étant cartographiée plus précisément sur la cartographie "Cadet", cette carte sera utilisée pour ce poste.

Savanes

Les savanes sont des milieux d'origine anthropiques, ils ne sont pas intégrés dans les postes naturels. La cartographie de la DEAL des habitats semi-secs permettra de distinguer les groupements pionniers indigènes des habitats semi-secs et de les intégrer à la priorisation.

Typologie finale

La typologie finale comporte 3 niveaux. Le premier niveau comporte 7 catégories d'origine naturelle. Le niveau 2 quant à lui, plus détaillé est celui qui correspond aux attentes de ce projet de priorisation. Il est subdivisé en 35 types de milieux, d'origine naturelle.

Tableau 1 : Descriptif des niveaux 1 et 2 de la typologie de la végétation utilisés dans le cadre de la priorisation et code associé.

Code végétation	Niveau 1	Niveau 2
ALTI_10	Végétation altimontaine	Pelouses altimontaines
ALTI_11		Fourrés et mattoraux continus
ALTI_12		Fourré à Petit Tamarin des Hauts (*Sophora denudata*)
ALTI_13		Landes de très haute altitude
FHBM_10	Forêts et fourrés humides de basse et moyenne altitude	Forêts humides de basse altitude (au vent)
FHBM_11		Forêts humides de moyenne altitude au vent
FHBM_12		Forêts humides de moyenne altitude sous le vent
FHBM_13		Groupements pionniers de la forêt humide
FHBM_14		Forêts et fourrés perhumides de moyenne altitude

FMON_10	Forêts et fourrés de montagne	Forêts de montagne au vent
FMON_11		Forêts de montagne sous le vent
FMON_12		Forêts de Tamarin des Hauts au vent
FMON_13		Forêts de Tamarin des Hauts sous le vent
FMON_14		Forêts de Petit Tamarin des Hauts au vent
FMON_15		Forêts de Petit Tamarin des Hauts sous le vent
FMON_16		Forêts et fourrés hyperhumides de montagne
FMON_17		Fourrés d'Avoune
FMON_18		Groupements pionniers de montagne
FESC_10	Forêts et fourrés semi-secs	Fourrés secs de très basse altitude
FESC_11		Forêts sèches de très basse altitude
FESC_12		Forêts semi-sèches
FESC_13		Forêts mixtes humides -semi-sèches sous le vent
FESC_14		Forêts de transition vers étage montagnard des cirques et grandes vallées
FESC_15		Groupements pionniers de la forêt semi-sèche
LITT_10	Végétation littorale	Végétations herbacées des plages de sable
LITT_14		Végétations arbustives des côtes rocheuses sèches
LITT_15		Végétations herbacées des côtes rocheuses humides
LITT_16		Végétations arbustives des côtes rocheuses humides
ROCH_10	Rochers de l'intérieur et coulées de laves nues	Rochers de l'intérieur - zones minérales
ROCH_11		Coulées de laves nues et colonisées par lichens
ROCH_12		Falaises et trottoirs rocheux littoraux sans végétation
ZHUM_10	Zones humides et cours d'eau	Etangs littoraux
ZHUM_11		Etangs et grandes mares de l'intérieur
ZHUM_12		Mares temporaires d'altitude

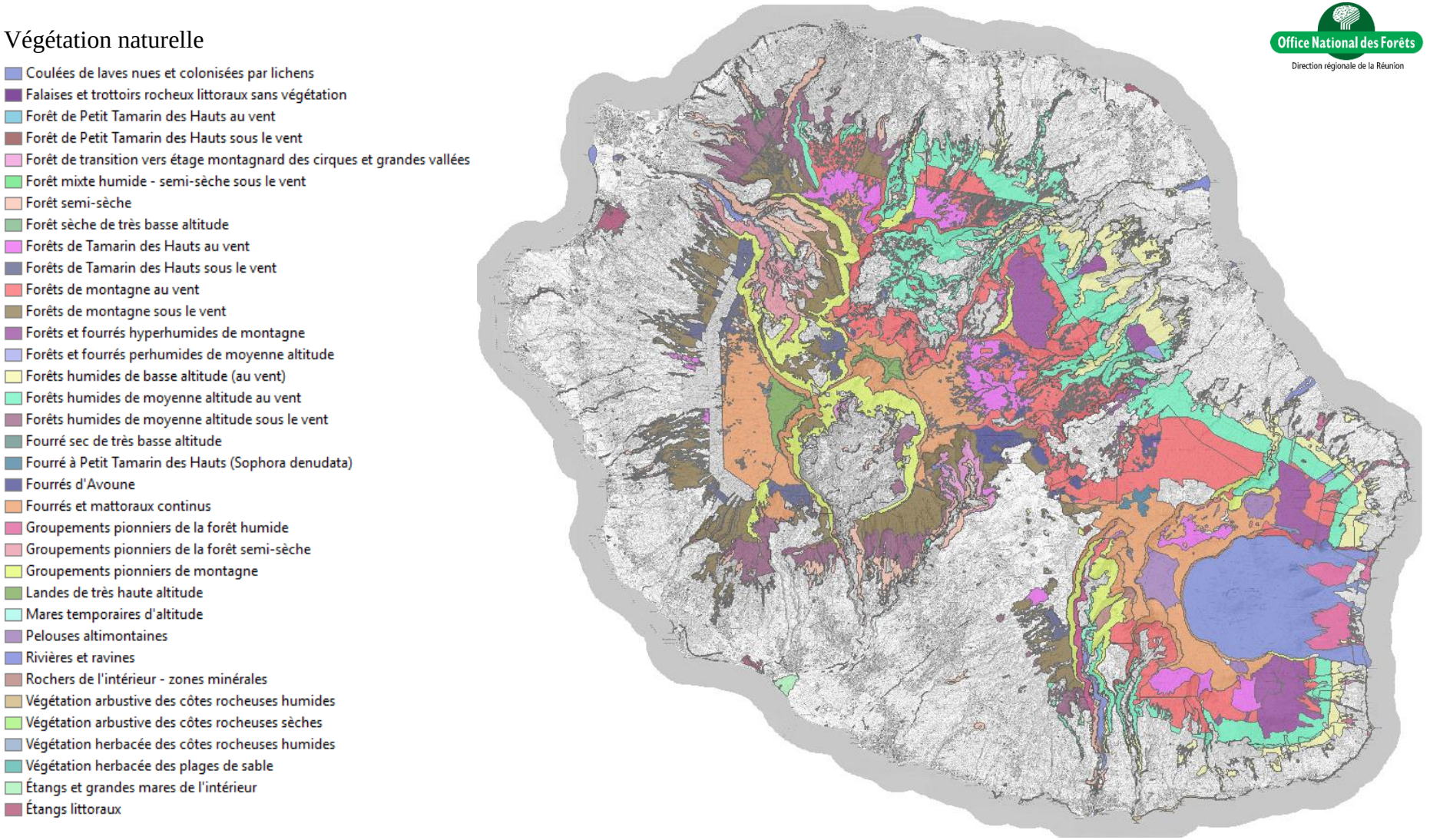


Figure 1 : Carte des types de milieux (d'origine naturelle) présents à La Réunion. Cette carte a été produite par l'ONF et la typologie à l'origine de cette carte a été discutée et créée avec l'ensemble des partenaires.

3. CONSTRUCTION DE LA CARTOGRAPHIE

La carte produite par l'ONF issue de la typologie qui a été discutée par l'ensemble des partenaires de ce projet est présentée en figure 1.

L'aire actuellement occupée par chacun de ces différents types de milieux varie fortement d'un habitat à un autre. Certains habitats tels que les forêts de montagne occupent une aire importante, alors que d'autres habitats tels que les forêts de Petit Tamarin des Hauts ou les végétations arbustives des côtes rocheuses occupent des surfaces très réduites (entre 1 et 3 hectares) (figure 2).

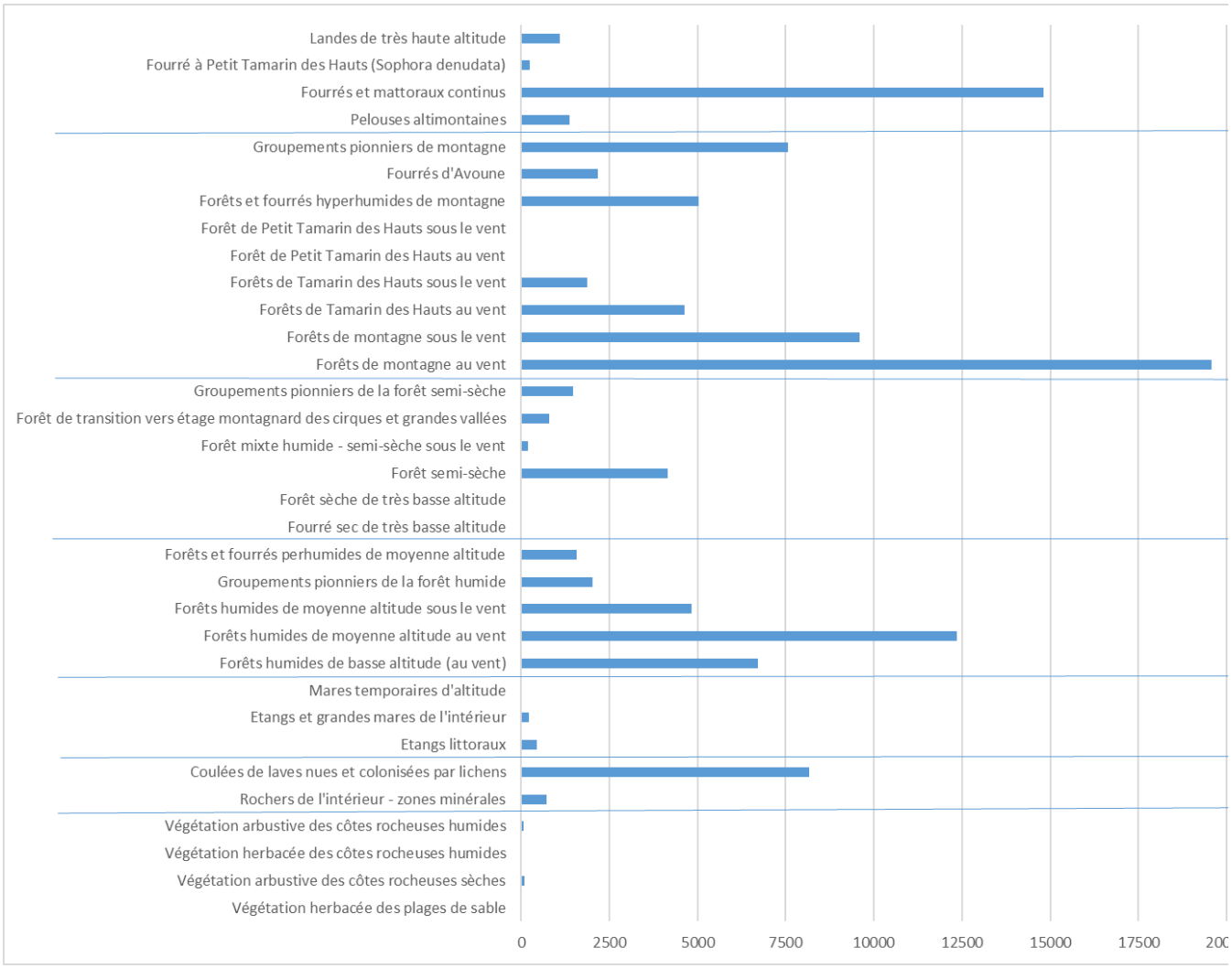


Figure 2 : Superficie actuellement occupée par chaque habitat.

IV. CARTOGRAPHIE DU DEGRE D'INVASION PAR LES PEE

1. DONNEES UTILISEES POUR LA REALISATION DE LA CARTOGRAPHIE DU NIVEAU D'INVASION PAR LES PEE

Afin de réaliser la cartographie du niveau d'invasion par les plantes exotiques envahissantes au sein de notre zone d'étude, plusieurs données en provenance de divers organismes ont été utilisées. L'ensemble de ces données est au format vectoriel, c'est-à-dire sous forme de points, lignes ou polygones. En d'autres termes, la présence de plantes exotiques envahissantes a été relevée de manière ponctuelle (point), le long d'un transect (ligne) ou finalement dans une aire prédéfinie (polygone) (Tableau 2).

Tableau 2 : Caractéristiques des données utilisées pour la réalisation de la cartographie du niveau d'invasions par les PEE. Les données concernent l'ensemble de l'île.

Organisme	Données
PNRun	Niveau envahissement zone
CBNM	Niveau de recouvrement par les PEE
ONF	Cartographie de la végétation
DEAL	Cartographie de la végétation littorale et semi-sèche

2. MISE EN PLACE DE L'ECHELLE D'INVASIBILITE

Deux différentes échelles d'invasibilité sont utilisées selon les organismes pour quantifier le niveau d'envahissement d'une zone par les plantes exotiques envahissantes. En guise d'exemple, le Parc national utilise une échelle en 7 classes (de 0 à 6), allant des zones indemnes d'invasions aux zones complètement envahies par les plantes exotiques (Baret et al, 2006). Le Conservatoire Botanique National de Mascarin utilise quant à lui une autre échelle qui attribue à chaque espèce présente dans une zone une note d'abondance - dominance en tenant compte de leur taux de recouvrement au sol. Cette échelle est composée de 8 classes (de i à 5), allant des zones où une espèce est représentée par un unique individu aux zones où elle recouvre plus de 75% du sol. Cette échelle utilisée par le CBNM est basée sur la méthode de Braun-Blanquet (1952).

Le paramètre commun à ces deux échelles d'invasibilité, à savoir le pourcentage de recouvrement de la zone par les espèces exotiques, est utilisé afin d'aboutir à une homogénéisation de ces échelles.

Une nouvelle échelle simplifiée d'invasibilité est ainsi créée, comprenant 4 classes (voir Annexe 1 pour la correspondance entre les différentes échelles):

- Zone non envahie: aucune espèce exotique n'a été recensée
- Zone peu envahie : un recouvrement maximum exotique de 25% a été recensé dans les données originales
- Zone moyennement envahie : un recouvrement maximum exotique de 75% a été recensé dans les données originales
- Zone très envahie : un recouvrement exotique supérieur à 75% a été recensé dans les données originales.

3. CONSTRUCTION DE LA CARTOGRAPHIE

Afin de pouvoir exploiter ces différentes données et les rassembler dans un jeu de données unique, il est essentiel d'homogénéiser le format de ces données. Ainsi, chaque couche vectorielle de données est tout d'abord transformée en raster ; c'est l'étape de rastérisation. Puis les différents rasters sont fusionnés.

Afin d'aboutir à la création de cette unique couche raster, la zone d'étude est tout d'abord subdivisée en mailles ou pixels de tailles identiques ; la taille choisie ici est de 250m x 250 m. Si une ou plusieurs données vectorielles, c'est-à-dire des points, des lignes ou des polygones, sont contenues dans une même maille ; alors cette dernière se verra attribuer une valeur unique correspond au niveau d'envahissement de la zone par les plantes exotiques envahissantes. En d'autres termes, les valeurs d'envahissement des données vectorielles sont extrapolées à l'ensemble des pixels. Si la maille est traversée par une seule donnée vectorielle, alors elle prendra la valeur du niveau d'envahissement de cette donnée vectorielle. Par exemple, si une maille « A » est superposée avec un point « B » qui présente une valeur d'envahissement de 3 alors la maille « A » prendra cette valeur. Toutefois si la maille est traversée par plusieurs données vectorielles présentant toutes des valeurs d'envahissement différentes, la valeur retenue pour la maille est la valeur maximale. Ainsi, si une maille « B » est traversée par des points « C » et « D » de valeurs d'envahissement 3 et 5, alors la valeur retenue pour la maille « B » sera la valeur maximale, soit 5.

Une fois l'étape de rastérisation achevée, les différentes couches rasters obtenues doivent être fusionnées afin d'aboutir à une unique couche raster englobant toute l'information. Si plusieurs pixels présentent des valeurs différentes, la valeur conservée pour la couche finale est celle présentant le niveau d'envahissement le plus élevé (Figure 3).

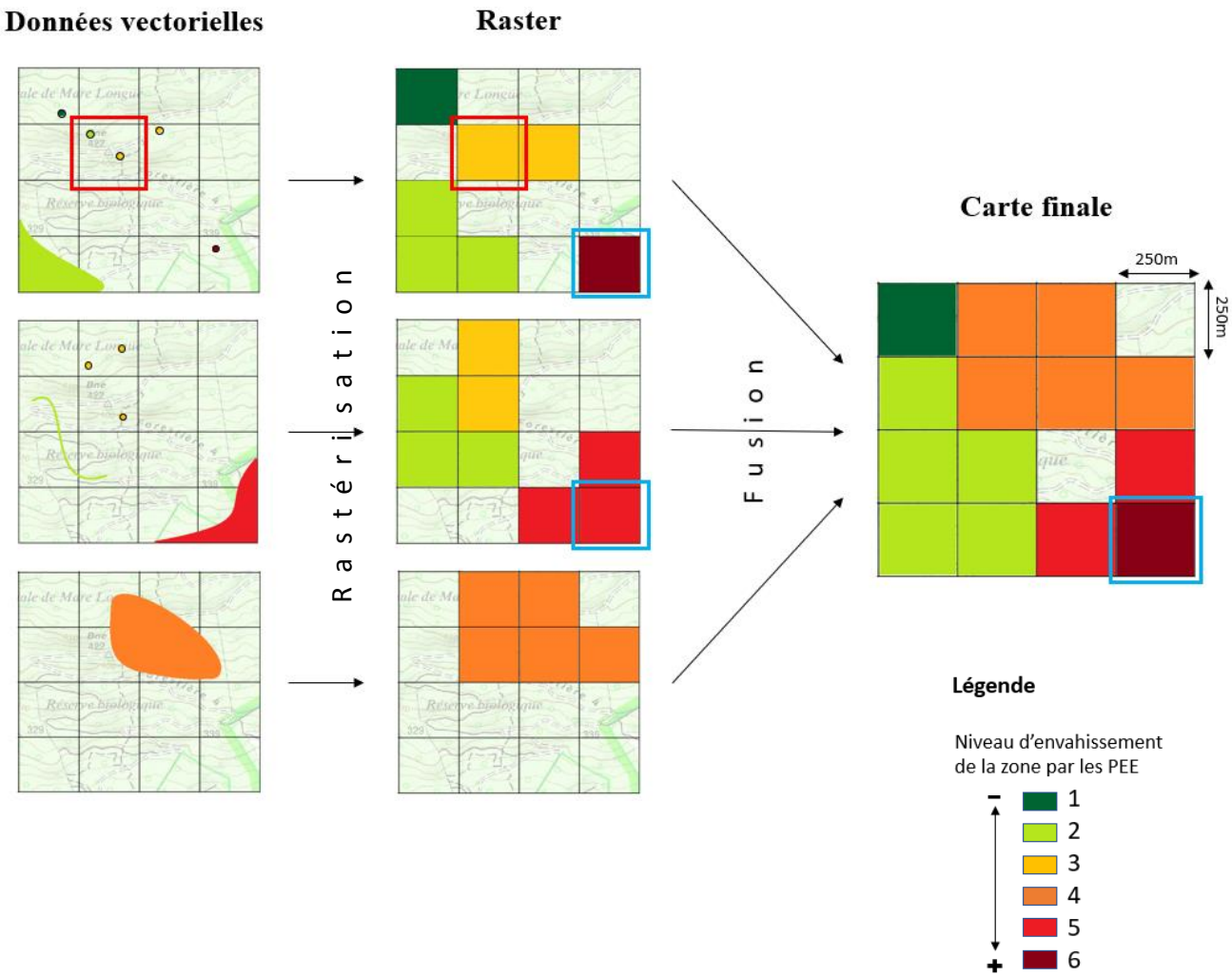


Figure 3 : Représentation schématique des étapes de création de la carte du niveau d'invasion par les plantes exotiques envahissantes (PEE)**.** Les encadrés en rouge illustrent le cas où au cours de la rastérisation plusieurs données vectorielles sont contenues dans une même maille de 250m². Une fois la rastérisation effectuée, la maille ou pixel prend ainsi la valeur d'envahissement la plus élevée. Les encadrés bleus illustrent quant à eux le cas où au cours de la fusion des différents rasters, plusieurs pixels qui doivent être fusionnés pour ne donner qu'un unique pixel ont des valeurs différentes. Une fois la fusion achevée, le pixel prend la valeur d'envahissement la plus élevée.

4. L'IMPORTANCE DU DIRE D'EXPERT

Dans un premier temps, l'ensemble des données récoltées au cours du projet ont été rastérisées puis exprimées selon l'échelle d'invasibilité mise en place (Figure 4).

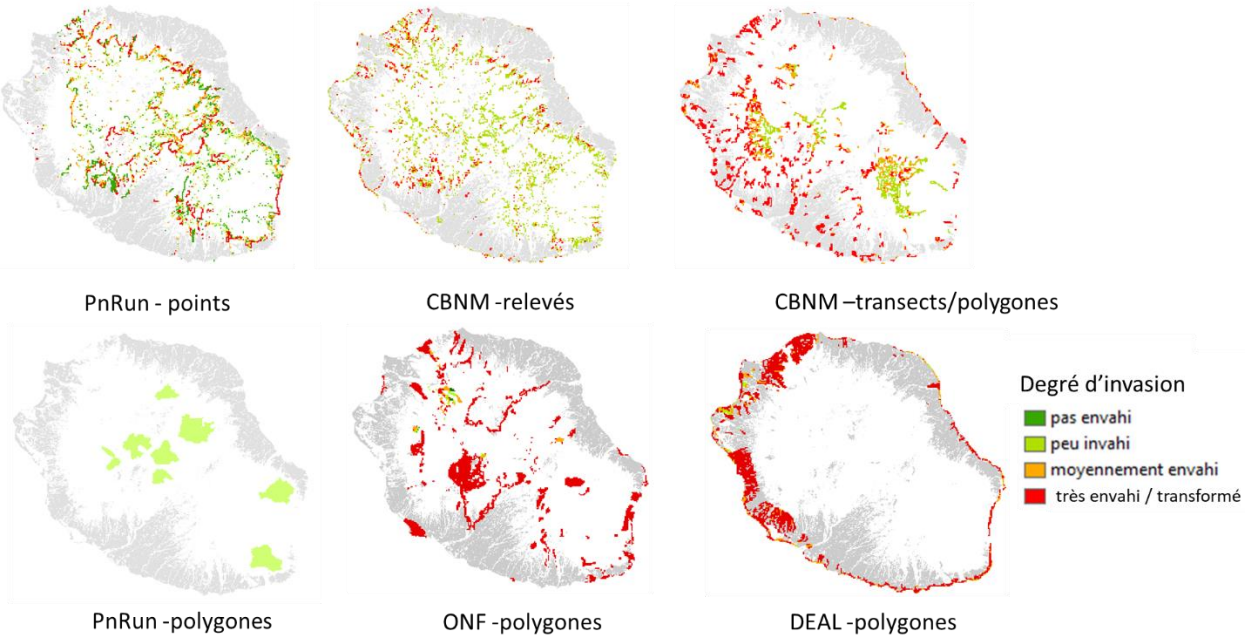


Figure 4 : Aperçu des données utilisées pour cartographier le degré d'invasion.

Toutefois, la carte du niveau d'invasion par les PEE qui a été produite à partir de ces différentes données restait incomplète. En effet, le niveau d'invasion par les PEE a pu être cartographié dans 50 % du cœur du Parc grâce aux données disponibles. C'est pourquoi dans un second temps l'expertise des agents de terrain de chaque secteur du Parc national a été sollicitée afin de pallier à ce manque de données. Au terme de plusieurs ateliers de travail organisés dans chaque secteur, les agents ont pu compléter en partie la carte (36% supplémentaires du cœur du Parc) (Figure 5).

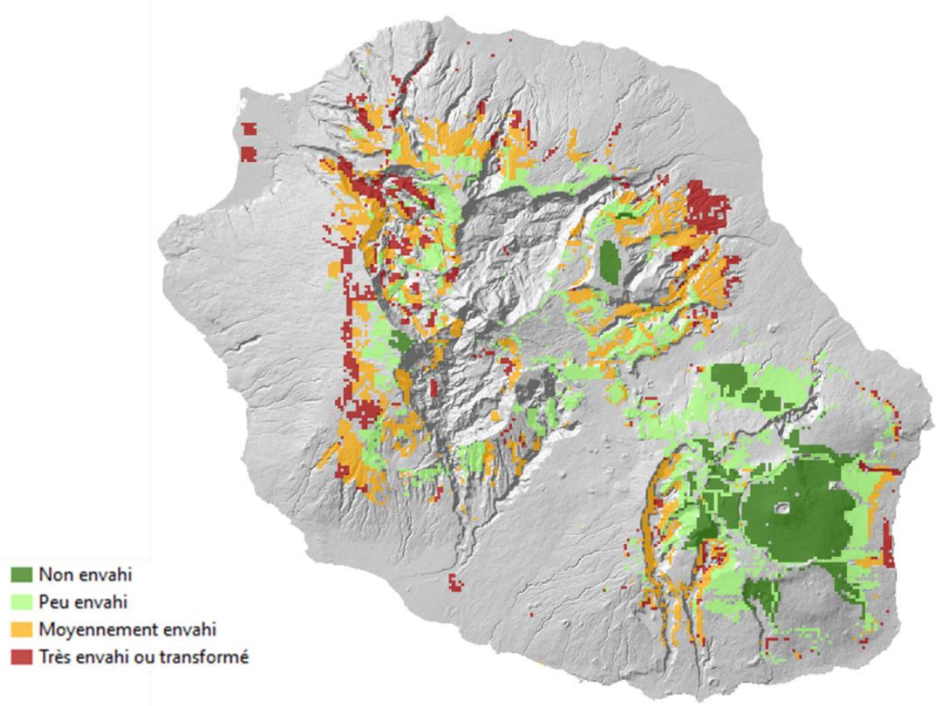


Figure 5 : Zones complétées à dire d'expert.

V. DONNEES SUR LA REPARTITION D'ESPECES ENDEMIQUES ET/OU MENACEES

1. PLANTES VASCULAIRES

Afin d'identifier des zones prioritaires importantes pour la conservation des espèces, nous avons utilisé les données existantes sur la répartition d'espèces indigènes, endémiques de la zone Océan Indien (Mascareignes ou La Réunion), menacées et/ou protégées. Nous avons pour cela regroupé les données issues du CBNM et du Parc national de La Réunion. Au total ce sont 563 espèces de plantes vasculaires qui ont été incluses dans l'analyse (Figure 6).

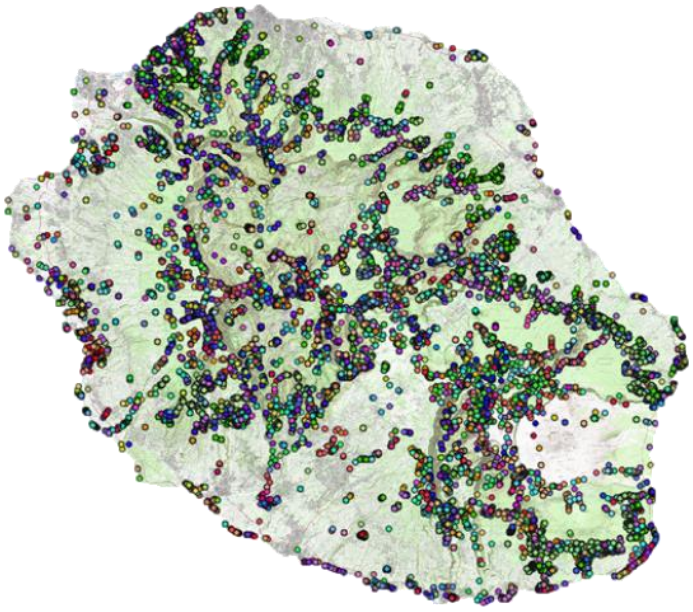


Figure 6 : Distribution des espèces endémiques de la zone Océan Indien et/ou menacées.

2. FAUNE

De la même façon, la répartition de certaines espèces animales (endémiques de la zone Océan Indien, menacées et/ou protégées) a pu être intégrée dans l'analyse afin d'identifier les enjeux de conservation. Pour l'instant seules 4 espèces ont pu être ajoutées : les Pétrels de Barau, les Geckos Verts des Hauts, les Tuit-Tuit et les Papangues. Toutefois, les données concernant d'autres espèces à forts enjeux tels que les Pétrels noir de Bourbon vont être rapidement ajoutés à l'analyse (Figure 7).

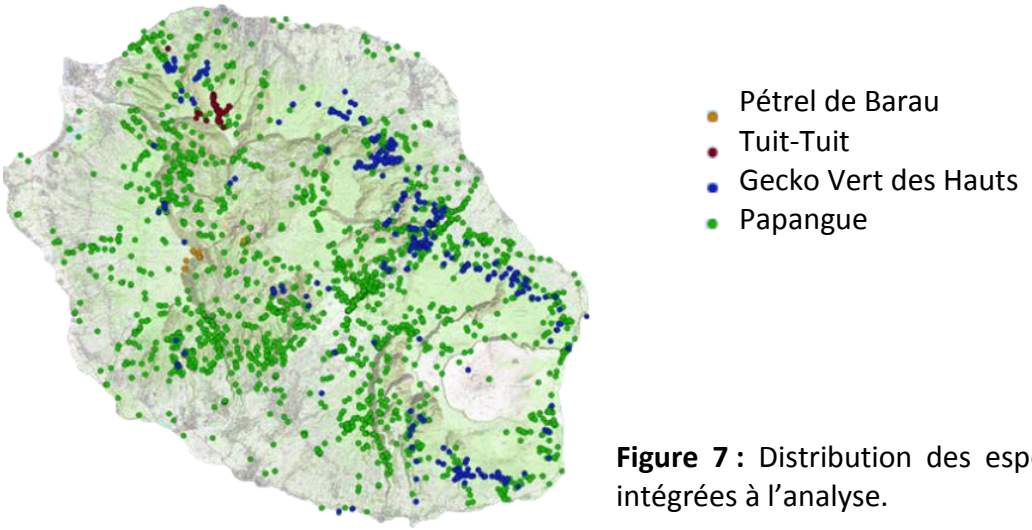


Figure 7 : Distribution des espèces animales intégrées à l'analyse.

3. BRYOPHYTES

Finalement, pour compléter les données espèces permettant l'identification des enjeux de conservation, certaines bryophytes endémiques, menacées et/ou protégées ont été incluses dans l'analyse. Il est question de 26 espèces de bryophytes (Figure 8).

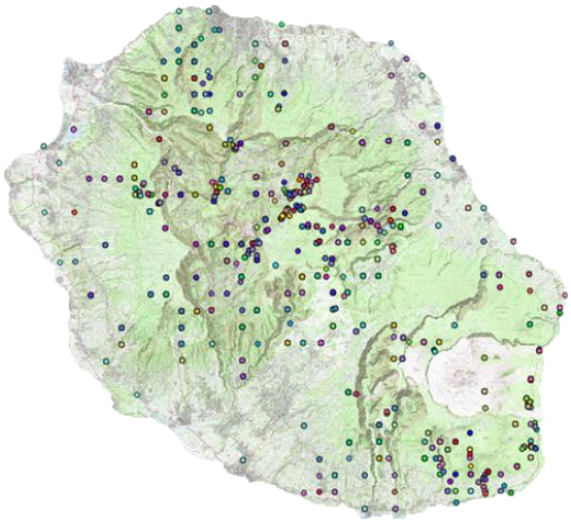


Figure 8 : Distribution des bryophytes intégrées à l'analyse.

VI. METHODOLOGIE PERMETTANT L'IDENTIFICATION DES ENJEUX DE CONSERVATION

1. APPROCHE GENERALE MISE EN PLACE

La démarche utilisée afin d'identifier les zones prioritaires pour la gestion des milieux naturels (appelées ensuite « enjeux de conservation ») consiste dans un premier temps à identifier et pondérer un ensemble de critères qualifiant la biodiversité. Une fois pondérés, ces critères sont utilisés comme données d'entrée dans un logiciel de planification de la conservation afin de s'assurer que l'ensemble des zones sélectionnées soit représentatif des différents critères considérés. En d'autres termes, il est tout d'abord question de mettre en place un système de notation aboutissant à une pondération des composants de la biodiversité, à savoir les habitats et les espèces, selon un ensemble de critères prédéfinis. Ces nouvelles données pondérées sont par la suite croisées avec la cartographie du niveau d'invasion par les Plantes Exotiques Envahissantes en vue d'aboutir à l'identification des priorités de conservation. Ce croisement est réalisé par le biais d'un logiciel de planification de la conservation (Zonation) et permet de s'assurer de la complémentarité des zones identifiées comme prioritaires en termes de conservation. Finalement, ces zones à enjeux de conservation sont elles-mêmes couplées à des données opérationnelles telles que l'accessibilité du terrain permettant ainsi d'identifier des priorités d'actions de gestion des PEE (voir partie VII).

L'approche mise en place est **spatiale**, considère à la fois les **espèces** et les **habitats**, et intègre la **VUE** (Valeur Universelle Exceptionnelle) du Bien inscrit au patrimoine mondial de l'Humanité (Figure 9).

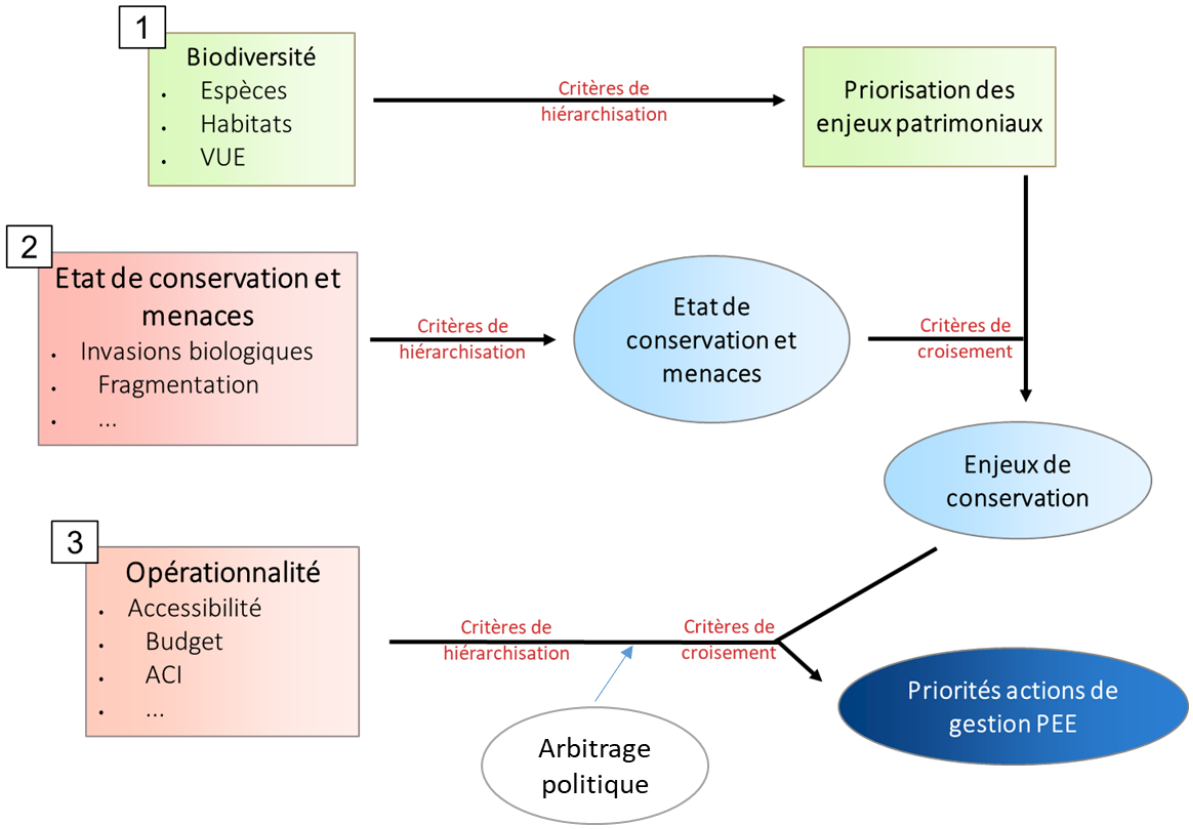


Figure 9 : Approche générale permettant l'identification des enjeux de conservation et des priorités d'actions de gestion des plantes exotiques envahissantes (PEE).

Il est important de noter que cette étude se focalise sur les priorités d'intervention pour la lutte contre les espèces exotiques envahissantes végétales. L'ensemble du Parc national de La Réunion demeure une priorité forte en termes de conservation et de maintien de la biodiversité locale. Les zones peu prioritaires identifiées à travers ce rapport constituent des zones néanmoins importantes pour la préservation de la biodiversité mais qui ne sont pas prioritaires pour les actions de lutte contre les plantes envahissantes selon les critères utilisés.

2. PRESENTATION DU LOGICIEL : ZONATION, UN OUTIL D'AIDE A LA DECISION POUR L'IDENTIFICATION DES ZONES PRIORITAIRES

Zonation v4.0 est un logiciel gratuit d'aide à la décision pour la planification de la conservation. L'identification des zones prioritaires repose sur des données spatiales relatives aux caractéristiques de la biodiversité (espèces, habitats ou encore services écosystémiques), aux coûts et aux menaces. Les utilisations du logiciel sont nombreuses, il est possible de citer parmi celles-ci :

- Planification des réseaux de réserves
- Planification d'extension du réseau de réserves
- Planification d'évitement des impacts écologiques dans les projets de développement
- Ciblage de la restauration de l'habitat
- …

2.1. FONCTIONNEMENT DU LOGICIEL

Chaque information utilisée comme donnée d'entrée dans le logiciel Zonation doit être importée sous forme de raster de taille identique (emprise de la carte et pixel) car l'information est traitée par empilement des différentes couches de données les unes sur les autres. Le principe de ce logiciel est de classer l'ensemble des zones étudiées en fonction de leur importance respective pour le maintien de la biodiversité régionale. Lorsque l'algorithme de Zonation débute, il considère l'ensemble des zones puis calcule de manière itérative la perte de biodiversité qui est potentiellement engendrée par le retrait de chacune des zones, sur la base des caractéristiques biologiques considérées (dans notre cas les espèces et les habitats).

Dans l'exemple illustré dans la figure 10, la répartition de trois espèces est représentée sur trois cartes distinctes. Une valeur est attribuée à chaque cellule en fonction de la répartition de l'espèce (nombre de cellule occupées par l'espèce). Plus la distribution de l'espèce est restreinte, plus la valeur de chaque pixel où l'espèce est présente sera élevée. Par la suite, les trois cartes sont empilées les unes sur les autres et les valeurs des différentes cellules sont additionnées. Le logiciel va alors identifier la cellule dont la valeur est la moins importante et la supprimer. Les niveaux d'occurrence de chaque entité sont mis à jour dans le paysage restant puis le processus est répété jusqu'à ce qu'il ne reste plus de cellules.

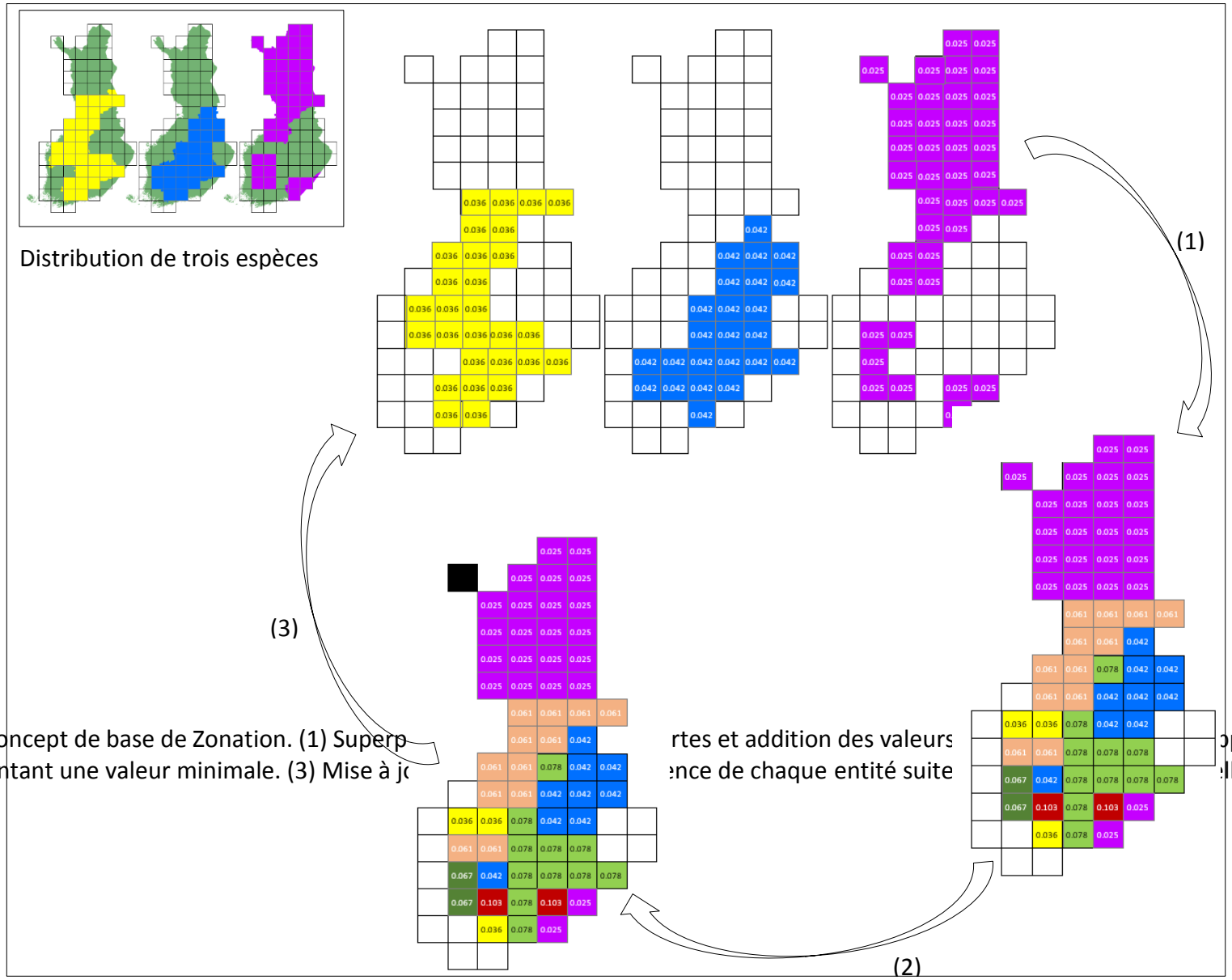


Figure 10 : Concept de base de Zonation. (1) Superp rtes et addition des valeurs pression de la cellule présentant une valeur minimale. (3) Mise à jc ence de chaque entité suite llule.

L'algorithme de Zonation permet d'aboutir à l'obtention d'une carte hiérarchisée de la région étudiée où chaque cellule (maille) se voit attribuer une valeur allant de 0 (zones peu prioritaires selon les critères choisis) à 1 (zones irremplaçables à protéger en priorité). Par la suite, la valeur de chaque cellule peut être pondérée par le poids attribué aux espèces ou à d'autres critères (ex. état de conservation de la cellule, accessibilité de la cellule).

Les valeurs de chaque cellule et la règle de suppression de ces dernières peuvent être calculés de plusieurs façons, selon plusieurs fonctions.

2.2. METHODE

Afin d'obtenir des cartes représentant les priorités de conservation, 3 fonctions du logiciel Zonation ont été testées. Ces dernières sont détaillées dans la partie suivante. Dans toutes ces analyses, ont été utilisés :

- 33 types de végétation
- 589 espèces végétales
- 4 espèces animales

} Sélection des espèces endémiques OU protégées OU menacées

- Carte du degré d'invasion par les PEE

Concernant le calcul des cibles/seuils (méthode Target, cf. partie suivante) pour les différents types d'habitats :

- Seuil = 100% des milieux intacts + 50% des milieux peu envahis
- Seuil doit correspondre au minimum à 100 hectares de chaque habitat
- Seuil doit être au minimum de 0.25

Pour la pondération (méthodes ABF et GBF, cf. partie suivante), le même système a été mis en place.

Pour les espèces, une valeur seuil de 0.25 a été choisie.

2.3. LES FONCTIONS DE ZONATION

- Méthode ABF

La fonction de bénéfice additif (ABF) peut être interprétée comme « une minimisation des taux d'extinction globaux via des courbes aire-espèce spécifiques à des entités (« features ») ».

Le programme calcule tout d'abord la perte de représentation de chaque entité lorsque la cellule i est supprimée. Puis la valeur δi de la cellule correspond à la somme des pertes de valeur spécifique à chaque entité suite à la perte de la cellule i :

$$\delta_i = \frac{1}{c_i} w_j \sum_j \Delta V_j = \frac{1}{c_i} w_j \sum_j \left[V_j(q_j) - V_j(q_j - i) \right],$$

Avec ΔV = Différence de valeur pour l'habitat ou l'espèce j, W_j = coefficient de pondération pour l'habitat ou l'espèce j et C_i = cout du pixel i. La cellule présentant la plus petite valeur δi sera retirée en premier.

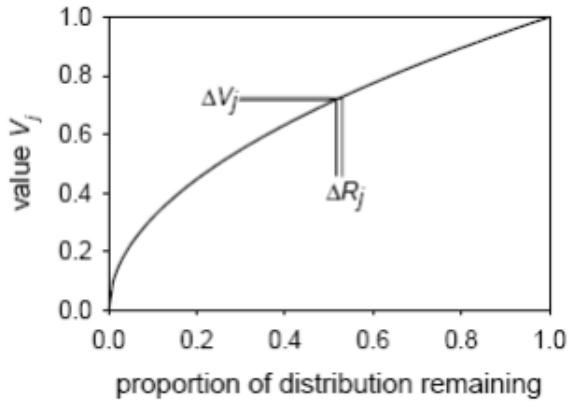


Figure 11 : Perte de valeur de l'entité j en fonction de sa distribution dans le cas de l'utilisation d'ABF

La figure 11 illustre la fonction ABF pour une entité j (représentant un habitat par exemple). Lorsqu'une cellule est retirée du paysage, la représentation de chaque entité (R) apparaissant dans la cellule supprimée diminue d'une petite fraction et la valeur respective de chaque entité diminue de Vj. Dans cet exemple, l'entité j a un poids standard de 1 mais il est possible de pondérer les différentes entités de biodiversité. Les effets de cette pondération seront visibles sur le graphique sur l'axe des ordonnés, qui passera de 0 à la valeur w de pondération, au lieu de 0 à 1 comme actuellement.

- Méthode Target

La méthode Target constitue une seconde manière d'aboutir à des priorités spatiales. Cette méthode est basée sur le calcul de cibles. Autrement dit il est question pour chaque entité considérée de définir une cible de conservation, c'est-à-dire un pourcentage (minimal) de l'entité que l'on souhaite conserver. Par exemple, une cible de 0.2 pour une entité « A » signifie que l'on souhaite conserver au minimum 20% de celle-ci.

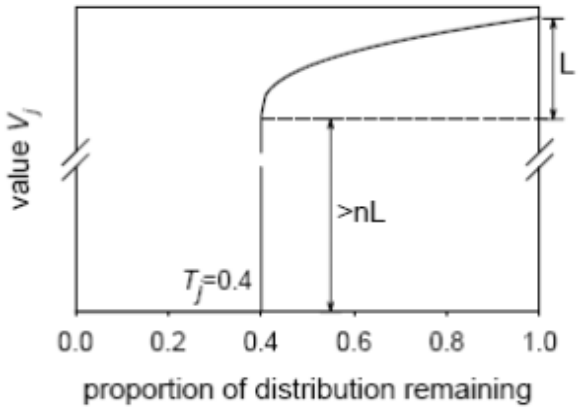


Figure 12 : Perte de valeur de l'entité j en fonction de sa distribution lors de l'utilisation de la méthode Target

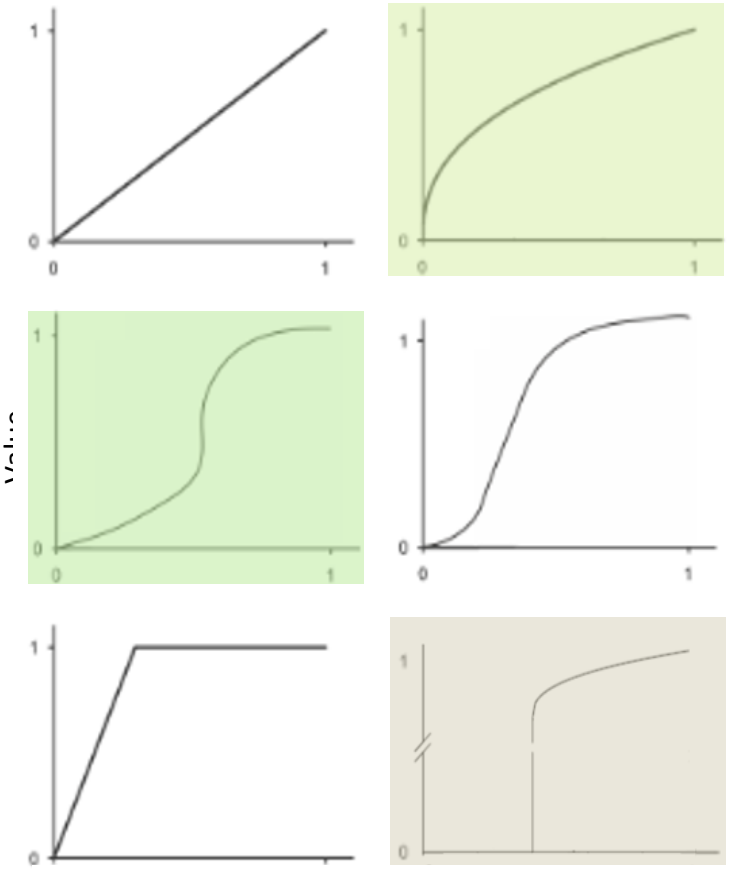
La planification de la conservation basée sur les cibles (méthode Target) utilise un type très particulier de la fonction ABF. Dans le cadre de la méthode des cibles, la valeur Vj est égale à 0 jusqu'à ce que l'entité *« j »* atteigne la cible Tj. La perte de valeur résultant de l'abandon d'un élément au-dessous de la valeur de la cible sera plus importante que la perte cumulée de plusieurs entités qui restent au-dessus de la cible.

L'algorithme de la méthode Target oblige les entités à approcher leurs cibles de manière synchronisée en termes de perte de valeur. Ainsi, à mesure que l'une des entités approche de la valeur cible, le programme commence à éviter de supprimer les cellules contenant cette entité (au détriment d'une autre entité) afin de conserver la cible.

La fonction ABF a une lecture binaire. En effet, une fois une entité tombée en dessous de la cible, le fait de supprimer des cellules où seule cette entité est active n'augmente plus la perte de valeur biologique du réseau.

- Méthode GBF

La méthode GBF est en quelque sorte à cheval entre la méthode ABF et la méthode Target. La règle de suppression de cellules de cette fonction (GBF) permet l'obtention de formes de fonction très flexibles.



La méthode GBF peut prendre de nombreuses formes allant d'une fonction linéaire à une fonction sigmoïde selon les valeurs attribuées aux paramètres. Certaines formes sont illustrées dans la figure 13.

Les différentes formes de fonction sont obtenues en faisant varier les paramètres de la méthode GBF. Le choix de ces valeurs reste subjectif.

Figure 13 : Exemples de courbes obtenues dans le cas de l'utilisation de la GBF. Encadré bleu : courbe de la fonction ABF. Encadré vert : courbe de la fonction Target. Encadré orange : courbe utilisée dans notre cas pour illustrer la fonction GBF.

2.4. PONDERATION

Une des premières étapes afin d'utiliser le logiciel Zonation consiste à mettre en place des pondérations. Nous avons décidé dans le cadre de ce projet de priorisation d'attribuer un poids plus important aux habitats les plus préservés plutôt qu'aux habitats très dégradés. L'objectif principal étant de préserver les grands complexes fonctionnels de l'île. Le calcul de la pondération est ainsi basé sur les pourcentages d'habitats intacts et faiblement envahis. :

$$W_i = p_0 + \frac{50 \times p_1}{100} ,$$

Dans lequel p_0 est la proportion de l'habitat i qui est intacte et p_1 est la proportion de l'habitat i qui est peu envahie. W_i est calculé pour chaque habitat, une valeur minimale de pondération a été fixée correspondant à 25% de l'habitat et à un minimum de 100.

Le tableau 3 ci-dessous détaille les pondérations attribuées à chaque type d'habitat.

Il a été décidé de ne pas attribuer de pondération aux espèces.

Tableau 3 : Détails des pondérations par type d'habitat

Végétation	Code végétation	Poids
Pelouses altimontaines	ALTI_10	0,74
Fourrés et mattoraux continus	ALTI_11	0,38
Fourré à Petit Tamarin des Hauts	ALTI_12	0,39
Landes de très haute altitude	ALTI_13	0,55
Forêts humides de basse altitude (au vent)	FHBM_10	0,25
Forêts humides de moyenne altitude au vent	FHBM_11	0,25
Forêts humides de moyenne altitude sous le vent	FHBM_12	0,25
Groupement pionniers de la forêt humide	FHBM_13	0,25
Forêts et fourrés perhumides de moyenne altitude	FHBM_14	0,25
Forêts de montagne au vent	FMON_10	0,35
Forêts de montagne sous le vent	FMON_11	0,25
Forêts de Tamarin des Hauts au vent	FMON_12	0,43
Forêts de Tamarin des Hauts sous le vent	FMON_13	0,25
Forêts de Petit Tamarin des Hauts au vent	FMON_14	0,82
Forêts de Petit des Hauts sous le vent	FMON_15	0,52
Forêts et fourrés hyperhumides de montagne	FMON_16	0,8
Fourrés d'Avoune	FMON_17	0,37
Groupements pionniers de montagne	FMON_18	0,25
Fourrés secs de très basse altitude	FSEC_10	0,5
Forêts sèches de très basse altitude	FSEC_11	0,5

Forêts semi-sèches	FSEC_12	0,25
Forêts mixtes humides – semi-sèches sous le vent	FSEC_13	0,5
Forêts de transition vers étage montagnard des cirques et grandes vallées	FSEC_14	0,29
Groupements pionniers de la forêt semi-sèche	FSEC_15	0,25
Végétations herbacées des plages de sable	LITT_10	0,5
Végétations arbustives des côtes rocheuses sèches	LITT_14	0,74
Végétations herbacées des côtes rocheuses humides	LITT_15	0,72
Végétations arbustives des côtes rocheuses humides	LITT_16	0,79
Rochers de l'intérieur – zones minérales	ROCH_10	0,25
Coulées de lave nues et colonisées par lichens	ROCH_11	0,81
Etangs littoraux	ZHUM_10	0,25
Etangs et grandes mares de l'intérieur	ZHUM_11	0,44
Mares temporaires d'altitude	ZHUM_12	0,7

3. DONNEES UTILISEES POUR L'IDENTIFICATION DES PRIORITES SPATIALES

Un réel réseau de partage de données s'est mis en place depuis le début de ce projet. Tous les partenaires (PNRun, CBNM, ONF, Université, DEAL) ont partagé leurs données tant sur la flore/faune que sur les habitats. Toutefois les données de distributions des espèces restent limitées notamment en raison de l'inaccessibilité de certaines zones. Ainsi, les données utilisées afin d'aboutir à l'identification des zones prioritaires reflètent l'état de connaissance actuel sur la biodiversité à La Réunion mais ne rendent pas forcément compte de la réelle concentration des espèces au sein de ces zones.

L'ensemble des données qui ont été à ce jour incluses dans l'analyse sont répertoriées dans le tableau 4. L'**intégralité des habitats** a été considéré mais seules les espèces présentant au minimum une de ces trois caractéristiques ne l'ont été : **espèces endémiques, protégées ou menacées**.

Tableau 4 : Données utilisées pour l'identification des enjeux de conservation

Données	Organismes	Nombre de données utilisées
Distribution d'espèces	CBNM	563 espèces (plantes vasculaires)
	PNRun	4 espèces (faune)
	Université	26 espèces (bryophytes)
Distribution des habitats	ONF, PNRun, CBNM, DEAL	34 habitats
Niveau envahissement par les PEE	PNRun, CBNM, ONF, DEAL	-

4. PISTES POUR INTEGRER LA VUE DANS L'ANALYSE

L'inscription sur la Liste du Patrimoine mondial requiert que les sites considérés présentent une valeur universelle exceptionnelle (VUE) et satisfassent au moins un des dix critères de sélection. Un seul critère suffit pour classer un Bien au patrimoine mondial mais ce sont deux critères qui ont été retenus dans le cas de La Réunion : l'esthétique exceptionnelle de ses paysages et la richesse de sa biodiversité. Si le premier critère reste subjectif le second, lui, relève de disciplines scientifiques objectivement mesurables. Ainsi le critère X « Biodiversité » indique que le Bien doit « contenir les habitats naturels les plus représentatifs et les plus importants pour la conservation in situ de la diversité biologique, y compris ceux où survivent des espèces menacées ayant une valeur universelle exceptionnelle du point de vue de la science ou de la conservation ».

Les éléments ci-dessous transcrivent cette définition et déterminent la VUE :

- **Unicité** : **gradient élevé d'altitude** dans un contexte insulaire océanique tropical afro-indien.
- **Exemplarité** : végétale par la grande **diversité et l'originalité** de la flore et de la végétation.
- **Intégrité** : écosystémique par le **maintien de ± 30% d'habitats** naturels peu ou pas anthropisés.
- **Solidarité** : « biodiversité sœur » du couple Réunion/Maurice, constituant le **centre d'endémisme** océanique des Mascareignes.
- **Démonstrative** : dans un contexte de forte population, par **l'étagement condensé** (sur ± 20 km) et **quasi complet d'habitats** du supralittoral à la base de l'alpin (caténalité).
- **Miroir** : couple Réunion/Hawaï somme les mondes océaniques **altimontains** afro-indiens et pacifiques.
- Métisse : flores afro-malgache et indienne.

Finalement, la phrase à retenir résumant la situation des Cirques, Pitons et Remparts de l'île est la suivante : « **Ile tropicale océanique altimontaine afro-indienne** ». Ces cinq mots résument les deux piliers de cette VUE : *la fabrique de biodiversité océanique afro-indienne des Mascareignes* et *l'offre d'habitats tropicaux du gradient altitudinal de La Réunion*.

Une des attentes liées à ce projet de priorisation spatiale des actions de gestion des PEE est de réussir à intégrer la VUE. Il faut ainsi transcrire cette VUE en critères qui seront applicables aux données disponibles. Les éléments déterminant la VUE du Bien classé au Patrimoine mondial peuvent être classés en 3 catégories : Flore, Type d'habitat et Etat de conservation de l'habitat. Le tableau 5 identifie ces critères.

Tableau 5 : Transcription de la VUE en critères de hiérarchisation

		Critères de hiérarchisation à définir		
Eléments déterminant la VUE		Flore	Type d'habitat	Etat de conservation des habitats
Unicité	Exemplarité	Diversité de la flore	Diversité des habitats	_
	Intégrité	_	_	Habitats en bon état de conservation
	Solidarité	Endémicité Mascareignes	_	_
	Démonstrative	_	Caténalité	_
	Miroir	_	Altimontain	_
	Métisse	Origine de la flore	_	_

Un travail sur la VUE a permis de cartographier les zones les plus et les moins importantes pour le maintien de la VUE. Cette nouvelle couche a été réalisée à dire d'expert lors d'ateliers de travail. Cette démarche a déjà été effectuée pour le massif du volcan (Figure 14) et pourra être comparée avec l'analyse des priorités de conservation.

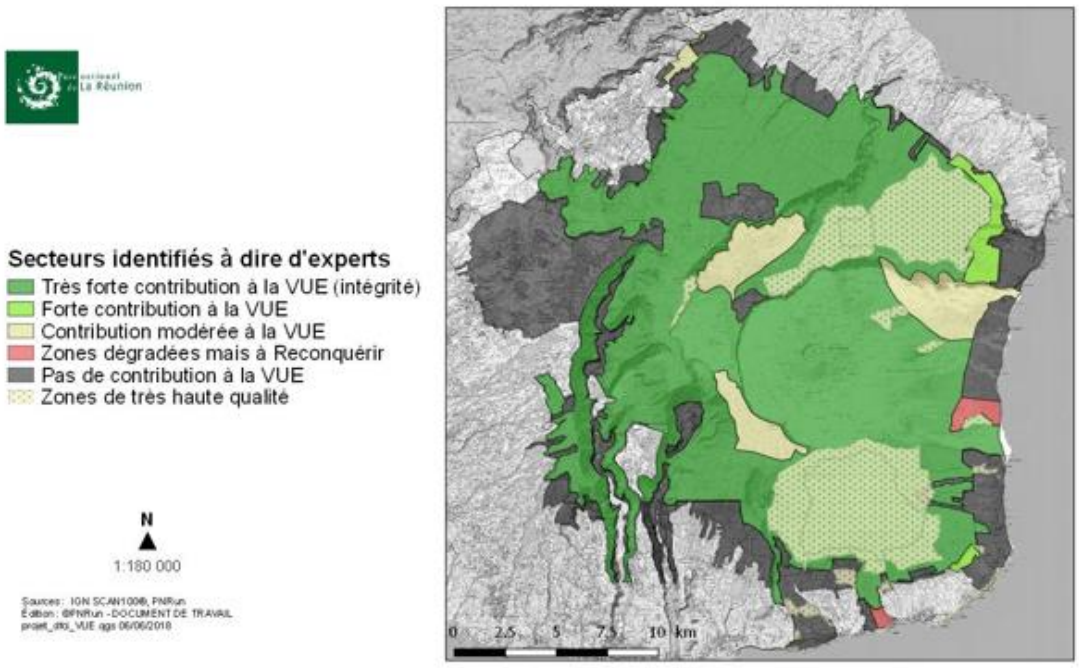


Figure 14 : Définition de la Valeur Universelle Exceptionnelle (VUE) du Bien UNESCO sur le massif du Volcan dans le cadre de la DFCI.

VII. METHODOLOGIE POUR IDENTIFIER LES PRIORITES D'ACTION

1. PRINCIPES

Afin de prioriser spatialement les actions de lutte nous avons tenu compte de plusieurs principes qui ont été ensuite traduits spatialement et quantitativement. Par ordre d'importance, les éléments suivants ont été considérés (Figure 15) :

- **Intervenir dans les zones à fort enjeu de conservation** : cela permet de cibler les actions dans les zones les plus prioritaires par rapport aux enjeux de conservation (voir section V).
- **Préserver les espaces non envahis** : la priorité étant de maintenir intactes les zones non envahies en limitant les fronts d'invasion. Cela nécessite de prioriser les actions en périphérie de zones intactes
- **Minimiser le cout et maximiser l'efficacité** : cela s'est traduit en priorisant les zones les plus accessibles aux agents afin de réduire le cout d'intervention.
- **Maximiser le succès** : pour cela, nous avons priorisés les zones à proximité des chantiers de lutte existants car cela permet une intervention dans la durée
- **Représentativité** : il nous a semblé important de décliner les priorités par grand type d'habitat afin de répartir les priorités au sein de chaque grand type d'habitat

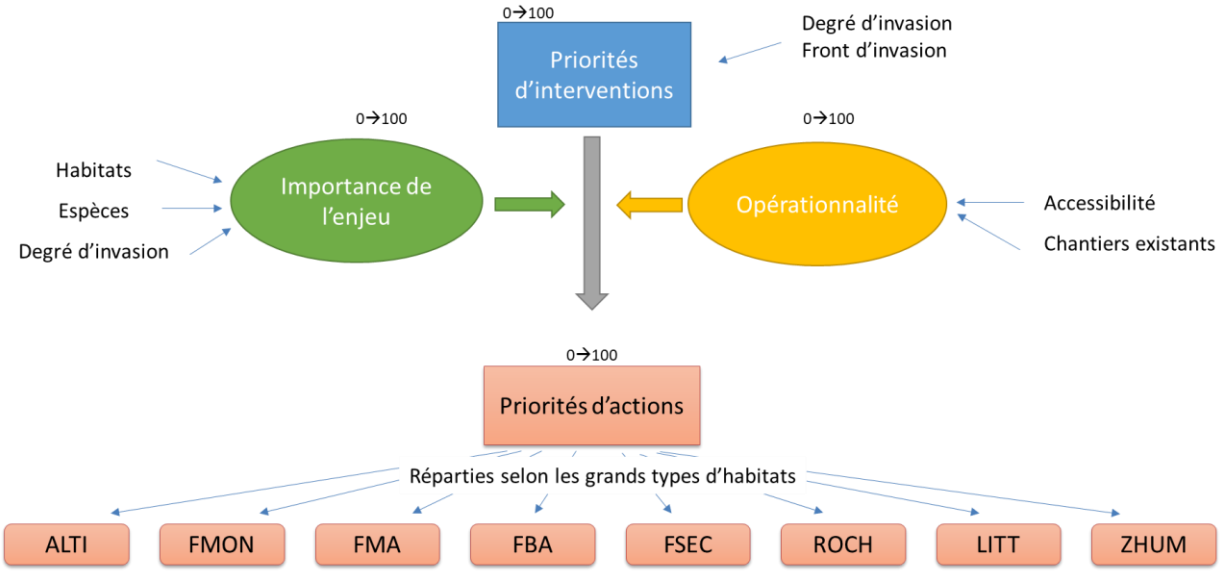


Figure 15 : Schéma de priorisation pour identifier les priorités d'actions de lutte

2. CHOIX DES PRIORITES D'INTERVENTION

Afin de prioriser certaines actions, nous avons caractérisé les types d'actions nécessaires selon la localisation des enjeux de conservation (enjeu de conservation – Priorité 1, voir page 44) et le degré d'invasion au sein des enjeux et dans une zone périphérique de 300m (Figure 16 à 18).

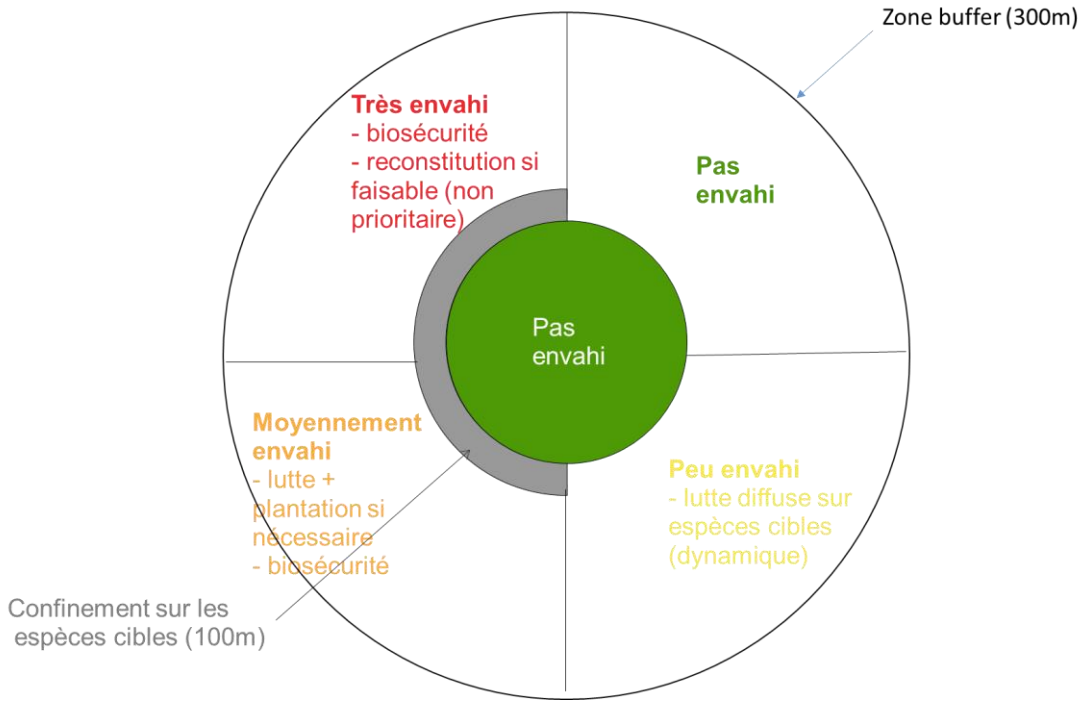


Figure 16 : Type d'actions à mettre en place selon le degré d'invasion dans la zone périphérique d'une zone à enjeu de conservation non envahie.

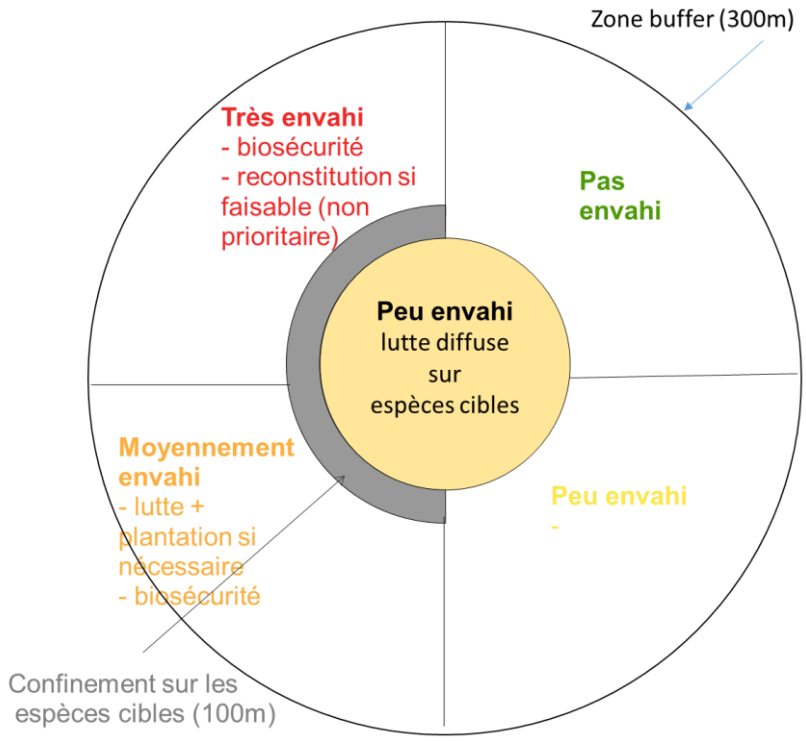


Figure 17 : Type d'actions à mettre en place selon le degré d'invasion dans une zone à enjeu de conservation peu envahie et dans sa périphérie

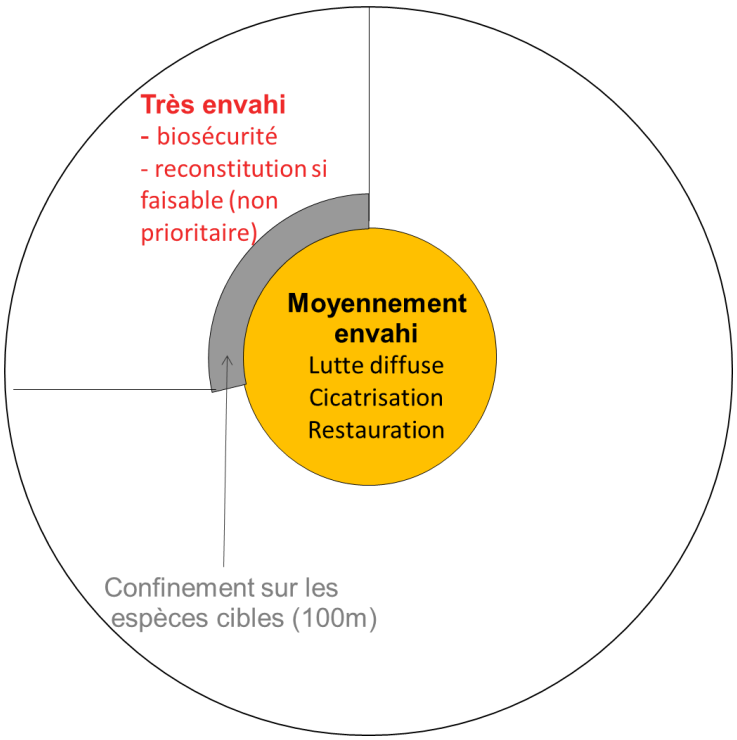


Figure 18 : Type d'actions à mettre en place selon le degré d'invasion dans une zone à enjeu de conservation moyennement envahie et dans sa périphérie

Nous avons pondéré les différents cas de figure afin de prioriser les actions visant à maintenir le bon état de conservation des zones intactes (comme cibler les front d'invasion par exemple). La figure 19 illustre la pondération des différentes actions mise en place. Ainsi, sont priorisés les actions dans les zones envahies en périphérie de zones à enjeu de conservation intactes, puis les zones à enjeu de conservation peu envahies. Les zones à enjeux de conservation très envahies sont les moins prioritaires.

Cette pondération caractérise le premier critère dans la priorisation des actions de lutte (critère « priorités d'intervention » sur la Figure 15).

Figure 19 : Schéma de priorisation selon le degré d'invasion et la proximité des enjeux de conservation. Un score élevé indique une forte priorité

3. CRITERES D'OPERATIONNALITE

Nous avons tenu compte de l'accessibilité de la zone et de la présence de chantiers de lutte existants afin de caractériser le niveau d'opérationnalité de la zone.

3.1 MODELE D'ACCESSIBILITE DU TERRAIN

Un modèle d'accessibilité a été développé à l'échelle de l'ile, tenant compte de l'accès en véhicule le long de routes et chemins carrossables, du réseau des chemins et sentiers pédestres, de la topographie et de la pénétrabilité de la végétation. La vitesse de marche a été ajustée selon la topographie du terrain (pente) et la pénétrabilité de la végétation hors-sentier. Ce modèle a permis de produire une carte d'accessibilité exprimée en minutes de marche depuis l'endroit de dépôt en voiture. Les zones inaccessibles (pente > 30° hors sentiers) sont exclues (Figure 20).

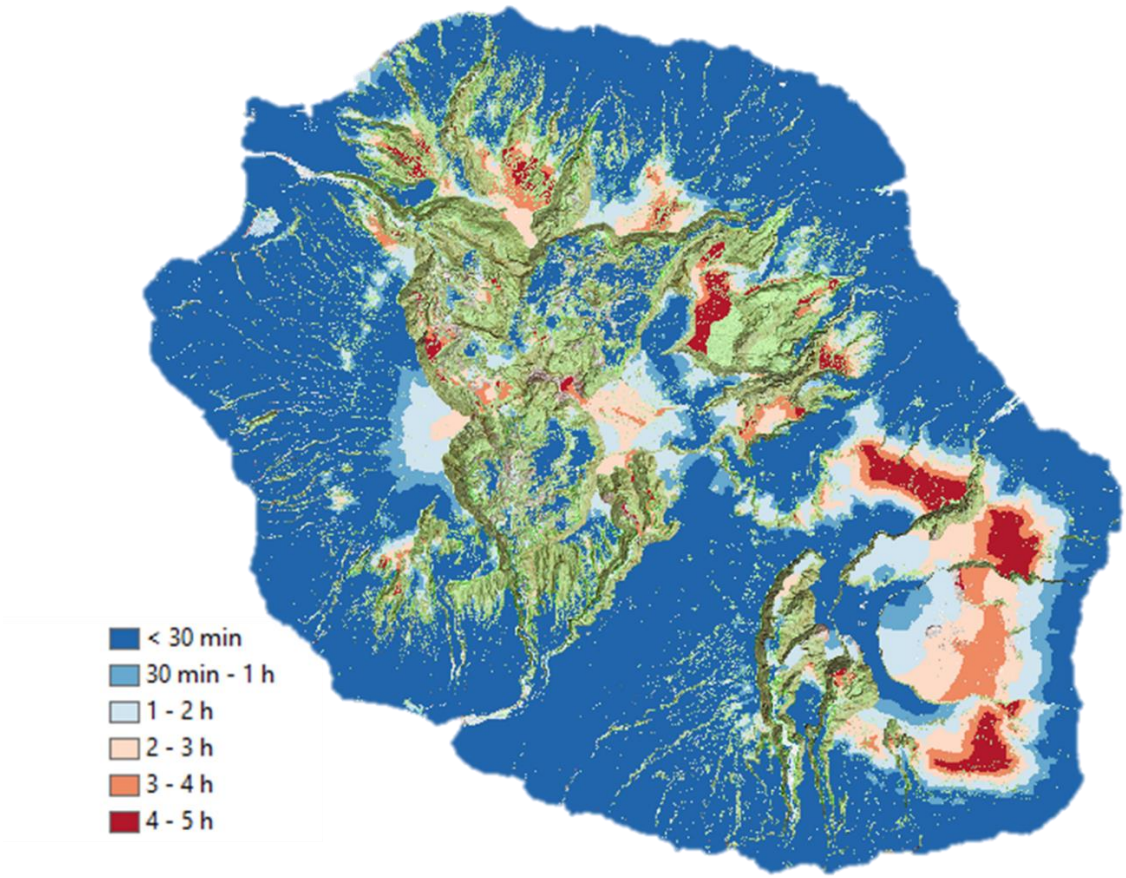


Figure 20 : Accessibilité en temps de marche

La carte d'accessibilité a été convertie en score en utilisant la notation suivante :

Accessibilité	Score
< 30 min	100
30 à 60 min	80
1 à 2 h	60
2 a 3 h	30
3 à 4 h	15
4 à 5 h	5
> 5 h	0

3.2 PROXIMITE DES CHANTIERS DE LUTTE EXISTANTS

Afin de maximiser le succès des interventions sur le long terme nous avons privilégié, si possible, de continuer les chantiers de lutte existants ou d'engager de nouveaux travaux à proximité. Pour cela, nous avons calculé la distance aux chantiers de lutte de l'ONF (Figure 21) et attribué un score selon la distance.

La proximité des chantiers a été converti en score de 0 à 100 en utilisant la notation suivante :

- distance = 0m : score de 100
- distance < 200m : score de 80
- distance < 500m : score de 60
- distance < 1000m : score de 40
- distance > 1000m : 0

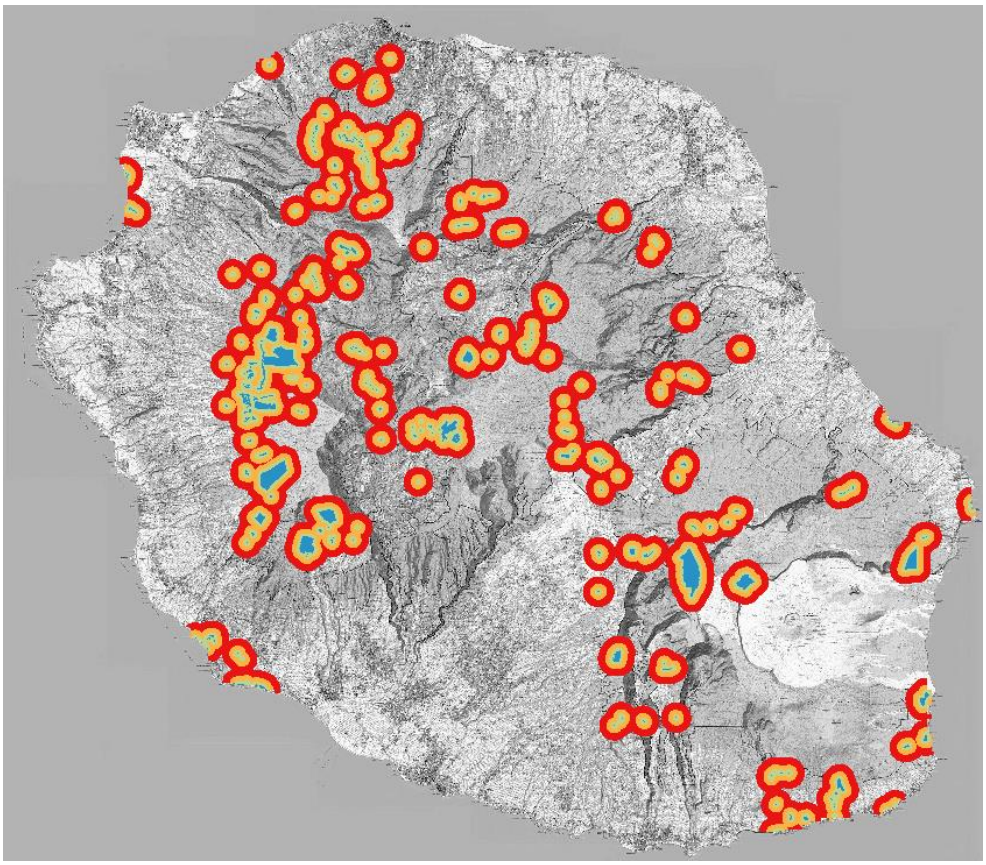


Figure 21 : Distance aux chantier de lutte ONF existants

4. MISE EN PLACE D'UN SCORE DE PRIORITE D'ACTION

Nous avons donc pu cartographier et quantifier trois facteurs jugés important pour la priorisation des chantiers de lutte, à savoir : les priorités d'interventions selon le type d'enjeu et le degré d'invasion, l'accessibilité du terrain et la proximité des chantiers de lutte existants. Chacun de ces facteurs consiste en un score de 0 à 100, calculée dans des mailles de 100 x 100m.

Une pondération de chaque facteur a été mise en place afin de différencier l'importance relative de chaque facteur. La pondération suivante a été utilisée :

- Une pondération de **6 pour l'importance des enjeux de conservation** : ceci représente le score moyen des trois analyses de Zonation issue de la cartographie des enjeux de conservation (voir Section VI).
- Une pondération de 3 pour le score des priorités d'intervention (cf Figure 18)
- Une pondération de 2 pour l'accessibilité du site
- Une pondération de 1 pour la proximité aux chantiers de lutte

Une carte des priorités d'actions a été ainsi obtenu à une résolution de 100 x 100m en combinant les couches selon les pondérations indiquées. La valeur finale est standardisée de 0 à 100 (priorité maximale).

VIII. RESULTATS

1. CARTOGRAPHIE DU DEGRE D'INVASION

Les différentes données utilisées ont pu en partie être complétées à dire d'expert ; ainsi la figure suivante représente la carte actuelle du degré d'invasion par les Plantes Exotiques Envahissantes.

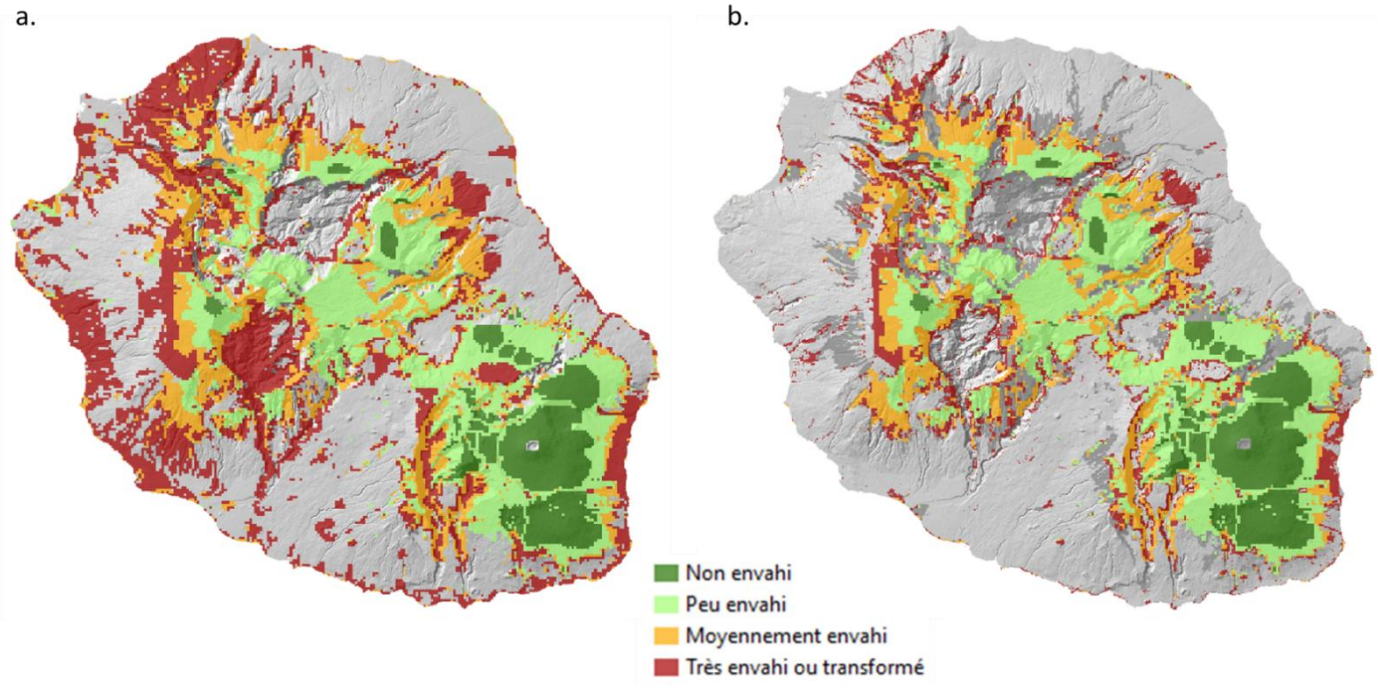


Figure 22 : Cartographie du degré d'invasion a) sur l'ensemble de l'ile, b) pour les milieux naturels. La catégorie « très envahi » inclue aussi les plantations d'espèces exotiques.

Nous avons pu cartographier 83% des milieux naturels et 90% du cœur du Parc national. Un total de 16 000 ha et 38 500 ha sont non envahi et peu envahi sur l'ensemble de l'ile. Plus de 12 000 ha ont un degré d'invasion élevé au sein du Parc, la plupart en bordure du Parc.

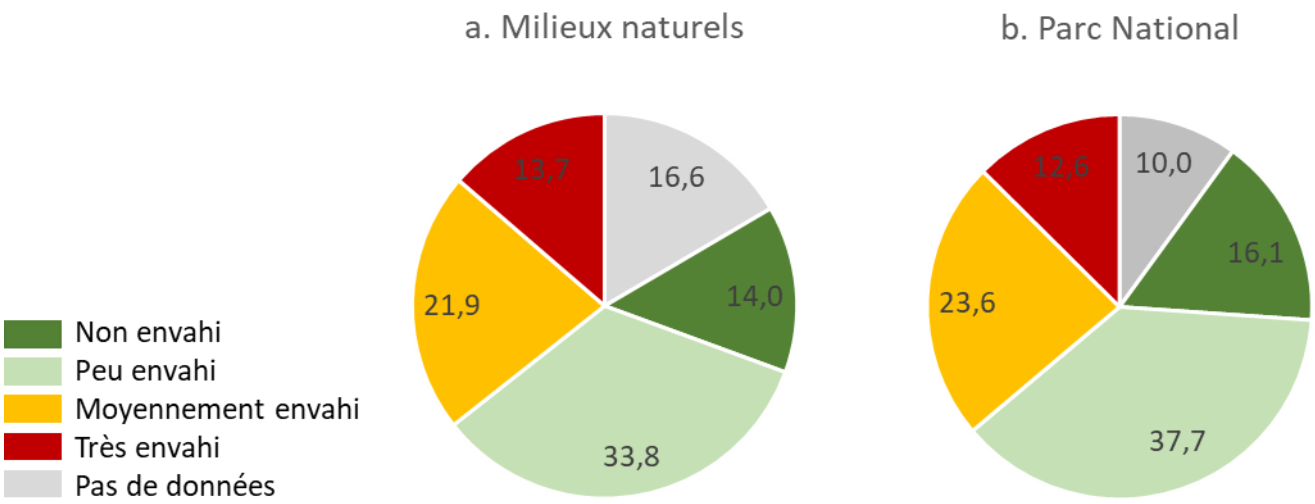


Figure 23 : Répartition (en pourcentage) du niveau d'invasion (a) à l'échelle des habitats naturels de l'île et (b) à l'échelle du Parc national

2. ETAT DES LIEUX DE LA VEGETATION

La carte du degré d'invasion qui a été réalisée a permis de calculer quelques statistiques. Ainsi il est possible de rendre compte de l'état de conservation de chaque habitat (Tableau 6).

Tableau 6 : Degré d'invasion de chaque type d'habitat.

Végétation (Niveau 2)	Degré d'invasion (%)				
	intact	peu envahi	moyennement envahi	très envahi	pas de données
Pelouses altimontaines	61,9	25,2	9,2	2,4	1,3
Fourrés et mattoraux continus	11,4	54,8	19,1	11,9	2,7
Fourré à Petit Tamarin des Hauts	4,1	38,5	32,6	12,8	11,9
Landes de très haute altitude	24,3	63,4	8,5	0,2	3,7
Forêts humides de basse altitude	0,2	19,9	35,2	23,0	21,6
Forêts humides de moyenne altitude au vent	3,9	27,4	16,6	12,8	39,3
Forêts humides de moyenne altitude sous le vent	0,0	15,4	38,9	26,1	19,6
Groupement pionniers de la forêt humide	1,3	34,9	23,8	32,1	8,0

Forêts et fourrés perhumides de moyenne altitude	0,1	18,3	45,6	13,2	22,8
Forêts de montagne au vent	13,3	44,4	20,3	6,9	15,1
Forêts de montagne sous le vent	0,5	27,7	26,8	13,8	31,2
Forêts de Tamarin des Hauts au vent	12,7	60,8	20,3	1,7	4,4
Forêts de Tamarin des Hauts sous le vent	0,0	19,1	43,7	16,2	21,0
Forêts de Petit Tamarin des Hauts au vent	0,0	69,9	30,1	0,0	0,0
Forêts de Petit Tamarin des Hauts sous le vent	0,0	0,0	0,0	82,5	17,5
Forêts et fourrés hyperhumides de montagne	65,5	29,7	2,0	0,2	2,6
Fourrés d'Avoune	3,6	67,6	20,9	5,4	2,5
Groupements pionniers de montagne	0,9	31,8	37,4	12,6	17,4
Fourré sec de très basse altitude	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0
Forêt sèche de très basse altitude	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0
Forêt semi-sèche	1,2	12,8	24,7	42,6	18,7
Forêt mixte humide - semi-sèche sous le vent	0,0	19,4	24,1	53,6	3,0
Forêt de transition vers étage montagnard des cirques et grandes vallées	0,0	57,9	9,3	19,9	12,9
Groupements pionniers de la forêt semi-sèche	0,0	6,7	38,6	28,4	26,2
Végétation herbacée des plages de sable	0,0	0,0	0,0	95,9	4,1
Végétation arbustive des côtes rocheuses sèches	0,0	0,0	9,5	64,4	26,0
Végétation herbacée des côtes rocheuses humides	0,0	0,0	7,2	59,2	33,7
Végétation arbustive des côtes rocheuses humides	0,0	3,2	30,2	30,8	35,8
Rochers de l'intérieur – zones minérales	1,7	32,5	27,2	15,7	22,9
Coulées de laves nues et colonisées par des lichens	72,5	17,2	4,0	4,8	1,6
Falaises et trottoirs rocheux littoraux sans végétation	0,0	1,0	17,1	47,6	34,3
Etangs littoraux	0,0	6,7	11,3	39,0	43,1
Etangs et grandes mares de l'intérieur	0,0	3,0	18,4	12,7	65,9
Mares temporaires d'altitude	0,0	19,2	36,2	4,7	39,8

3. IDENTIFICATION DES ENJEUX DE CONSERVATION

L'identification des priorités ou enjeux de conservation a été réalisée à partir du logiciel Zonation. Différents scénarios ont été mis en place selon les fonctions de Zonation utilisées (voir partie précédente VI. 2. 2.3). Ainsi les trois fonctions précédemment explicitées ont été testées : ABF, GBF et TBF. Les critères suivants ont par ailleurs été utilisés afin d'identifier les enjeux de conservation :

- Répartition de 34 types de milieux naturels (habitats)
- Répartition de 593 espèces (plantes vasculaires, bryophytes et faune)
- Degré d'invasion pour favoriser les zones les moins envahies (si possible) pour chaque type de milieu
- Pondération mise en place pour différencier les habitats selon leur état de conservation

A partir de ces critères, les trois cartes suivantes ont été obtenues selon la fonction de Zonation qui a été utilisée (Figure 24 à 26).

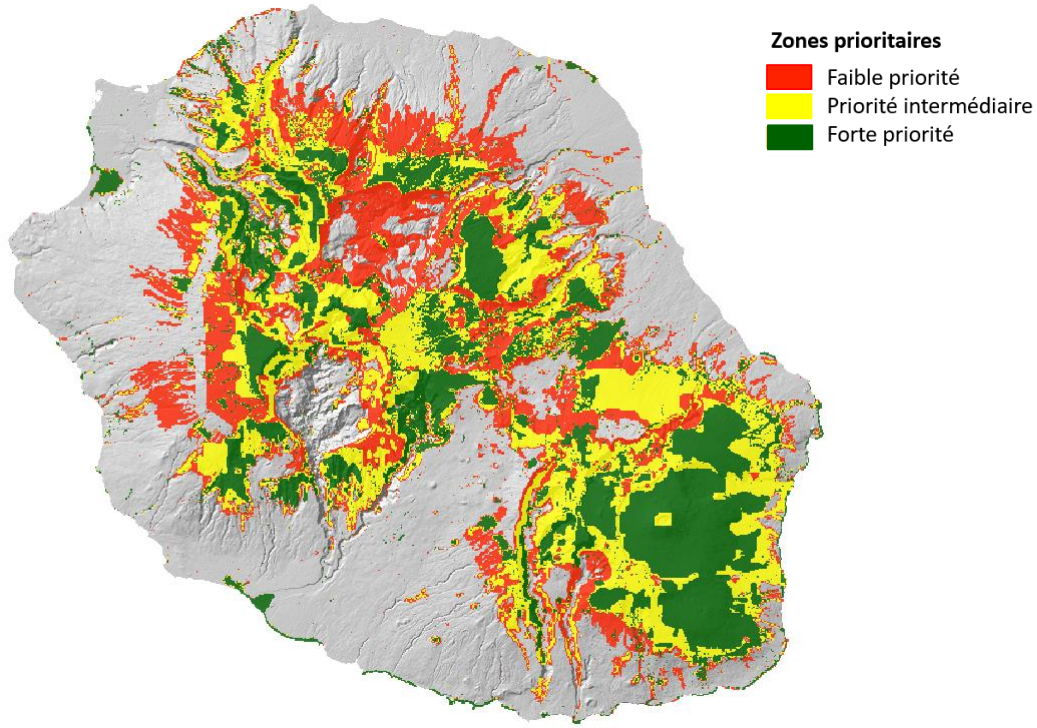


Figure 24 : Résultat d'analyse Zonation afin d'identifier les enjeux de conservation / Méthode ABF

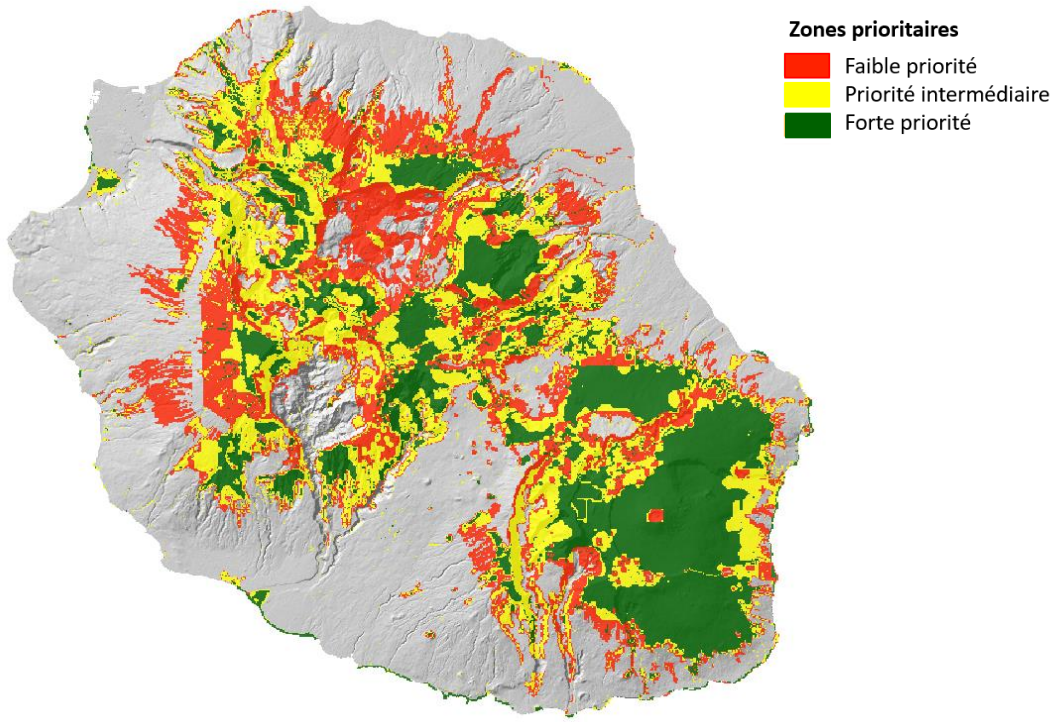


Figure 25 : Résultat d'analyse Zonation afin d'identifier les enjeux de conservation / Méthode Target

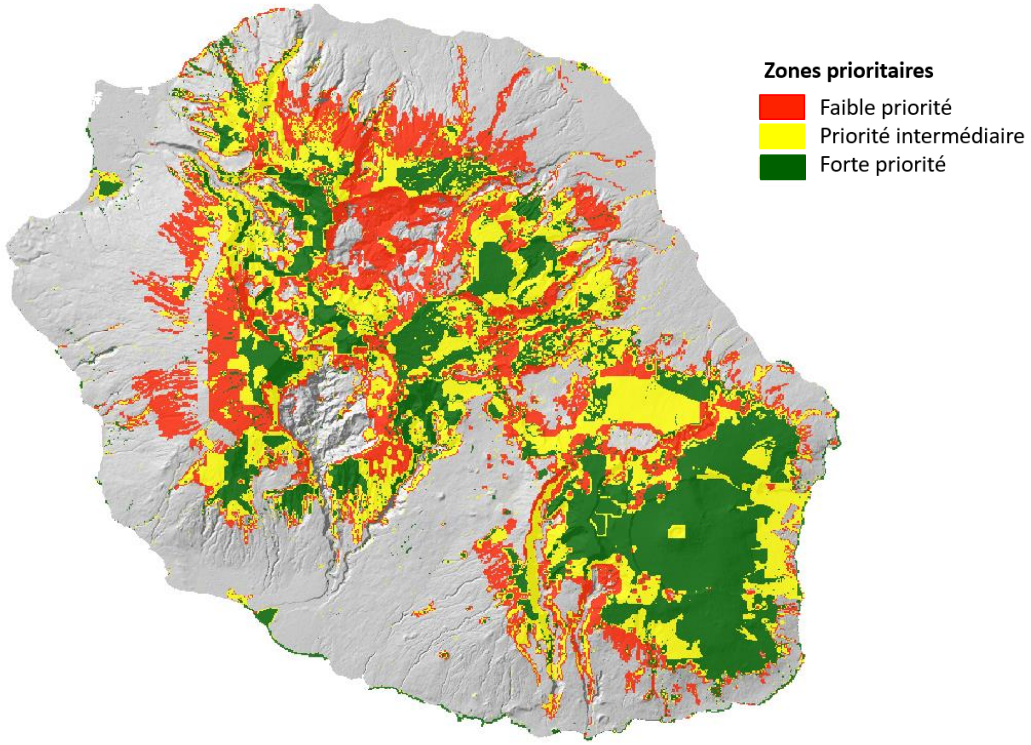


Figure 26: Résultat d'analyse Zonation afin d'identifier les enjeux de conservation / Méthode GBF

Par la suite les fortes priorités de chacune des 3 cartes issues des différentes fonctions de Zonation ont été comparées entres elles. Les fortes priorités constituant les priorités de niveau 1 et les priorités intermédiaires et faibles, les priorités de niveau 2. La figure 27 illustre les similarités et les différences entre ces 3 cartes.

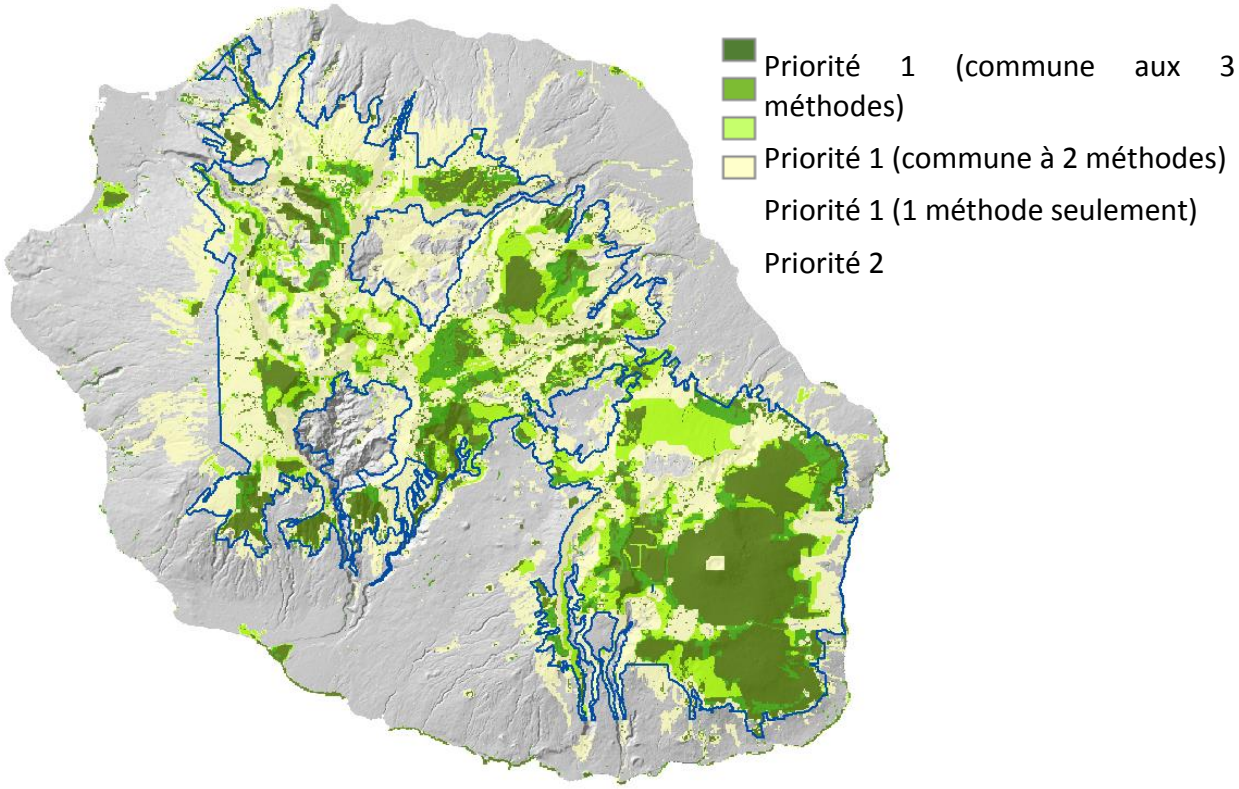


Figure 27 : Similarités entre les 3 analyses pour identifier les enjeux de conservation

Après discussion avec les membres du projet, il a été décidé de tenir compte de chacune des trois cartes pour l'identification finale des enjeux de conservation. Chaque fonction de Zonation ayant ses spécificités et mettant différents concepts ayant tous du sens an avant. Ainsi la carte définitive des enjeux de conservation (Figure 28) correspond aux priorités de niveau 1 identifiées par une ou plusieurs fonctions.

Les enjeux de conservation (priorité 1) identifiés couvrent 60 303 hectares sur les 128 723 hectares de végétations restantes sur l'île. L'analyse de ces enjeux de conservation en fonction du niveau d'invasion par les plantes exotiques informe que près de 80 % de ces enjeux constituent des zones peu envahies, avec près de 30% des zones identifiées sans espèces envahissantes. Respectivement 13% et 4% des enjeux de conservation sont moyennement envahis et très envahis. Cela concerne principalement les zones littorales et semi-sèches qui ne présentent quasiment plus d'habitats non dégradés.

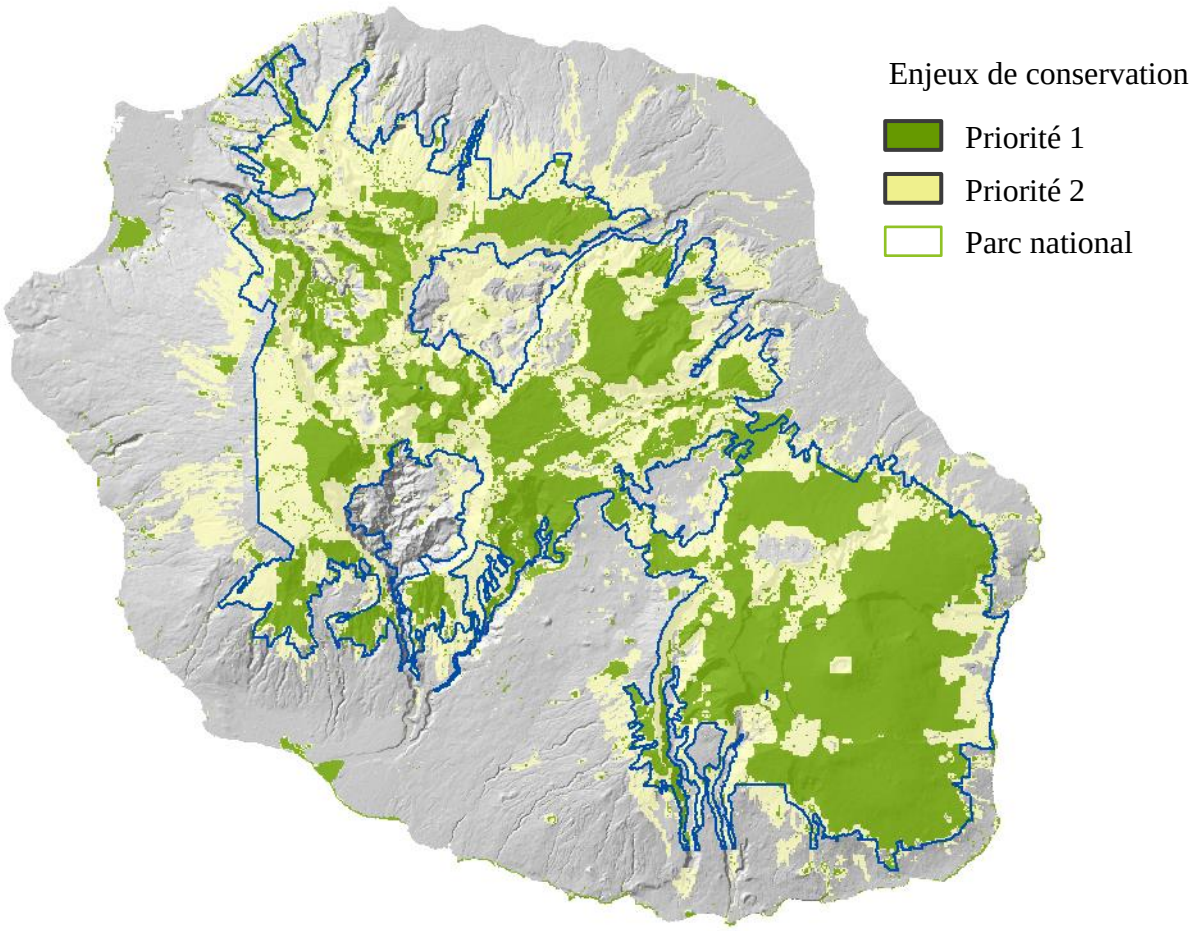


Figure 28 : Enjeux de conservation

4. IDENTIFICATION DES PRIORITES D'ACTIONS DE LUTTE

Les priorités d'action de lutte ont pu être identifiées en intégrant plusieurs facteurs :

- Les zones à fort enjeu de conservation :
- Le niveau d'invasion et le type d'intervention nécessaire
- L'efficacité et le succès d'une intervention.
- La représentativité des habitats

Un score de priorisation a été ainsi établi de 0 (priorité faible) à 100 (priorité élevée). La carte des priorités d'actions de lutte est représentée en Figure 29. Notons que les zones de surveillance (zones non envahies) ne sont pas indiquées sur cette carte.

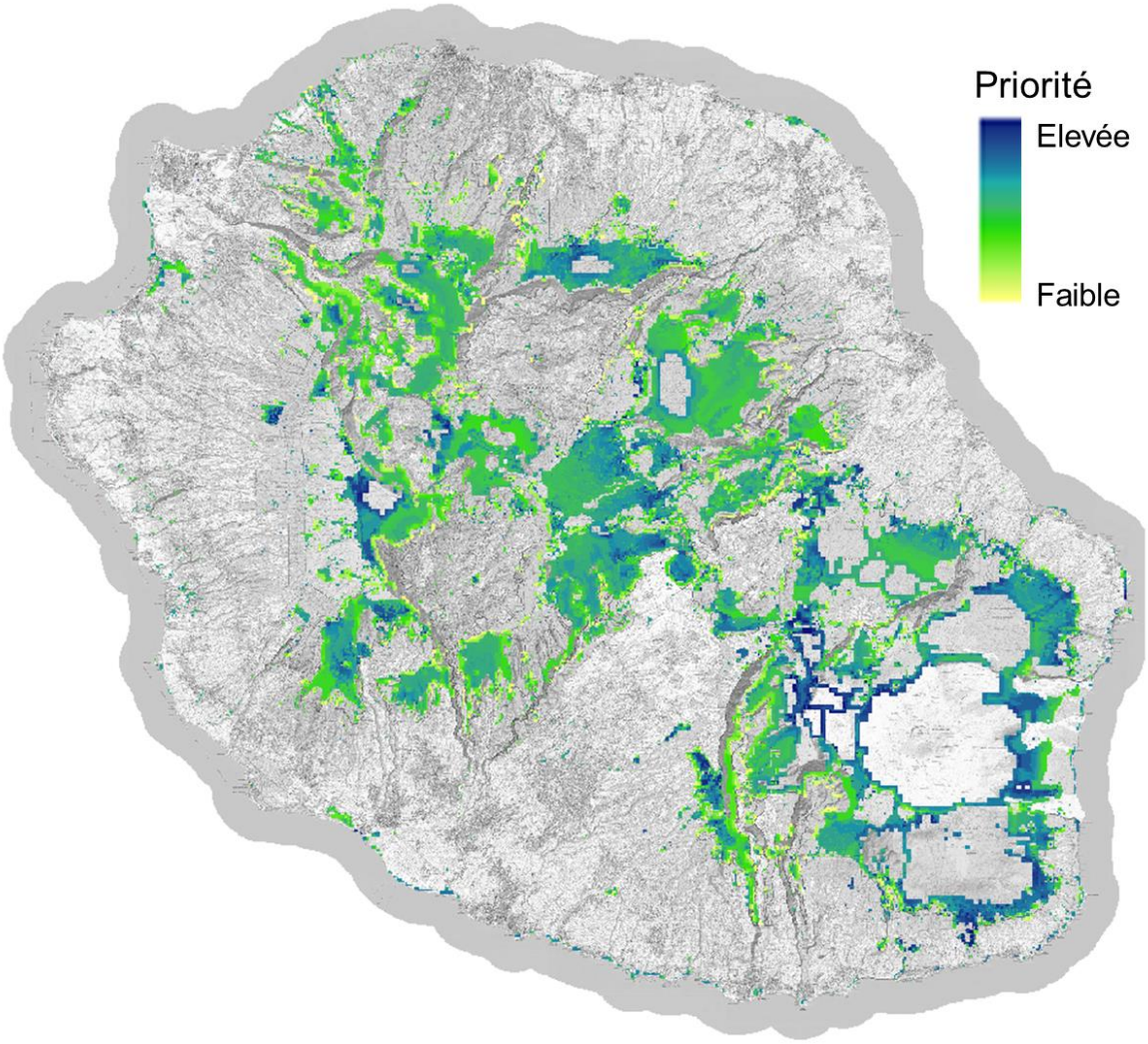


Figure 29 : carte des priorités d'action de lutte pour les zones à enjeux envahies (les zones de surveillance ne sont pas indiquées).

Cette carte met en avant des zones de type « front d'invasion » essentiellement, où l'enjeu est de limiter la progression des espèces exotiques envahissantes dans des zones a fort enjeu de conservation peu ou pas envahies. A titre d'exemple on pourra citer la zone du Morne Langevin, la plaine des sables ou encore la partie sous-jacente du Grand Bénare. On notera aussi l'importance de la zone de Mare-Longue ou des forêts de moyenne altitude de l'Est.

A ceci doivent se rajouter des zones de surveillance qui ne sont pas encore envahies (Figure 30). La carte permet d'identifier 4392 ha dans des zones à forte priorité (score > 75).

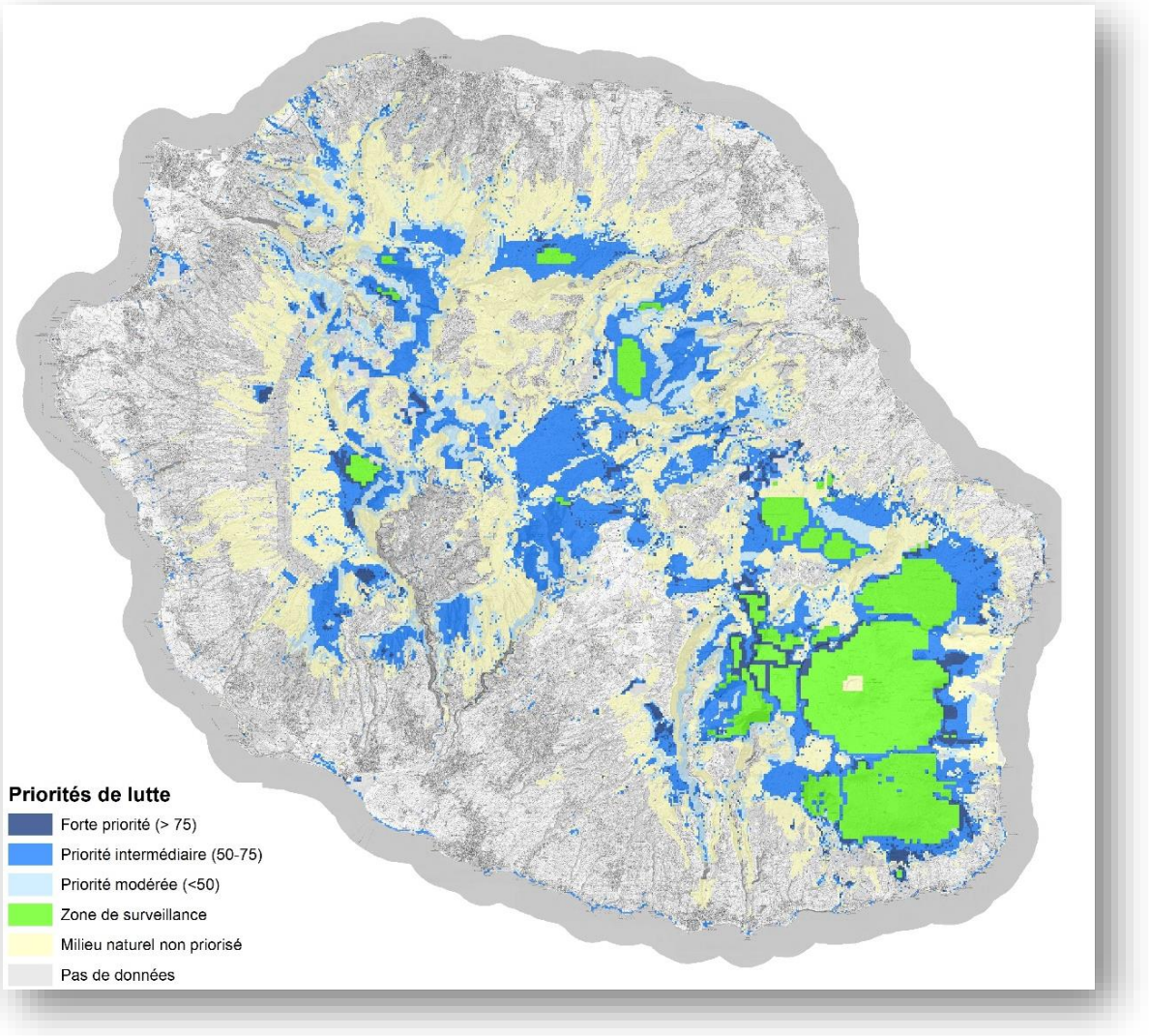


Figure 30 : Priorités d'action de lutte (y compris les zones de surveillance en milieu non envahi)

Cependant, cette carte ne permet pas de savoir le nombre d'hectares où il serait nécessaire de lutter. Elle identifie les zones prioritaires mais la superficie totale des chantiers nécessaires à mettre en place reste à déterminer. Cela dépend en partie, mais fortement, de la volonté politique et de la capacité financière à agir.

La carte des priorités d'action de lutte peut être déclinée par grand type d'habitats afin de mieux cerner les priorités au sein de chaque habitat. Par exemple, la figure 31 illustre les priorités pour la forêt semi-sèche.

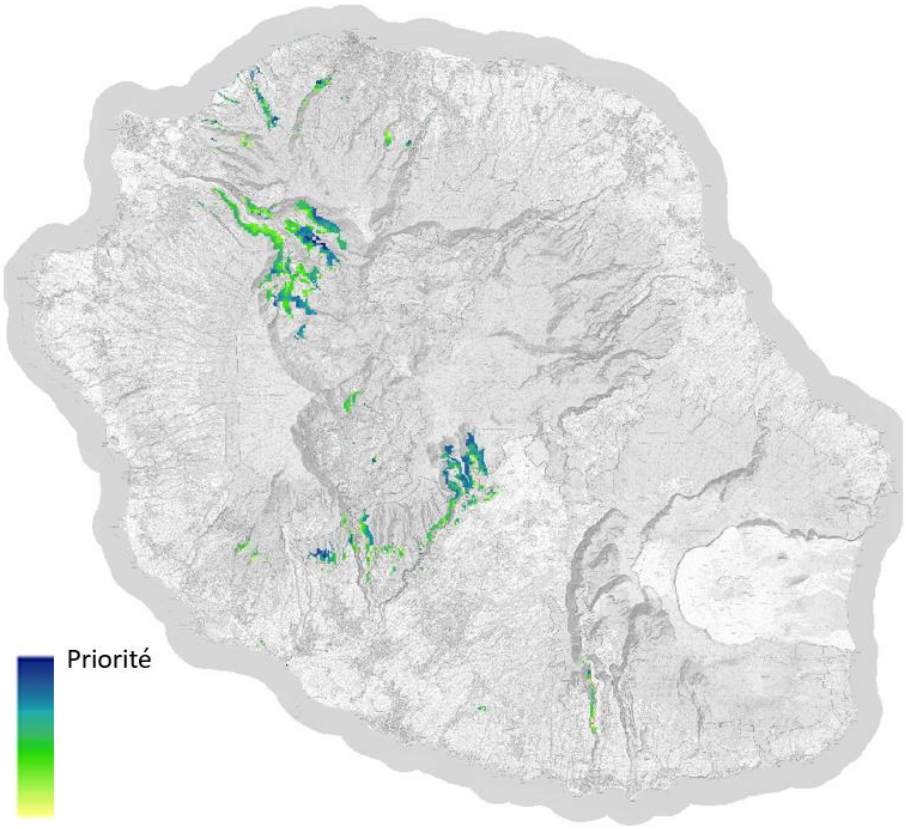


Figure 31 : carte des priorités d'action de lutte pour les zones à enjeux de la forêt semi-sèche.

5. LIMITES ET PERSPECTIVES

- Données importées dans Zonation :

Deux cartes qui ont été réalisées dans le cadre de ce projet – carte des habitats et cartes du degré d'invasion par les PEE – influencent très fortement l'identification des priorités spatiales.

Concernant la carte du degré d'invasion, elle reste en partie incomplète et manque de validation terrain. La figure 32 identifie spatialement les données manquantes sur cette carte du degré d'invasion à la fois en cœur de Parc national ainsi qu'au sein de la végétation naturelle restante sur l'île. En effet, certaines zones ne présentaient pas de données permettant de quantifier le niveau d'invasion et n'ont pas pu jusqu'à maintenant être complétées à dire d'expert.

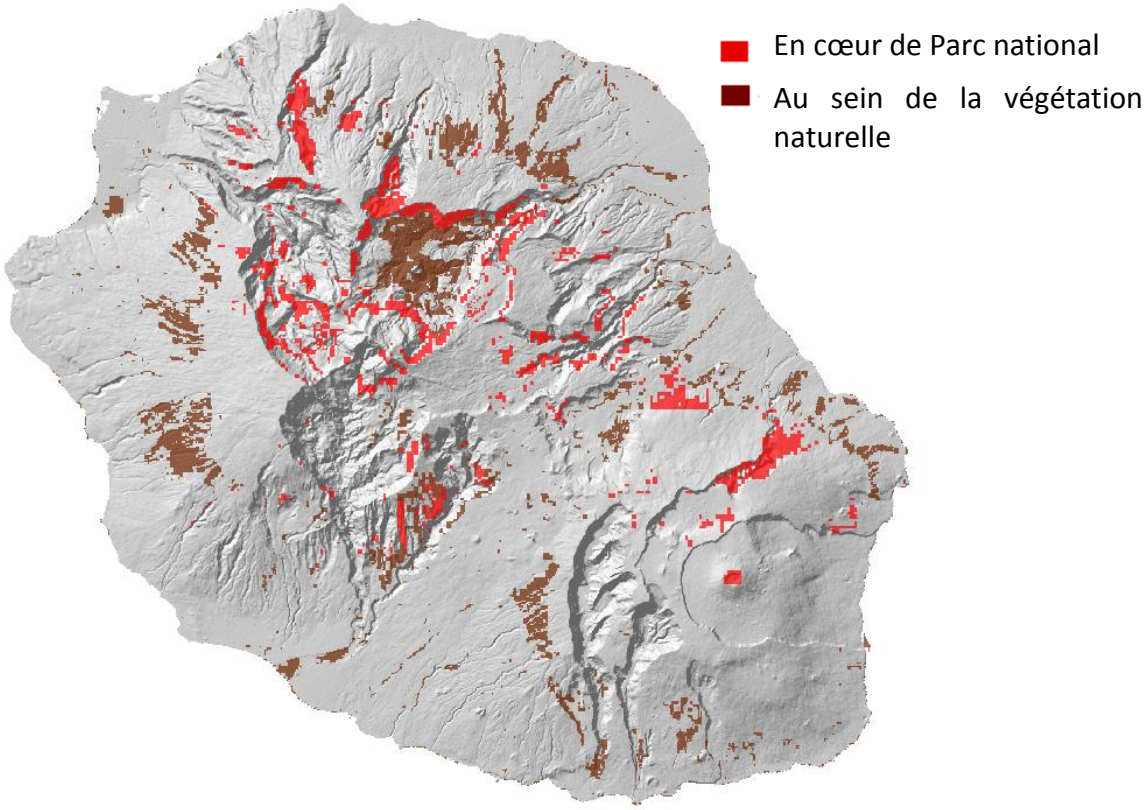


Figure 32 : Identification des données manquantes sur la carte du degré d'invasion.

Ces « trous » dans la carte du degré d'invasion ont un impact important sur l'identification des zones prioritaires (Figure 33). Il est donc important de compléter cette carte afin de renforcer l'identification des enjeux de conservation. Pour cela il serait utile de mettre en place des protocoles de suivi rapide des plantes envahissantes sur le terrain permettant d'alimenter les bases de données existantes ou encore de continuer à faire appel au dire d'expert.

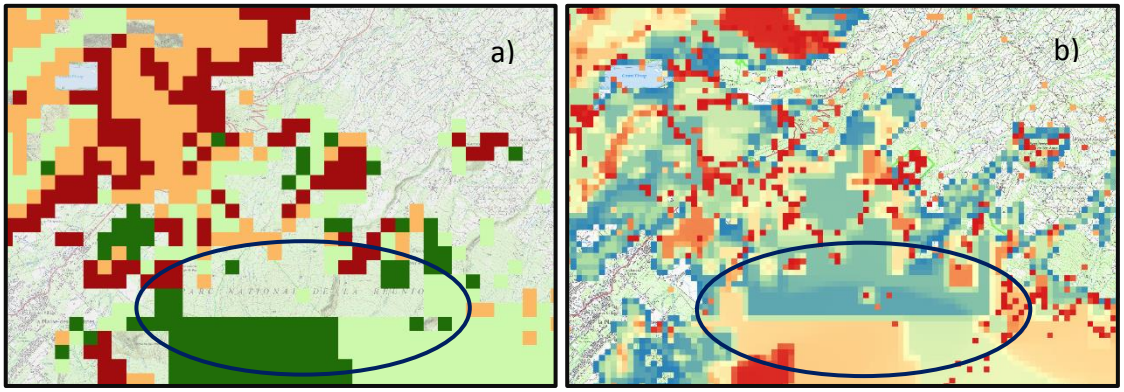


Figure 33 : Illustration de l'effet des données manquantes sur l'identification des zones prioritaires : exemple de la carte du degré d'invasion.

a) Zoom sur la carte du degré d'invasion ; b) Zoom sur la carte des enjeux de conservation

Tout comme la carte du degré d'invasion, la carte des habitats produite par l'ONF influence fortement l'identification des enjeux de conservation. Certains habitats sont très faiblement cartographiés (à peine quelques hectares), ils sont par conséquent automatiquement identifiés comme prioritaires et ce peu importe le niveau d'invasion par les PEE ou les espèces indigènes présentes sur la zone. Cela est notamment le cas des forêts sèches de très basse altitude, des falaises et trottoirs rocheux littoraux sans végétation ou encore des végétations herbacées des côtes rocheuses humides.

Pistes d'améliorations pour une version 2 de la carte des enjeux de conservation :

- Différencier les espèces exotiques envahissantes entre elles
- Remettre à jour les cartes du degré d'invasion et des habitats
- Intégrer le degré de fragmentation dans l'analyse
- Prise en compte des corridors altitudinaux
- Retravailler la liste des espèces de la faune à intégrer à l'analyse (notamment le Pétrel noir de Bourbon)

Pistes d'améliorations pour une version 2 de la carte des priorités d'action :

- Différencier les espèces envahissantes
- Estimer le cout de chaque action
- Intégrer la dynamique temporelle des invasions

IX. MOYENS MOBILISES

Depuis le début de ce projet de priorisation, de nombreuses personnes ont été impliquées et ont contribué à son bon déroulement au travers de nombreuses réunions (groupes de travail, comités techniques et comités de pilotage).

Ainsi ont été impliqués de façon récurrente dans le projet : Elise Amy (PNRun), Benoît Lequette (PNRun), Jean-Cyrille Notter (PNRun), Jean-Marie Pausé (PNRun), Guillaume Payet (PNRun), Hermann Thomas (PNRun), Florent Ingrassia (ONF), Julien Triolo (ONF), Christophe Lavergne (CBNM-CPIE), Frédéric Picot (CBNM-CPIE), Nicolas Payet (Département de La Réunion), Vincent Turquet (Département de La Réunion), Pauline Fenouillas (CIRAD), Mathieu Rouget (CIRAD), Isabelle Bracco (DEAL), Mélodie Gosset (DEAL), Nila Poungavanon (GCEIP), Dominique Strasberg (Université de La Réunion).

Une note de cadrage entre ces différents partenaires a été rédigée. Une démarche concertée et partagée à l'échelle de l'île a été mise en place, avec un important partage et une homogénéisation des données permettant de regrouper plus de 700 couches de données (SIG).

Le tableau 7 ci-dessous récapitule l'ensemble des réunions réalisées dans le cadre de ce projet de priorisation.

Tableau 7 : Récapitulatif des réunions du projet de priorisation

Date	Ordre du jour
26/03/18	CoTech : Rappel des objectifs du projet Présentation du logiciel d'aide à la décision (Zonation) et exemples d'application sur le Secteur Sud de l'île Présentation des données acquises
19/04/18	COPIL : Présentation du projet, de la méthode envisagée, des données
25/04/18	GT : Typologie des habitats
15/06/18	GT : Typologie des habitats (suite)
09/08/18	GT : Typologie des habitats (suite) Réflexion autour des critères de priorisation
24/08/18	GT : Bilan sur l'avancement de la cartographie des habitats et des invasions Réflexion autour des critères de priorisation
24/09/18	GT / CoTech : Bilan d'avancement (Janvier à Septembre 2018) du projet Présentation des résultats préliminaires quant aux cartes et aux enjeux de conservation
04/10/18	GT : Cartographie du degré d'invasion avec les agents du secteur Sud du PNRun

11/10/18	CoTech : Présentation du projet au séminaire GecoBio Réflexion autour des auteurs pour les futures publications et la diffusion des données Réflexion sur le niveau politique de décision
19/11/18	CoTech : Point d'étape et discussion autour des différentes fonctions du logiciel Zonation permettant l'identification des enjeux de conservation
07/12/18	Réunion restreinte : Présentation approfondie du logiciel Zonation et de ses possibilités
16/01/19	GT/CoTech : Choix parmi les fonctions de Zonation et consensus sur la carte des enjeux de conservation
30/01/19	CoTech : Préparation du COPIL du 04/02
04/02/19	COPIL : Rappel général des objectifs du projet Présentation des données obtenues, des cartes réalisées, des premiers résultats en termes de priorisation Perspective pour la suite du projet
13/02/19	GT : Priorités d'actions de lutte Réflexion autour des actions de lutte à mettre en place selon différents scénarios
02/04/19	GT : Priorités d'actions de lutte : présentation de résultats préliminaires Comparaison chantiers de lutte 2019 ONF avec les résultats issus du projet Comparaison avec les sites choisis pour la réintroduction – projet ESPECE
14/05/2019	GT : Avancement de la réflexion stratégique avec prise en compte de données opérationnelles (accessibilité) et définition des priorités d'actions Réflexion opérationnelle visant à sélectionner plus finement les espaces où la lutte est prioritaire (critères tels que la connectivité et la continuité écologiques)
30/07/2019	GT/co-Tech : modifications dans la carte des enjeux de conservation Finalisation de la V1 de la méthodologie de priorisation
27/08/2019	Co-Tech : V1 des enjeux de conservation Présentation de la méthodologie de priorisation des actions Calendrier des rendus et phase de partage politique à engager Réflexion sur la programmation 2020
19/09/2019	GT : Validation de la démarche de priorisation (critères et scores) Analyse des chantiers de lutte ONF 2019 Validation/Déclinaison de la méthode sur le terrain
11/10/2019	Réunion ONF pour valider la nouvelle carte des ACI
31/10/2019	Conseil Scientifique du Parc : Validation de la Démarche

29/11/2019	GecoBio : Présentation des résultats
10/12/2019	GT : Reflexion sur stratégie future et priorités d'acquisition de connaissances
03/03/2020	Présentation des résultats à la journée du GEIR
11/03/2020	Présentation de l'approche et des résultats à la délégation IUCN

ANNEXE 1 : MISE EN PLACE DE L'ECHELLE D'INVASIBILITE

Deux différentes échelles d'invasibilité sont utilisées selon les organismes pour quantifier le niveau d'envahissement d'une zone par les plantes exotiques envahissantes. Ainsi, le Parc National de La Réunion utilise une échelle en 7 classes (de 0 à 6), allant des zones indemnes d'invasions aux zones complètement envahies par les plantes exotiques (Baret et al, 2006). Le Conservatoire Botanique National de Mascarin utilise quant à lui une autre échelle qui attribue à chaque espèce présente dans une zone une note d'abondance - dominance en tenant compte de leur taux de recouvrement au sol. Cette échelle est composée de 8 classes (de i à 5), allant des zones où une espèce est représentée par un unique individu aux zones où elle recouvre plus de 75% du sol. Cette échelle utilisée par le CBNM est basée sur la méthode de Braun-Blanquet et al (1952).

Le paramètre commun à ces deux échelles d'invasibilité, à savoir le pourcentage de recouvrement de la zone par les espèces exotiques, est utilisé afin d'aboutir à une homogénéisation de ces échelles. Une nouvelle échelle simplifiée d'invasibilité est ainsi créée comprenant 4 classes, allant des zones non envahies aux zones largement envahies. Ces trois échelles sont présentées sur la Figure 1.

Pour les données de Mascarine, nous avons d'abord calculé l'abondance totale des espèces exotiques au sein de chaque maille pour les données points (relevés), lignes (transects) et polygones puis sélectionné la valeur maximale pour chaque maille.

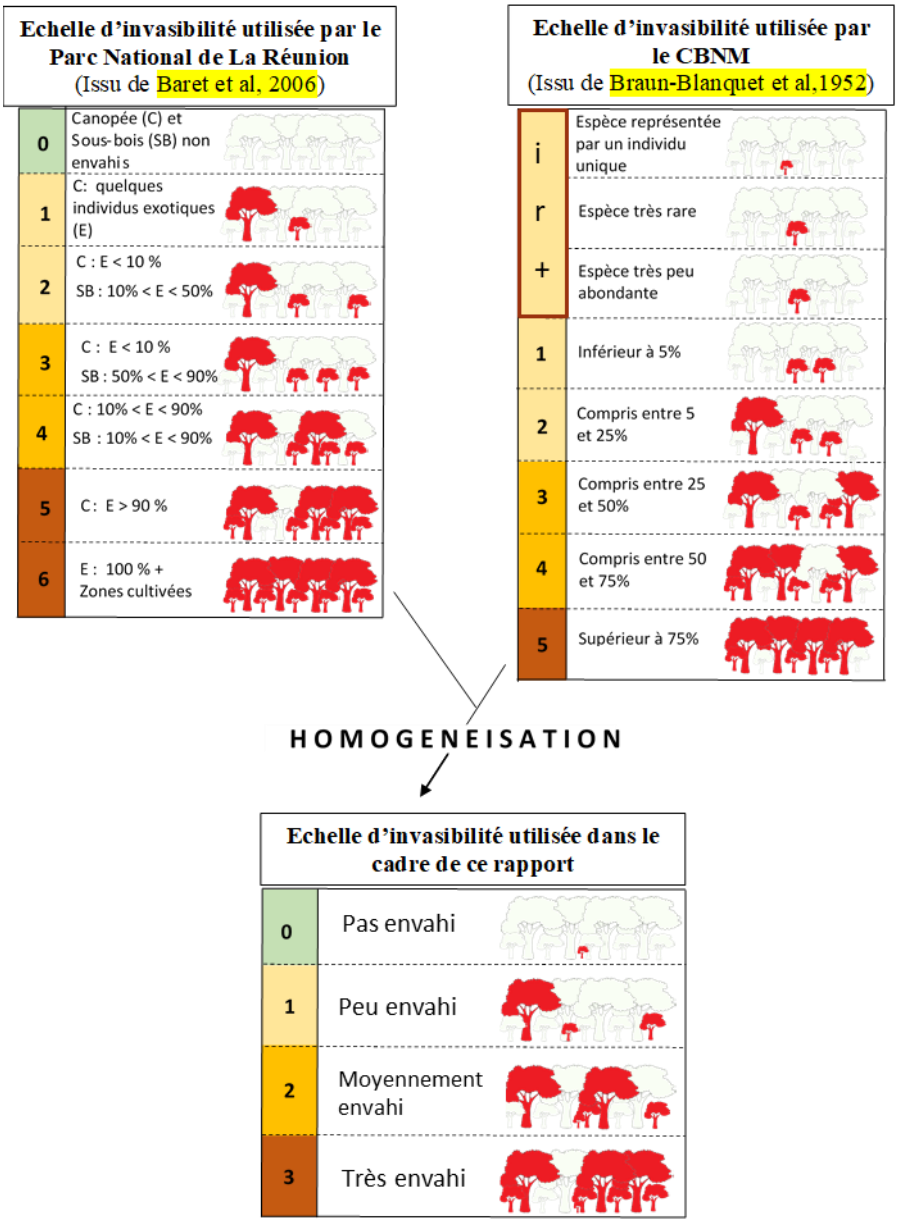


Figure 1 : Echelles d'invasibilité des milieux naturels par les plantes exotiques envahissantes. Le dégradé de couleur indique les différentes classes des échelles d'invasibilité du Parc National et du CBNM qui ont été assemblées afin de former la nouvelle échelle d'invasibilité utilisée dans le cadre de ce projet.

Annexe 5.1 : Questionnaire envoyé au membre du GT priorisation pour évaluation du partenariat

Depuis 2018, à la demande du Département de la Réunion, un partenariat a été établi entre les principaux acteurs de la recherche et de la gestion des espèces exotiques envahissantes. Un groupe de travail visant à mettre en place une démarche partagée sur la priorisation des actions de lutte a alors émergé. Nous vous sollicitons pour répondre à un court questionnaire (10 min) sur l'évaluation de cette démarche partenariale. Ces informations seront utilisées dans le cadre de la thèse de Pauline Fenouillas afin d'initier une réflexion sur la démarche mise en place.

En vous remerciant,

Emilie Cazal, Mathieu Rouget et Pauline Fenouillas.

1. Décrivez votre implication dans ce partenariat ?

2. Quelle catégorie vous correspond le mieux ?
    a. Etudiant
    b. Chercheur
    c. Gestionnaire
    d. Décideurs
    e. Autre (spécifiez)

3. Depuis quand êtes-vous impliqué dans ce partenariat?

4. Etes-vous toujours impliqué ?
    a. Oui
    b. Non

5. A quel niveau êtes-vous impliqué ? (Plusieurs réponses possibles)
    a. GT
    b. CoTech
    c. CoPil

6. Quel est votre niveau de satisfaction générale de ce partenariat ?
    a. Très satisfait
    b. Satisfait
    c. Indiffèrent
    d. Peu satisfait
    e. Très peu satisfait

7. De quels aspects du partenariat êtes-vous le plus satisfait?
    a. Amélioration des connaissances
    b. Outils de gestion
    c. Collaboration avec d'autres institutions
    d. Solutions innovantes
    e. Transfert de compétences
    f. Aucun
    g. Autre (précisez)

8. Quels sont les facteurs qui selon vous ont le plus contribué au succès du partenariat (lister jusqu'à trois facteurs)
    a. Collaboration, implication et disponibilité des partenaires
    b. Objectifs et méthode de travail partagés
    c. Animation
    d. Communication
    e. Respect et confiance mutuels des partenaires
    f. Ressources allouées (temps et finance)
    g. Gouvernance du projet
    h. Autre (précisez)

9. Quels sont les facteurs qui selon vous ont limité le succès du partenariat (lister jusqu'à trois facteurs)
    a. Collaboration, implication et disponibilité des partenaires
    b. Objectifs et méthode de travail partagés
    c. Animation
    d. Communication
    e. Respect et confiance mutuels des partenaires
    f. Ressources allouées (temps et finance)
    g. Gouvernance du projet
    h. Crise sanitaire
    i. Autre (précisez)

10. Quel est selon vous le résultat le plus significatif de ce partenariat ?

11. Le partenariat a –t-il répondu aux attentes initiales telles qu'elles étaient définies dans la note de cadrage ?

	Oui	En partie	Non	Je ne sais pas
Méthode de priorisation concertée et partagée				
Cartographie de la valeur patrimoniale				
Cartographie du degré d'invasion				
Cartographie des autres menaces				
Cartographie des enjeux de conservation				
Identification des manques de connaissances				
Cartographie des priorités d'action				
Stratégie opérationnelle priorisant les actions de gestion des PEE				
Définition d'une démarche pour le développement d'une stratégie d'acquisition et d'une méthodologie de recueil de données communes				
Valorisation des données sous forme d'ouvrages et de publications				

12. Pouvez-vous donner des exemples concrets de l'utilisation de ces résultats dans la gestion des EEE ?

13. Y-a-t-il eu des résultats inattendus, positifs ou négatifs, de ce partenariat (précisez lesquels) ?

14. Avez-vous déjà été impliqué dans des partenariats similaires ?
    a. Oui
    b. Non

15. Si oui, précisez lesquels. Quels étaient les aspects complémentaires à notre démarche ?

16. Souhaitez-vous rester impliqué dans ce partenariat ?
    a. Oui
    b. Non
    c. Je ne sais pas

17. Pensez-vous qu'il manque des partenaires. Si oui, lesquels ?

18. Quel aspect recommanderiez-vous pour améliorer ce partenariat?

19. Quel aspect recommanderiez-vous pour améliorer ce questionnaire?

20. Consentez-vous à l'utilisation de vos réponses dans le cadre du doctorat de Pauline Fenouillas ?

21. D'autres commentaires ?

RESUME

Les invasions biologiques menacent la conservation de la biodiversité mondiale, notamment en milieu insulaire comme La Réunion où se trouve les plus grandes reliques de végétation naturelle de l'archipel des Mascareignes. Sous l'impulsion du département de La Réunion, un partenariat a été initié réunissant gestionnaires, décideurs et scientifiques afin de mieux coordonner la lutte contre les espèces végétales envahissantes sur le territoire. Cette thèse, qui s'inscrit dans ce partenariat, a pour objectif principal d'améliorer les connaissances quant à l'état de conservation des milieux naturels afin de prioriser spatialement les actions de lutte contre les plantes exotiques. La thèse comporte trois axes de recherche : 1) la quantification du degré d'invasion à une échelle régionale comme outil d'aide à la décision ; 2) la quantification du degré d'invasion à une échelle locale comme outil d'aide à la gestion ; et 3) la priorisation spatiale des actions de lutte à partir de critères biologiques et opérationnels. Elle se termine sur une réflexion de l'approche transdisciplinaire utilisée à l'interface entre science et gestion.

Le degré d'invasion des milieux naturels a été quantifié à deux échelles différentes : régionale (La Réunion) et locale (massifs de Mare Longue et du Volcan). La quantification du degré d'invasion à l'échelle régionale a sollicité en plus des données d'inventaire obtenues grâce au large effort partenarial mis en place ; l'intervention d'experts et le recours à la modélisation. Ainsi les résultats ont montré que 85% de la végétation indigène était envahie dans des proportions différentes, notons que plus de 50% de la végétation reste tout de même peu à pas envahie. A l'échelle locale, un protocole terrain a été mis en place permettant de quantifier le degré d'invasion des trois strates structurantes de l'habitat ; à savoir les strates herbacées, arbustives et arborées. Au travers d'analyses de cluster et de krigeage, une nouvelle cartographie du degré d'invasion à une échelle plus fine (25 x 25 m) a pu être réalisée sur les massifs étudiés. Les résultats ont montré une strate herbacée particulièrement envahie. En parallèle, les enjeux de conservation en termes de biodiversité ainsi que les priorités de gestion des plantes exotiques ont pu être cartographiés à l'échelle de l'ile. Au travers d'une vingtaine d'ateliers de travail avec l'ensemble des partenaires, nous avons pu co-développer une approche partagée par tous. De par l'utilisation de Zonation, un logiciel d'aide à la décision ainsi qu'en respectant les concepts clés de la planification de la conservation, l'approche mise en place a bénéficiée des apports de la science. L'inclusion de critères opérationnels, tels que l'accessibilité de la zone ou l'historique des chantiers, a constitué un important apport de la gestion. Ainsi, 60 303 ha ont été identifié comme enjeux de conservation et des priorités de gestion des plantes exotiques à l'échelle de l'île ont pu être définies, mettant en avant la gestion des fronts d'invasion.

Mots clés : priorisation, plantes exotiques, degré d'invasion, enjeux de conservation, gestion, La Réunion, Mascareignes, transdisciplinarité.

SUMMARY

Biological invasions threaten the conservation of global biodiversity, particularly in island environments such as Reunion Island, where the largest remnants of natural vegetation in the Mascarene archipelago are found. Initiated by Reunion local authority, a partnership was established bringing together managers, decision-makers and scientists to coordinate the control against invasive plant species in the territory. This thesis forms part of this partnership. Its aim was to improve knowledge about the state of conservation of natural environments in order to spatially prioritise actions for alien plants clearing. The thesis had three research objectives: 1) to quantify the degree of invasion at a regional scale as a decision support tool; 2) to quantify the degree of invasion at a local scale as a management support tool; and 3) to spatially prioritise alien plant clearing based on biological and operational criteria. The thesis ends with a reflection on the transdisciplinary approach used at the interface between science and management.

The degree of invasion of natural environments was quantified at two different spatial scales: regional (Reunion Island) and local (Mare Longue and Volcan massifs). The quantification of the degree of invasion at the regional level required inventory data obtained thanks to the large partnership effort put in place, expert knowledge and the use of modelling. The results showed that 85% of the native vegetation was invaded in different proportions, with more than 50% of the vegetation remaining not invaded or slightly invaded.

At the local level, a field protocol was set up to quantify the degree of invasion of the three structural strata of the habitat; namely the herbaceous, shrub and tree strata. Through cluster and kriging analyses, a new map of the degree of invasion at a finer scale (25 x 25 m) was carried out on the massifs studied. The results showed a particularly invaded herbaceous layer.

At the regional level, conservation biodiversity areas as well as alien plants clearing priorities were mapped. Around twenty workshops were conducted with all the partners to co-develop a framework shared by everyone. Through the use of Zonation (a decision-support software), we were able to include key concepts of conservation planning and the best available data to prioritise alien plant clearing. The use of operational criteria, such as the area accessibility or the clearing operation history, was an important management factor to consider. Thus, 60,303 ha have been identified as conservation biodiversity areas and alien plants clearing operations at the island scale have been defined, highlighting the management of invasion fronts.

Keywords: prioritisation, alien plants, invasion degree, conservation biodiversity areas, biodiversity management, Reunion Island, Mascarenes, transdisciplinarity