



# **Cartographie et impacts de la liane *Hiptage benghalensis* envahissante à La Réunion et identification des priorités de lutte**

Anziz Ahmed Abdou, Ali M'déré, Jean-Cyrille Notter, Stéphane Baret

## **► To cite this version:**

Anziz Ahmed Abdou, Ali M'déré, Jean-Cyrille Notter, Stéphane Baret. Cartographie et impacts de la liane *Hiptage benghalensis* envahissante à La Réunion et identification des priorités de lutte. *Revue d'Écologie (La Terre et La Vie)*, 2017, 72 (2), pp.147-158. <hal-03532544>

**HAL Id: hal-03532544**

**<https://hal.science/hal-03532544v1>**

Submitted on 18 Jan 2022

**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.



HAL Authorization

## CARTOGRAPHIE ET IMPACTS DE LA LIANE *HIPTAGE BENGHALENSIS* ENVAHISSANTE À LA RÉUNION ET IDENTIFICATION DES PRIORITÉS DE LUTTE

Anziz AHMED ABDOU<sup>1,2</sup>, Ali M'DÉRÉ<sup>1,2</sup>, Jean-Cyrille NOTTER<sup>1</sup> & Stéphane BARET<sup>1,3\*</sup>

<sup>1</sup> Parc national de La Réunion, 258 rue de la République. 97431 La Plaine des Palmistes, La Réunion, France

<sup>2</sup> Université de La Réunion, 15 avenue René Cassin. 97400 Saint-Denis, La Réunion, France

<sup>3</sup> Co-Chair, Mascarene Islands Plant Specialist Group, Species Survival Commission, IUCN

\* Auteur correspondant. E-mail: stephane.baret@reunion-parcnational.fr

**SUMMARY.**— *Mapping and impacts of the invasive Hiptage benghalensis liana on Reunion Island and identification of control priorities.*— Biological invasions are currently the main problem for island biodiversity conservation. Once a new area is strongly invaded, it is however important to set up an action plan with a time-line for follow-up. The objectives of this study are (1) to develop a rapid, precise and easy mapping methodology, simple to reproduce over time, in order to (2) identify the priorities for the control of invasive alien plants. Through a simplified map showing the level of invasiveness of the *Hiptage benghalensis* at an island scale, we demonstrate that control priorities can rapidly be suggested. We mapped the heavily invaded areas that a phenological specificity of the species makes more visible from a given distance at a given period of the year. A wider distribution of the species has however been obtained around existing field spots previously surveyed. We suggest priorities for a control plan accounting for the level of invasiveness, a buffer or confinement area, a potential invaded area and the presence of threatened natural areas and plants species. However, we underline the importance of collaborative actions between all the stakeholders in the environmental sector and the population for a better success.

**RÉSUMÉ.**— Les invasions biologiques constituent actuellement le problème majeur de conservation de la biodiversité insulaire. Une fois un nouveau milieu fortement envahi, il est toutefois important de mettre en place un plan d'actions prioritaires de lutte et son suivi au cours du temps. Les objectifs de notre étude sont (1) de développer une méthode de cartographie rapide, précise et facilement reproductible dans le temps, afin notamment (2) d'identifier les priorités d'intervention. Les auteurs montrent, au travers d'une cartographie de terrain simple des zones d'envahissement de *Hiptage benghalensis* à l'échelle d'une île, que des priorités d'actions de lutte peuvent être rapidement proposées. Pour cela, ils ne cartographient que les zones fortement envahies, visibles de loin, grâce notamment à une particularité phénologique de l'espèce la rendant facilement observable à une période de l'année. Une distribution plus large de l'espèce est toutefois obtenue autour de relevés de terrains déjà existants. Les auteurs proposent alors un plan de priorité de lutte, en tenant compte du degré d'importance de l'envahissement, d'une zone tampon ou de confinement et d'une zone d'envahissement potentiel, ainsi que de la présence au niveau des zones envahies de milieux naturels et de plantes menacés. Ils soulignent toutefois l'importance d'actions concertées entre les différents acteurs et la population pour une meilleure réussite.

Les espèces exotiques envahissantes sont considérées comme la première cause de perte de la diversité biologique dans les îles à l'échelle mondiale (e.g. Simberloff, 1995 ; Wilcove *et al.*, 1998). Elles n'épargnent pas les zones protégées (Foxcroft *et al.*, 2013). Les actions de lutte contre ces espèces, pour conserver les milieux naturels autochtones, sont alors nombreuses (Foxcroft *et al.*, 2013). Leur priorisation va le plus souvent dépendre du degré d'envahissement. Ainsi, il a été montré que plus on intervient tôt dans le processus d'envahissement d'une espèce, plus l'action de lutte est efficace (voir par exemple Simberloff *et al.*, 2013). En effet, avant de devenir fortement envahissante et d'occuper des surfaces considérables, l'espèce doit franchir différentes barrières, géologiques, écologiques et biologiques (Richardson *et al.*, 2000). Le contrôle aux frontières puis des actions de détection précoce et d'éradication d'urgence sont les deux premières actions de lutte mises en place avant qu'une espèce ne colonise et n'envahisse de nouvelles zones. Malheureusement, ces deux barrières sont encore trop souvent franchies. Il est alors important d'identifier les meilleures méthodes de lutte et de prioriser les actions afin de limiter l'impact de

l'espèce exotique ciblée sur les habitats et les espèces autochtones. Pour cela, il est primordial dans un premier temps d'identifier les surfaces des zones colonisées par l'espèce ciblée afin d'établir un plan de lutte le plus efficace possible. La connaissance du front de colonisation d'une espèce exotique envahissante est importante si l'on souhaite limiter son extension. Des actions de lutte adaptées en fonction du degré d'envahissement peuvent alors être clairement identifiées.

Ainsi, compte-tenu des surfaces envahies, de nombreuses méthodes et outils associés, permettant la cartographie d'une espèce exotique envahissante ont été testés depuis deux décennies, principalement : multispectral, hyperspectral, radar, LiDAR, analyse d'images (voir Pouteau *et al.*, 2015, pour une synthèse récente), ou plus récemment l'utilisation de drones (Dvořák *et al.*, 2015). Wilson *et al.* (2014) soulignent également l'importance d'acquérir les étendues spatiales observées et potentielles d'une espèce pour quantifier son invasion, notamment à l'aide d'outils de modélisation. À titre d'exemple, à l'échelle d'un continent, les cartographies d'espèces exotiques envahissantes, couplées à des modèles de colonisation, permettent de prédire les zones de colonisation potentielles. Il devient alors possible de mettre certain pays sous surveillance (Rouget *et al.*, 2004) afin, si nécessaire, d'établir un programme de lutte d'intervention rapide. Toutefois, ces méthodes sont souvent très onéreuses, n'incluent pas de vérification terrain et se font souvent à des échelles relativement grandes : mailles de plus de 5 x 5 km (*e.g.* Del-Val *et al.*, 2015), plus rarement à des échelles plus fines (*e.g.* Chytry *et al.*, 2009 ; Pouteau *et al.*, 2015). Du fait des surfaces restreintes, une cartographie à une échelle plus fine semble importante au niveau d'une île comparée à un continent, notamment si on souhaite limiter les biais d'interprétation concernant les habitats et les espèces menacés.

L'objectif de notre étude est la réalisation d'une cartographie d'une plante exotique envahissante en utilisant une approche qui permette de ne pas avoir d'emblée recours à des outils onéreux et à l'utilisation de modèles pour obtenir une cartographie précise.

Nous nous sommes donc intéressés (1) à développer une méthode de cartographie rapide, précise et facilement reproductible dans le temps, sur la base d'une analyse essentiellement terrain, afin notamment (2) d'identifier les priorités d'intervention. Pour cela, nous avons travaillé sur une espèce fortement envahissante *Hiptage benghalensis* à La Réunion, notamment dans les forêts de basse altitude (Baret *et al.*, 2006). Cette espèce a la particularité d'être visible de loin à une période précise de l'année, notamment du fait de ses jeunes pousses rougeâtres (Vitelli *et al.*, 2009).

## MATÉRIEL ET MÉTHODES

### SITE D'ÉTUDE

Cette étude a été réalisée à La Réunion, une île océanique volcanique située dans l'océan Indien (21°20' S, 55°15' E), à 690 km à l'est de Madagascar et à peine 2000 km des côtes est de l'Afrique du Sud. La Réunion (2512 km<sup>2</sup>) constitue, avec Maurice (1865 km<sup>2</sup>) et Rodrigues (109 km<sup>2</sup>), l'archipel des Mascareignes. De nos jours, 33,9 % de la surface de La Réunion sont considérés comme étant intacts (forêt primaire non envahie ou légèrement envahie, c'est à dire plus de 90 % d'espèces indigènes au niveau de la canopée ; Strasberg *et al.*, 2005), ce qui classe La Réunion comme étant l'île la mieux préservée, comparée à 5 % d'habitats intacts à Maurice et 1 % à Rodrigues (Laurence & Sussman, 1988). Sur l'île de La Réunion, on distingue une côte au vent située à l'est (humide, précipitations annuelles moyennes entre 2 et 10 m/an), exposée aux « alizés », et une côte sous le vent à l'ouest de l'île (sèche, entre 200 et 525 mm/an) (Météo-France, 2011). La colonisation de l'île par l'Homme à partir du XVII<sup>ème</sup> siècle s'est accompagnée de l'introduction de nombreuses espèces exotiques envahissantes (voir Cheke & Hume, 2008 pour une synthèse à l'échelle des Mascareignes), lesquelles associées à la déforestation, viennent accélérer la disparition des forêts de basse altitude (Strasberg *et al.*, 2005). Ces espèces menacent aujourd'hui l'ensemble des milieux naturels réunionnais (Baret *et al.*, 2006).

### MATÉRIEL BIOLOGIQUE

*Hiptage benghalensis* (Malpighiacées) est une espèce native des milieux sub-tropicaux (Chine du Sud et Taiwan) et tropicaux (Asie : Inde, Indochine, Indonésie, Cambodge, Malaisie, Myanmar, Philippines, Sri Lanka, Thaïlande, Vietnam) (Kadavu & Parthasarathy, 1999 ; Chittibabu & Parthasarathy, 2001 ; PIER, 2002 ; Starr *et al.*, 2003). Elle est devenue envahissante dans la plupart des pays où elle a été introduite (PIER, 2002) : dans le Queensland en Australie, à Hawaï, à

Maurice (Laurence & Sussman, 1988) et à La Réunion (Baret *et al.*, 2006). On la retrouve également en Floride où elle est naturalisée et à Singapour où elle est cultivée (PIER, 2002).

Friedmann (1987), décrit cette espèce comme une liane ligneuse, volubile, atteignant le sommet des arbres (10-15m) ; possédant : des feuilles elliptiques (de 8 à 15 cm), simples, opposées, portant deux glandes à la jonction du limbe et du pétiole ; des inflorescences en grappes ; des fleurs hermaphrodites composées de pétales inégaux (trois pétales postérieurs plus ou moins circulaires, de 1,2 cm de diamètre, à bords laciniés, celui du milieu plus ou moins dressé, les deux latéraux fortement courbés vers l'arrière ; les deux pétales antérieurs plus étroits, elliptiques, 1,5 x 1 cm, également très courbés vers l'arrière) ; des étamines longues de 1 cm ; un ovaire très pubescent avec trois excroissances dorsales sur chaque lobe ; un seul carpelle se développant en un samare à trois ailes inégales, parfois certains fruits sont composés de deux samares, plus rarement de trois. Vitelli *et al.* (2009) signalent que cette espèce peut rester sous la forme de buissons denses de 4 m de hauteur en absence d'arbres servant de support.

*Hiptage benghalensis* est connu comme étant l'une des espèces exotiques les plus abondantes sur l'île de La Réunion (Macdonald *et al.*, 1991). Elle y aurait été observée pour la première fois en 1967 (Baret *et al.*, 2006). Sa dissémination par le vent (PIER, 2002) est facilitée par ses fruits ailés, se déplaçant à la manière d'un hélicoptère, lui permettant une dissémination rapide le long des ravines, pouvant même remonter celles-ci du fait des vents chauds ascendants (obs. pers.), et certainement, plus occasionnellement, sur de longues distances du fait des cyclones saisonniers.

Elle est classée parmi les 20 espèces exotiques envahissantes les plus problématiques pour les milieux naturels de l'île (Macdonald *et al.*, 1991) et son extension aurait considérablement augmenté depuis (Baret *et al.* 2006). Ces auteurs signalent également que près de 15 % des milieux naturels de basse altitude et un peu plus de 6 % de ceux de moyenne altitude lui seraient favorables. Les ravines et les berges des milieux perturbés constituent les zones propices à son installation (Le Bourgeois & Camou, 2005 ; Vitelli *et al.*, 2009).

## CARTOGRAPHIE

L'objectif était de réaliser une cartographie rapide, précise et facilement reproductible dans le temps et permettant de proposer un plan d'actions de lutte, en lien avec les processus de colonisation des plantes exotiques et les différentes barrières qu'elles ont à franchir avant de devenir envahissantes (Richardson *et al.*, 2000) et pour lesquelles les modes d'intervention varient : détection précoce / réponse rapide, confinement et éradication lourde (*e.g.* Baret *et al.*, 2010 pour La Réunion).

Pour cela, nous avons d'une part privilégié une approche terrain, ciblée sur les zones les plus envahies. Ainsi, l'ensemble des poches colonisées a été cartographié. Le contour précis a été reporté sur des cartes papiers au moment des observations faites sur le terrain, puis les polygones ont été reportés sous logiciel QGIS au bureau. D'autre part, au niveau des zones non envahies, nous avons complété notre cartographie par l'identification de la zone de détection précoce / éradication d'urgence, en tenant compte des relevés des agents du Parc national sur leur territoire. Cette zone a alors été identifiée, en tenant compte des altitudes maximale et minimale d'observation de l'espèce.

Concernant la partie terrain : afin de limiter le temps de prospection, nous avons privilégié une observation sur de longues distances. En effet, l'espèce ciblée, du fait de son type biologique lianescent lui permettant de recouvrir la canopée, mais aussi de ses jeunes pousses rougeâtres (novembre à janvier) ou encore de ses inflorescences marron (janvier à mars), peut être observée de loin. Ainsi, avec de simples jumelles (G x 10), la cartographie s'est avérée possible d'une crête de montagne à une autre (soit à une distance maximale de 1200 m). Afin de limiter les erreurs d'interprétation, nous avons estimé à 100 m<sup>2</sup>, la surface minimale cartographiée. En effet, nos observations de terrain nous ont permis de constater que des zones envahies sur des surfaces moindres sont difficilement détectables de loin, puisque l'espèce n'y est généralement visible qu'en sous-bois, à l'état juvénile. Dans les cas de doute, risque de confusion avec une autre espèce (notamment *Syzygium jambos* qui fait des jeunes pousses rougeâtres en fin de période phénologique favorable à *H. benghalensis*) ou période phénologique propice non favorable, des vérifications sur les lieux précis d'envahissement ont dû être réalisées.

Bien que reconnaissant que la multiplication sexuée favorise une dissémination sur de longues distances, alors que la multiplication végétative facilite une dominance et une persistance locales, Lloret *et al.* (2005) soulignent que les deux modes de multiplication couplés facilitent l'envahissement de l'espèce. Or *Hiptage benghalensis* possède des modes de multiplication sexuée et asexuée (PIER, 2002), lui permettant sans aucun doute une extension rapide par le vent, facilitée par son fruit sous forme de samare ailé. Rejmánek (1996) reconnaît d'ailleurs le vent comme un moyen de dispersion favorisant les plantes exotiques envahissantes.

Ainsi, afin d'évaluer les menaces futures à court et moyen termes, notamment sur les plantes et les habitats rares, deux bandes, respectivement de 0 à 100 m et de 100 à 500 m autour des zones fortement envahies ont été générées sous QGIS (zones tampons réalisées automatiquement autour des polygones de cartographie de zones d'envahissement de l'espèce). Ces zones nous permettront d'une part d'identifier avec précision les zones de confinement lourd (bande de 0-100 m) ou plus léger (100-500 m) tout en tenant compte des habitats prioritaires en termes de conservation (Gigord *et al.*, 2013) et des espèces les plus menacées (IUCN France *et al.*, 2010, espèces classées CR, EN, VU). Compte-tenu des capacités d'extension probable de l'espèce (cf. Vittoz & Engler, 2007, évoquant une extension des espèces « ptérométéochores » - fruits ailés- de 40 à 150 m), nous pouvons considérer que la zone de 0-100 m pourrait potentiellement être fortement envahie d'ici 8 mois à 2 ans et demi. Concernant la zone de 100 à 500 m, elle pourrait être fortement envahie d'ici 3-4 ans à 12 ans et demi. Ainsi, nous avons classé la première zone (0-100 m) comme menacée à court terme et la seconde zone (100-500 m) comme menacée à moyen terme.

Concernant l'identification des surfaces des habitats rares menacés, nous nous sommes basés sur la cartographie de

Strasberg *et al.* (2005), mise à jour par Notter *et al.* (2010). Cette cartographie intègre l'ensemble des habitats : primaires (canopée et sous-bois non envahis), légèrement envahis (canopée intacte, avec moins de 10 % de plantes exotiques, mais sous-bois envahi entre 10 et 90 %) et modérément envahis (canopée envahie entre 10 et 90%) (Strasberg *et al.*, 2005). Cette cartographie est en grande partie celle qui a permis d'établir les délimitations actuelles du Parc national de La Réunion. Même si cette cartographie intègre les habitats modérément envahis, et que l'ensemble de notre étude en tient compte, nous avons volontairement maintenu l'appellation d'habitats intacts.

Concernant l'impact sur les stations de plantes rares menacées, nous nous sommes basés sur les données du Parc national relevées depuis 2008 par ses agents (données non publiées), en tenant compte des critères UICN (CR, EN, VU). Du fait de la rareté de ces espèces, la distance minimale entre deux populations est de 25 m.

## RÉSULTATS

### ZONES ET SURFACES ENVAHIES OU MENACÉES

La figure 1 représente la carte de distribution de *Hiptage benghalensis* (zones fortement envahies).

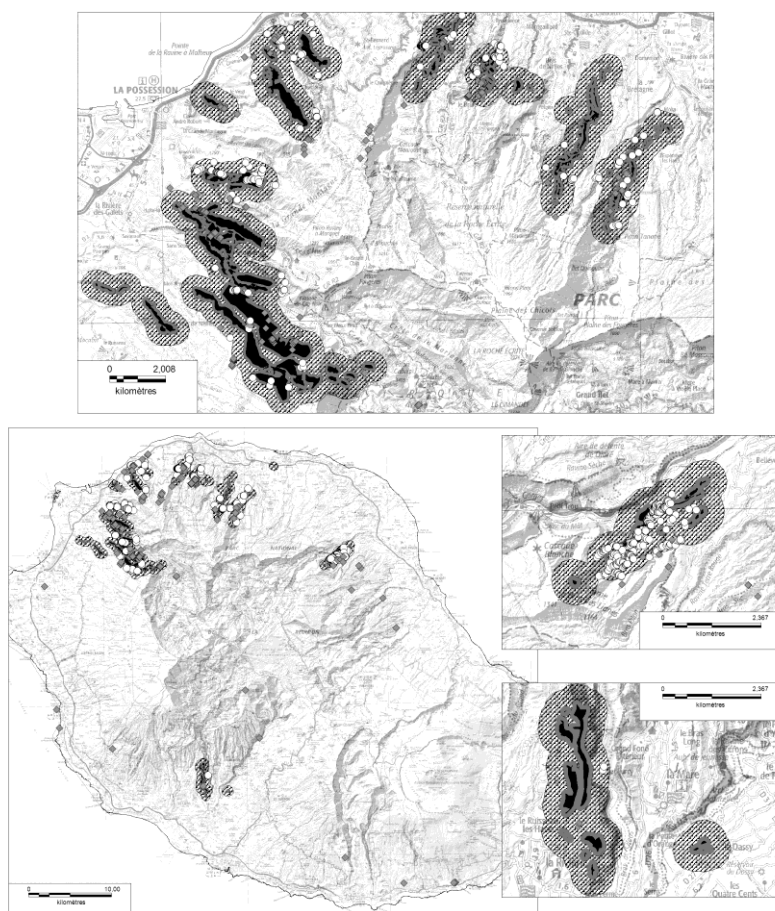


Figure 1.— Cartographie des zones fortement envahies (en noir les zones fortement envahies, en gris et en hachuré, les zones tampons, respectivement de 0-100 m et 100-500 m autour des zones fortement envahies) et de détection précoce (◆) de *Hiptage benghalensis*. La flore remarquable (CR, EN et VU) est également représentée (○). Fond cartographique : Scan100 ©IGN2011 / estompage Litto3D®© IGN-SHOM2012.

La surface totale fortement envahie par cette espèce à La Réunion est de 969 ha dont 110 (Tab. I) se retrouvent au niveau de milieux naturels considérés comme intacts. Les surfaces des zones tampons de 0-100 m et 100-500 m, autour des zones fortement envahies et concernant des habitats intacts, sont respectivement de 379 et 1256 ha (Tab. I).

TABLEAU I

*Surface et pourcentage (par rapport aux surfaces actuelles restantes) des habitats fortement menacés par *Hiptage benghalensis* au niveau des zones fortement envahies et des zones tampons alentours*

	surface habitat actuel (ha)	surface envahie ha (%)	zone < 100m ha (%)	zone > 100m ha (%)
Forêt tropicale de moyenne altitude sous le vent (et formations pionnières)	3325	46 (1,4 %)	81 (2,4 %)	240 (7,2 %)
Forêt tropicale humide de basse altitude (et formations pionnières)	7509	16 (0,2 %)	119 (1,6 %)	455 (6,1 %)
Forêt semi-sèche (et systèmes anthropisés)	3478	48 (1,4 %)	179 (3,8 %)	561 (11,6 %)
Surface totale des habitats menacés	14312	110 (0,8 %)	379 (2,7 %)	1256 (8,8 %)

ha : hectare, %: pourcentage

Sur l'ensemble de territoire du Parc national et à ses alentours, 232 observations de *Hiptage benghalensis* ont été réalisées entre 0 et 1600 m d'altitude depuis 2008 (Fig. 1).

#### HABITATS ET PLANTES RARES IMPACTÉS PAR *HIPTAGE BENGHALENSIS*

Trois types de végétation sont concernés : la forêt semi-sèche (48 ha), la forêt tropicale humide de moyenne altitude sous le vent (46 ha) et la forêt tropicale humide de basse altitude (16 ha, Tab. I).

Au niveau de ces zones fortement envahies par *Hiptage benghalensis*, 16 espèces de plantes rares menacées d'extinction (critères UICN CR, EN, VU) sont présentes, pour un total de 38 populations (Tab. II) et 47 individus adultes (Tab. III).

TABLEAU II

*Nombre d'espèces / nombre de populations de plantes menacées d'extinction (CR, EN, VU) pour La Réunion et menacées par *Hiptage benghalensis* au niveau des zones fortement envahies et des zones tampons alentours*

Menaces espèces/ <i>Hiptage</i>	Zone envahie	Zone tampon 0-100m	Zone tampon 100-500m	TOTAL
CR	8/16	9/16	19/89	36/121
EN	8/17	13/21	21/85	42/123
VU	0/0	21/98	1/2	22/100
TOTAL	16/33	43/135	41/176	

#### HABITATS ET PLANTES RARES MENACÉS PAR *HIPTAGE BENGHALENSIS*

Le tableau I montre que respectivement 11,6 % de forêt semi-sèche, 7,2 % de forêt tropicale humide de moyenne altitude sous le vent et 6,1 % de forêt tropicale humide de basse altitude sont directement menacés par cette espèce.

Concernant les plantes rares menacées (critères UICN CR, EN, VU) de La Réunion, 43 espèces pour 135 populations (Tab. II) et 224 individus adultes (Tab. III) sont menacés à court terme (localisés à moins de 100 m des zones fortement envahies). À un degré moindre, 461 individus adultes supplémentaires (Tab. III) de plantes rares sont menacés à moyen terme par *Hiptage benghalensis* (localisés entre 100 et 500 m des zones fortement envahies).

TABLEAU III

*Stations de plantes menacées (CR, EN, VU) d'extinction par Hiptage benghalensis à court, moyen et long termes. Le nombre de populations (NP) et le nombre d'individus adultes (NAd) sont précisés pour chacune des espèces et pour chacune des zones envahies (env) et tampons (0/100 m et 100/500 m)*

		NPenv	Nadenv	NP 0/100	Nad 0/100	NP 100/500	Nad 100/500
<i>Abutilon exstipulare</i> (Cav.) G. Don	EN			1	4		
<i>Aeranthus tenella</i> Bosser	VU			3	4		
<i>Aloe macra</i> Haw.	EN			1	6	3	60
<i>Angraecum germinyanum</i> Hook. f.	EN			1	1	5	12
<i>Angraecum liliodorum</i> Frapp.	VU			3	7		
<i>Angraecum pingue</i> Frapp.	VU			1	2		
<i>Antrophyum immersum</i> (Bory de Willd.) Mett.	EN			1	10	5	12
<i>Apodytes dimidiata</i> E. Mey. ex Arn.	VU			13	13		
<i>Asplenium nidus</i> L.	EN	1	1	3	8		
<i>Bulbophyllum molossus</i> Rchb. f.	VU			1	10		
<i>Calanthe candida</i> Bosser	VU			9	16		
<i>Carissa spinarum</i> L.	CR					5	1
<i>Cheiroglossa malgassica</i> (C. Chr.) Pic.Serm.	EN			1	3	1	1
<i>Chionanthus broomeanus</i> (Horne ex Oliv.) A.J. Scott	VU			7	7		
<i>Coptosperma borbonicum</i> (Hend. et Andr.Hend.) De Block	EN	1	1	1	0	8	10
<i>Dictyosperma album</i> (Bory) H. Wendl. et Drude ex Scheff.	CR	2	2	2	2	3	15
<i>Diospyros borbonica</i> I. Richardson	VU			6	6		
<i>Dombeya acutangula</i> Cav. subsp. <i>acutangula</i>	VU			1	7	2	5
<i>Dombeya blattiolens</i> Frapp. ex Cordem.	EN	1	1	2	2	3	6
<i>Drypetes caustica</i> (Frapp. ex Cordem.) Airy Shaw	EN			2	2	2	3
<i>Erythroxylum hypericifolium</i> Lam.	VU			5	6		
<i>Eugenia mespiloides</i> Lam.	VU			4	6		
<i>Eulophia borbonica</i> Bosser	CR					3	9
<i>Fernelia buxifolia</i> Lam.	EN			1	1	1	1
<i>Foetidia mauritiana</i> Lam.	CR	2	5	2	2	17	24
<i>Graphorkis concolor</i> (Thouars) Kuntze	CR			1	1	7	9
<i>Hernandia mascarenensis</i> (Meisn.) Kubitzki	CR	1	1	3	2	1	1
<i>Hibiscus columnaris</i> Cav.	CR	1	0			7	7
<i>Hugonia serrata</i> Lam.	EN	6	5	2	2	12	9
<i>Humata repens</i> (L. f.) J. Sm. ex Diels	VU			4	4		
<i>Huperzia phlegmaria</i> (L.) Rothm.	CR			1	0	2	1
<i>Jumellea divaricata</i> (Frapp.) Schltr.	VU			1	1		
<i>Jumellea recurva</i> (Thouars) Schltr.	VU			10	13		
<i>Latania lontaroides</i> (Gaertn.) H.E. Moore	CR					2	7
<i>Liparis cespitosa</i> (Lam.) Lindl.	CR					1	1
<i>Liparis punctilabris</i> Frapp.	EN					1	10
<i>Lomariopsis mauritiensis</i> Lorence	CR	1	15	3	12	4	37
<i>Lomariopsis pollicina</i> (Willemet) Mett. ex Kuhn	VU			3	9		
<i>Obetia ficifolia</i> (Poir.) Gaudich.	EN					4	9
<i>Ochrosia borbonica</i> J.F. Gmel.	VU			13	22		
<i>Olax psittacorum</i> (Lam.) Vahl	VU			5	5		
<i>Ophioderma pendula</i> (L.) C. Presl	VU			6	8		
<i>Pilea cadetii</i> Marais	EN					2	13
<i>Pityrogramma argentea</i> (Willd.) Domin	VU			1	1		
<i>Polyscias borbonica</i> Marais	EN					1	0
<i>Polyscias rivalsii</i> Bernardi	CR	5	3	1	0	2	0
<i>Poupartia borbonica</i> J.F. Gmel.	CR	2	2			1	1
<i>Psathura borbonica</i> J.F. Gmel. var. <i>borbonica</i>	EN	1	1				
<i>Pteris linearis</i> Poir.	EN					2	2
<i>Pteris nevillei</i> Baker	CR					1	1
<i>Pyrostria orbicularis</i> A. Rich. ex DC.	EN	1	1			4	4
<i>Scolopia heterophylla</i> (Lam.) Sleumer	EN	3	3	1	2		
<i>Secamone volubilis</i> (Lam.) Marais	VU			1	1		
<i>Schizaea dichotoma</i> (L.) Sm.	EN					7	97
<i>Scolopia heterophylla</i> (Lam.) Sleumer	EN					10	10
<i>Sideroxylon majus</i> (C.F. Gaertn.) Baehni	EN	3	3	4	5	10	9
<i>Sphaerostephanos arbuscula</i> (Willd.) Holtum	VU			1	4		
<i>Stillingia lineata</i> (Lam.) Müll.Arg.	CR			1	3	24	46
<i>Tabernaemontana persicariifolia</i> Jacq.	CR					2	2
<i>Tectaria puberula</i> (Desv.) C. Chr.	EN					1	5
<i>Terminalia bentzoe</i> (L.) L. f.	CR					3	3
<i>Tournefortia arborescens</i> Lam.	CR					2	1
<i>Turraea monticola</i> Bosser	EN					1	13
<i>Volkameria heterophylla</i> Vent.	CR	2	3	2	4	2	2
<i>Zanthoxylum heterophyllum</i> (Lam.) Sm.	EN					2	2
TOTAL		33	47	135	224	176	461
Nombre d'espèces		16		43		41	

## DISCUSSION

Malgré une réalisation cartographique de l'espèce uniquement avec un appui terrain, la

méthodologie proposée reste simple à mettre en œuvre, rapide à réaliser et peu coûteuse. Ainsi, et en lien avec le niveau d'envahissement de l'espèce, nous avons distingué trois zones correspondant à celles décrites dans de nombreuses stratégies (cf Baret *et al.*, 2010 pour la stratégie réunionnaise) et pour lesquelles le type d'actions de lutte à mettre en place varie : actions d'éradication lourde (pour les zones fortement envahies), de confinement (au niveau des bandes des 0-100 m et 100-500 m autour des zones fortement envahies) et de détection précoce et d'éradication rapide (correspondant à la bande altitudinale pour laquelle l'espèce a déjà été observée en milieu naturel, soit 0-1600 m ; Fig. 2). Les zones d'observation proviennent de données de terrain obtenues de manière continue dans le temps. Elles peuvent donc être affinées régulièrement en fonction du retour des données des agents de terrain.

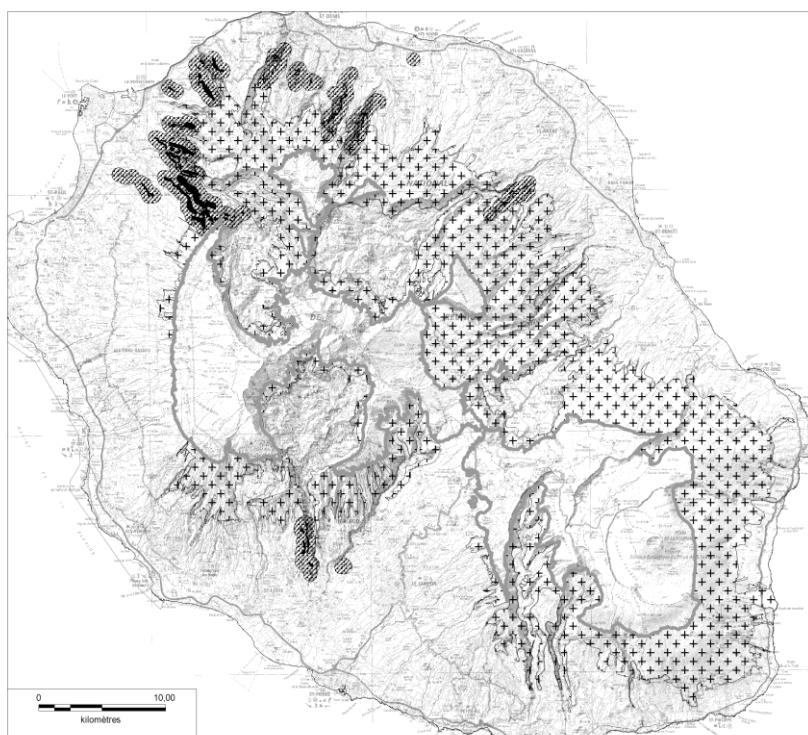


Figure 2.— Types de gestion adaptés (éradication lourde, confinement, détection précoce / éradication d'urgence) en fonction des zones actuelles et potentielles de répartition de *Hiptage benghalensis*. En noir : zone d'éradication lourde / zone fortement envahie ; en hachuré : zone de confinement / zone tampon (500 m autour des zones fortement envahies) ; les croix : zone de détection précoce / zone potentielle de distribution future de l'espèce ; ligne large grisée : courbe de niveau des 1600 m. Fond cartographique : Scan100 ©IGN2011 / estompage Litto3D®© IGN-SHOM2012.

#### HABITATS ET ESPÈCES DIRECTEMENT IMPACTÉS PAR L'ENVAHISSEMENT

Près de 1000 ha de surface fortement envahie par *Hiptage benghalensis* ont été cartographiés. Une partie se situe au niveau de friches secondarisées (89 %) ; toutefois, 11 % (soit 110,2 ha) concernent des habitats considérés comme intacts (cf Strasberg *et al.*, 2005). De plus, ces habitats intacts menacés par *H. benghalensis* (forêt semi-sèche, forêt tropicale humide de moyenne altitude sous le vent, forêt tropicale humide de basse altitude, Tab. I) font déjà partie des habitats les plus réduits à l'échelle de l'île (Strasberg *et al.*, 2005) et sont classés en priorité de conservation 1 dans la stratégie de conservation de la flore et des habitats (Gigord *et al.*, 2013).

Il paraît toutefois difficile d'attribuer la perte des habitats naturels au seul envahissement par



*Hiptage benghalensis*. En effet, de nombreuses surfaces des milieux naturels de La Réunion ont été secondarisées du fait de leur utilisation par l'Homme au cours de la colonisation de l'île (Cheke & Hume, 2008) puis de l'expansion de nombreuses espèces exotiques envahissantes (Baret *et al.*, 2006) après abandon de ces terres. Toutefois, il est fort probable qu'au cours des deux dernières décennies *Hiptage benghalensis* ait, malheureusement, grandement contribué à la régression de certains habitats (Baret *et al.*, 2006) et, de ce fait, à la disparition de certaines stations de plantes rares, présentes dans ces habitats. Le Tableau III montre par exemple certaines populations ne possédant pas d'individus adultes, seuls quelques individus juvéniles étant présents. Cela pourrait s'expliquer par la colonisation de semences sur de nouvelles zones ou encore par la disparition d'un ou plusieurs individus adultes. De manière plus conservacionniste, il devient surtout urgent de mettre en place un plan de lutte contre cette espèce, si on veut éviter la disparition de nouvelles surfaces d'habitats considérés comme intacts et des espèces rares associées.

Concernant les plantes rares menacées (CR, EN, VU) présentes sur les zones envahies, les résultats montrent que 33 populations pour 47 individus adultes, sont sous la menace directe de *H. benghalensis* (Tab. II).

Le fort envahissement au niveau de cette zone nécessiterait une éradication lourde (longue et coûteuse, Fig. 2). Compte-tenu des moyens humains et financiers limités, la reconstitution / restauration de ces zones n'est pas prévue, ou de manière très restreinte. Les actions de lutte ne pourront alors être que ciblées (voir les travaux de Simberloff *et al.*, 2013), tenant compte des priorités de gestion attribuées (Gigord *et al.*, 2013). Ainsi, du fait de la présence de plantes rares menacées, localisées sur le site, mais aussi des nombreux écotypes potentiels (voir Baret *et al.*, 2012), il est urgent de mettre en place des actions d'éradication autour des stations de plantes rares. Cette première étape permettra de sauvegarder les individus / populations concernés afin d'organiser des opérations de récolte de diaspores et d'alimenter des collections *ex-situ*. À plus long terme, les écotypes récoltés pourront faire l'objet de multiplications afin de réalimenter les zones gérées les plus proches des zones de récolte. Malheureusement, ces actions ne semblent pas pouvoir se faire sur le long terme aussi les stations présentes en ces lieux semblent vouées à disparaître.

#### HABITATS ET ESPÈCES MENACÉS À COURT ET MOYEN TERMES

Près de 380 ha des habitats naturels (forêt semi-sèche, forêt tropicale humide de moyenne altitude sous le vent, forêt tropicale humide de basse altitude) et 135 stations (224 individus adultes) de plantes rares (CR, EN, VU) sont menacés à court terme (bande des 0-100 m aux alentours des zones fortement envahies) par *H. benghalensis* (Tabs I & III). Plus de 1250 ha des habitats naturels (soit un peu moins de 9 % des surfaces restantes actuelles, Tab. I) et 176 stations (461 individus) de plantes rares (CR, EN, VU) sont menacés par *H. benghalensis* à moyen terme (surfaces et espèces localisées entre 100 et 500 m autour des zones fortement envahies par l'espèce, Tabs I & III).

Compte-tenu des caractéristiques biologiques de *Hiptage benghalensis*, notamment un fruit ailé facilement disséminé par le vent, les zones tampons (0-100m, et 100-500 m), seraient susceptibles d'être fortement envahies d'ici respectivement 8 à 30 mois et 3-4 à 12-13 ans (cf. les travaux de Vittoz & Engler, 2007, évoquant une dissémination des espèces « ptérométéochores » de 40 à 150 m). Il est par conséquent urgent d'intervenir dans ces zones avant qu'il ne soit trop tard. Il s'agirait de zones de confinement (Fig. 2) de l'espèce. Une intervention de reconstitution / restauration est encore possible dans ces zones à un coût raisonnable. Compte-tenu de la fragmentation des milieux, des surfaces en forte régression des habitats naturels et de la présence des espèces rares (Strasberg *et al.*, 2005 ; Hagen *et al.*, 2012), il semble important de mettre en place la majorité des moyens humains et financiers au niveau de ces zones si on souhaite réellement lutter contre *H. benghalensis*. Toutefois, afin de prioriser les deux zones distinguées. La

zone tampon de 0-100 m autour des zones fortement envahies devrait bénéficier de moyens conséquents, puisque forcément déjà envahie en partie, d'ici le début des actions de lutte. Concernant, la zone de 100-500 m, elle pourrait être intégrée dans une zone de détection précoce et d'éradication d'urgence prioritaire.

#### ZONE POTENTIELLE DE PRÉSENCE DE L'ESPÈCE

Il s'agit de l'ensemble des zones de l'île comprises entre 0 et 1600 m d'altitude (tranche altitudinale maximale d'observation de l'espèce, Fig. 2) en dehors des zones fortement envahies et tampons.

Au niveau de ces zones peu envahies, il est nécessaire d'établir des actions de détection précoce et d'éradication rapide en cas d'observation de nouveaux foyers. Il est important que les gestionnaires se coordonnent afin, notamment, d'éviter de la « non lutte » du fait de la présence de deux gestionnaires sur un même site ou encore d'une frontière public/privé. Les agents du Parc national réalisent déjà des actions de ce type. Si ces dernières deviennent trop lourdes, elles sont alors transférées au gestionnaire en place. Dans d'autres zones, de nombreuses personnes, associations et organismes sont demandeurs de ce type d'actions. L'association de valorisation de l'entre deux mondes (entre les domaines public et privé notamment, AVE2M) a été créée dans ce sens en 2012 (~ 45 employés en 2016). Des actions de lutte avec des bénévoles ont également été initiées. Même si cette démarche est encore difficile à développer (rétention de partenaires en place), elle nécessite de prendre de l'ampleur si l'on souhaite lutter plus efficacement contre le fléau des espèces exotiques envahissantes.

#### INTÉRÊT DE LA CARTOGRAPHIE MISE EN PLACE

Ainsi, la cartographie de *Hiptage benghalensis* réalisée peut permettre de suivre son expansion ou sa régression au cours du temps. Comme le signalent Foxcroft *et al.* (2009) pour d'autres espèces, elle permettra également d'avoir une idée sur l'efficacité des méthodes de lutte.

Il est vrai que de nombreuses méthodologies actuelles peuvent également être très précises et permettre un suivi dans le temps (*e.g.* Pouteau *et al.*, 2015). Toutefois, l'appui satellitaire est généralement inutile lorsque les reliefs sont abrupts (zones d'ombre trop nombreuses) et la période ciblée relativement courte du fait d'une fenêtre phénologique adéquate limitée (nombre d'images disponibles limité). Cela s'est confirmé, en parallèle à cette étude, puisque nous avons pu avoir accès à des images SPOT 5 (précision 2,5 m). Malheureusement, du fait des zones d'ombre et/ou d'une couverture nuageuse trop importante, essentiellement liées aux fortes pentes (> 30°) colonisées par l'espèce ciblée, ces données n'ont pas permis d'appuyer ou d'améliorer les relevés de terrain que nous avons réalisés. Ainsi, comme le signale Lagabriele *et al.* (2009), l'appui satellitaire montre de nombreuses difficultés à obtenir une cartographie précise, à une échelle fine, sans vérification sur le terrain. *A posteriori*, des images pléiades (précision 0,7 m), pourraient nous permettre d'avoir une finesse de l'observation et de ce fait de limiter les vérifications de terrain. Toutefois, l'obtention de ces images reste très coûteuse. La méthodologie que l'on propose semble pouvoir facilement être couplée à et affinée par l'utilisation de drones (cf. les travaux de Dvořák *et al.*, 2015). Cette méthodologie reste coûteuse mais est très précise (y compris dans les zones de fortes pentes) et surtout peut être programmée à une date fixée (et donc plus facilement être mise en œuvre au cours d'un cycle phénologique favorable à la cartographie).

#### CONCLUSION

Le suivi au cours du temps de l'avancée ou du recul d'une plante exotique envahissante passe par sa cartographie. Dans cette étude nous avons montré qu'une cartographie rapide, précise et facilement reproductible, basée sur des relevés de terrain et des caractéristiques phénologiques

spécifiques d'une espèce, permet d'identifier les zones fortement envahies. Du fait des relevés existants autour de l'île et de la mise en place d'une zone tampon autour des zones fortement envahies par l'espèce, les priorités d'intervention ont alors pu être proposées. À La Réunion, ce même type de cartographie pourrait être réalisé sur de nombreuses espèces comme *Syzygium jambos* (jeunes feuilles rougeâtres en début d'année), *Tibouchina urvilleana* (floraison violette, avril-mai), *Ageratina riparia* (fleurs blanches, août-septembre, *a minima* pour les habitats des hauts relativement ouverts et toutes les cascades temporaires), ou *Furcraea foetida* (mats florifère/fructifère visibles de loin en hiver).

Il sera toutefois important de mettre en place une forte coordination des actions de lutte car l'espèce envahissante ne colonise pas seulement les zones gérées. Le Parc national de La Réunion semble être le gestionnaire désigné sur l'île, pouvant coordonner ce type d'intervention multi-partenaire à large échelle. Il semble toutefois important d'intégrer la population dans ce type d'action (Baret *et al.*, 2013) si l'on souhaite une lutte globale.

À titre d'exemple, il faut éviter qu'une espèce exotique envahissante n'arrive au niveau des fortes pentes. En effet, si ces zones de fortes pentes sont envahies, les actions de lutte nécessitent alors une sécurité adaptée rendant fort coûteuses les interventions. La lutte biologique devient dans ces cas la seule solution. Une solution intermédiaire pourrait être l'usage de la plante, notamment de ses racines, avant qu'elle n'atteigne les zones pentues : dans le cas de *Hiptage benghalensis* leur extrait semble efficace comme larvicide du moustique *Aedes albopictus* (Lalrintluanga *et al.*, 2012).

## REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient les quatre relecteurs anonymes pour leurs remarques constructives ; Dominique Strasberg pour l'appui scientifique au démarrage de l'étude ; Benoît Lequette pour nous avoir permis de réaliser ce stage au sein de son unité ; Gérard Lebreton, Eric Rivière, Marie-Hélène Chevalier (CIRAD Réunion) pour la transmission des données géoréférencées de Dantec (2010) qui nous ont permis de confirmer ou compléter quelques petites zones non observées sur le terrain, en raison de chemins fermés au moment de l'étude (notamment l'entrée de la rivière des galets) ; Stéphane Guyard (plateforme SEAS-OI, État, Région, IRD, Université) pour la mise à disposition d'images SPOT 5 (orthorectifiées et fusionnées à 2,5 m de résolution) sur La Réunion, ayant permis de tester leur intérêt pour la cartographie de l'espèce ciblée ; Cathleen Cybèle pour son appui dans la rédaction du résumé en anglais.

## RÉFÉRENCES

- BARET, S., BAIDER, C., KUEFFER, C., FOXCROFT, L.C. & LAGABRIELLE, E. (2013).— Threats to Paradise? Plant invasions in protected areas of the Western Indian Ocean Islands. Pp. 423-447. In: L.C. Foxcroft, P. Pysek, D.M. Richardson & P. Genovesi (eds). *Plant invasions in protected areas: Patterns, problems and challenges. Invading nature*. Springer, Dordrecht.
- BARET, S., JULLIOT, C. & RADJASSEGARANE, S. (2010).— *Stratégie de lutte contre les espèces invasives à la Réunion*. Rapport DIREN, Conseil Général de la Réunion, Région Réunion, Office National des Forêts, Parc national de la Réunion, La Réunion, France.
- BARET, S., LAVERGNE, C., FONTAINE, C., SALIMAN, M., HERMANN, S., TRIOLO, J., BAZIL, S., SERTIER, J.-C., LEQUETTE, B., GIGORD, L., LUCAS, R., PICOT, F. & MULLER, S. (2012).— Une méthodologie concertée pour la sauvegarde des plantes menacées de l'île de La Réunion. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, Suppl.11: 85-100.
- BARET, S., ROUGET, M., RICHARD, 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 Ecol.*, 31: 747-758.
- CHEKE, A. & HUME, J. (2008).— *Lost land of the dodo: an ecological history of Mauritius, Réunion & Rodrigues*. T. & A.D. Poyser, London / A&C Black Publishers Ltd, London, UK.
- CHITTIBABU, C.V. & PARATHASARATY, N. (2001).— Liana diversity and host relationship in a tropical evergreen forest in the Indian Eastern Ghats. *Ecol. Res.*, 16: 519-529.
- CHYTRY, M., WILD, J., PYSEK, P., TICHY, L., DANIHELKA, J. & KNOLLOVA, I. (2009).— Maps of the level of invasion of the Czech Republic by alien plants. *Preslia*, 81: 187-207.
- DANTEC, C. (2010).— *Écologie d'une espèce invasive des forêts semi-xérophiles réunionnaises : Hiptage benghalensis*.

- Master II, INP ENSAT, Université Paul Sabatier, Ecolab, CIRAD, France.
- DEL-VAL, E., BALVANERA, P., CASTELLARINI, D., ESPINOSA-GARCÍA, F.J., MURGUÍA, M. & PACHECOA, C. (2015).— Identifying areas of high invasion risk: a general model and an application to Mexico. *Rev. Mex. Biodivers.*, 86: 208-216.
- DVOŘÁK, P., MÜLLEROVÁ, J., BARTALOŠ, T. & BRŮNA, J. (2015).— Unmanned aerial vehicles for alien plant species detection and monitoring. Pp. 83-90 in : *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, Volume XL-1/W4, 2015 International Conference on Unmanned Aerial Vehicles in Geomatics, 30 Aug–02 Sep 2015*. Toronto, Canada.
- FOXCROFT, L.C., RICHARDSON, D.M., PYSEK, P. & GENOVESI, P. (2013).— Plant invasion in protected areas: outlining the issue and creating the links. Pp 3-18. In: L.C. Foxcroft, P. Pysek, D.M. Richardson & P. Genovesi (eds.). *Plant invasions in protected areas: patterns, problems and challenges, Invading Nature*. Springer, Dordrecht.
- FOXCROFT L.C., RICHARDSON, D.M., ROUGET, M. & MACFADYEN, S. (2009).— Patterns of aliens plant distribution at multiple spatial scales in a large national park: implications of ecology management and monitoring. *Divers. Distrib.*, 15: 367-378.
- FRIEDMANN, F. (1987).— 58 Malpighiacées. Pp 1-4 in : *Flore des Mascareignes - La Réunion, Maurice, Rodrigues*. The Sugar industry research institute (Mauritius), ORSTOM (Paris), the Royal Botanical Gardens (Kew).
- GIGORD, L., LAVERGNE, C., PATERNOSTER, M., PICOT, F., DULEAU, J., MERLE, C., PROVOT, L., BARET, S., GERMAIN, V. & LEQUETTE, B. (2013).— *Stratégie de conservation de la flore et des habitats de La Réunion 2013-2020*. Préfecture de La Réunion, Région Réunion, Département de La Réunion, Parc national de La Réunion, Conservatoire Botanique National de Mascarin, La Réunion, France.
- HAGEN, M., KISSLING, W.D., RASMUSSEN, C., CARSTENSEN, D.W., DUPONT, Y.L., KAISER-BUNBURY, C.N., O'GORMAN, E.J., OLESEN, J.M., DE AGUIAR, M.A.M., BROWN, L.E., ALVES-DOS-SANTOS, I., GUIMARÃES, P.R., MAIA, K.P., MARQUITTI, F.M.D., VIDAL, M.M., EDWARDS, F.K., GENINI, J., JENKINS, G.B., TRØJELSGAARD, K., WOODWARD, G., JORDANO, P., LEDGER, M.E., MCLAUGHLIN, T., MORELLATO, L.P.C. & TYLIANAKIS, J.M. (2012).— Biodiversity, species interactions and ecological networks in a fragmented world. *Adv. Ecol. Res.*, 46: 89-120.
- KADAVU, K. & PARATHASSARATI, N. (1999).— Plant biodiversity and conservation of tropical semi-evergreen forest in Sherevarayans hills of Eastern Gaths India. *Biodivers. Conserv.*, 8: 419-437.
- LAGABRIELLE, E., ROUGET, M., DURIEUX, L., PAYET, K., WISTEBAAR, T., BARET, S. & STRASBERG D. (2009).— Identifying and mapping biodiversity processes for systematic conservation planning in insular regions. Case study of Réunion Island (Indian Ocean). *Biol. Conserv.*, 142: 1523-1535.
- LALRINTLUANGA GENTE, L., NACHIMUTHU, S.K. & GURU SWAMI, G. (2012).— Insecticidal and repellent activity of *Hiptage benghalensis* L. Kruz (Malpighiaceae) against mosquito vectors. *Parasitol. Res.*, 111: 1007-1117.
- LE BOURGEOIS, T. & CAMOU, R. (2005).— *Analyse des risques phytosanitaires : version simplifiée des plantes envahissantes*. Rapport CIRAD, La Réunion, France.
- LLORET, F., MÉDAIL, F., BRUNDU, G., CAMARDA, I., MORAGUES, E., RITA, J., LAMBDON, P. & HULME, P. (2005).— Species attributes and invasion success by alien plants on Mediterranean islands. *J. Ecol.*, 93: 512-520.
- LORENCE, D.H., & SUSSMAN, R.W. (1988).— Diversity, density and invasion in a Mauritius wet forest. *Monogr. Syst. Bot.*, 25: 187-204.
- MACDONALD, S.A.W., THÉBAUD, C., STRAHM, W.A. & STRASBERG, D. (1991).— Effects of alien plant invasion on native vegetation remnant on La Réunion (Mascarene Islands, Indian Ocean). *Environ. Conserv.*, 18: 51-61.
- MÉTÉO-FRANCE (2011).— *Records mondiaux*. Paris, Météo-France. Disponible sur internet: [http://pluiesextremes.meteo.fr/records-mondiaux\\_r17.html](http://pluiesextremes.meteo.fr/records-mondiaux_r17.html), [consulté le 10/04/2014].
- NOTTER, J.-C., BARET, S., LEQUETTE, B., LAGABRIELLE, E., DUPONT, J. & STRASBERG, D. (2010).— *Cartographie des milieux naturels de l'île de La Réunion : éléments pour établir une méthodologie de mise à jour régulière*. Les enjeux de conservation de la flore menacée des collectivités françaises d'Outre-Mer, 13-17 décembre 2010, Conservatoire Botanique National de Mascarin, Saint-Leu, Réunion, France.
- PIER (2002).— *Global invasive species database*. Disponible sur internet <http://www.lib.umich.edu/database/link/10465> [consulté le 10/04/2014].
- POUTEAU, R., MEYER, J.-Y. & LARRUE, S. (2015).— Using range filling rather than prevalence of invasive plant species for management prioritisation: the case of *Spathodea campanulata* in the Society islands (South Pacific). *Ecol. Indic.*, 54: 87-95.
- REJMÁNEK, M. (1996).— A theory of seed plant invasiveness: the first sketch. *Biol. Conserv.*, 78: 171-181.
- RICHARDSON, D.M., PYSEK, P., REJMÁNEK, M., BARBOUR, M.G., PANETTA, F.D. & WEST, C.J. (2000).— Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Divers. Distrib.*, 6: 93-107.
- SIMBERLOFF, D. (1995).— Why do introduced species appear to devastate islands more than mainland areas? *Pac. Sci.*, 49: 87-97.
- SIMBERLOFF, D., MARTIN, J.-L., GENOVESI, P., MARIS, V., WARDLE, D.A., ARONSON, J., COURCHAMP, F., GALIL, B., GARCÍA-BERTHO, E., PASCAL, M., PYSEK, P., SOUSA, R., TABACCHI, E. & VILÀ, M. (2013).— Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *TREE*, 28: 58-66.

- STARR, F., STARR, K. & LOOPE, L. (2003).— *Plants of Hawaii report - Hiptage benghalensis*. United States Geological Survey, Biological Resources Division, Haleakala Field Station, Mau, HI. [http://www.hear.org/starr/hiplants/reports/pdf/hiptage\\_benghalensis.pdf](http://www.hear.org/starr/hiplants/reports/pdf/hiptage_benghalensis.pdf). [consulté le 06/14/2014].
- STRASBERG, D., ROUGET, M., RICHARDSON, D.M., BARET, S., DUPONT, J. & COWLING, R.M. (2005).— An assesement of habitat diversity, transformation and threats to biodiversity on Réunion Island (Mascarene Island, Indian Ocean) as a basis for conservation planning. *Biodivers. Conserv.*, 14: 3015-3032.
- TASSIN, J., RIVIÈRE, J.-N., CAZANOVE, M. & BRUZZESE, E. (2006).— Ranking of invasive woody plant species for management on Reunion Island. *Weed Res.*, 46: 388-403.
- UICN FRANCE, MNHN, FCBN & CBNM. (2010).— *La liste rouge des espèces menacées en France – flore vasculaire de La Réunion*. [http://www.uicn.fr/IMG/pdf/Liste\\_rouge\\_France\\_Flore\\_vasculaire\\_de\\_La\\_Reunion.pdf](http://www.uicn.fr/IMG/pdf/Liste_rouge_France_Flore_vasculaire_de_La_Reunion.pdf). UICN, CBNM, France.
- VITELLI, J.S., MADIGAN, B.A., PETER, E., HAAREN, V., SETTER, S. & LOGAN, P. (2009).— Control of the invasive liana, *Hiptage benghalensis*. *Weed Biol. Manag.*, 9: 54-56.
- VITTOZ, P. & ENGLER, R. (2007).— Seed dispersal distances: a typology based on dispersal modes and plant traits. *Bot. Helv.*, 117: 109-124.
- WILCOVE, D.S., ROTHSTEIN, D., DUBOW, J., PHILLIPS, A. & LOSOS, E. (1998).— Quantifying threats to imperiled species in the United States: assessing the relative importance of habitat destruction, alien species, pollution, overexploitation and disease. *Bioscience*, 48: 607-615.
- WILSON, J.R.U., CAPLAT, P., DICKIE, I.A., HUI, C., MAXWELL, B.D., NUÑEZ, M.A., PAUCHARD, A., REJMÁNEK, M., RICHARDSON, D.M., ROBERTSON, M.P., SPEAR, D., WEBBER, B.L., VAN WILGEN, B.W. & ZENNI, R.D. (2014).— A standardized set of metrics to assess and monitor tree invasions. *Biol. Invasions*, 16: 535-551.