

Mécanismes et gestion des invasions biologiques par des plantes introduites dans des forêts naturelles à Hawai'i et en Polynésie française : une étude de cas

Mechanisms and management of biological invasion by alien plants in Hawaiian and French Polynesian natural forests : a cases study

par

Dr. Jean-Yves MEYER ^{1, 2}

¹ Délégation à la Recherche, B.P. 20981 Papeete, Tahiti, POLYNÉSIE FRANÇAISE

² University of Hawai'i at Manoa, Department of Botany, Cooperative National Park Resources Studies Unit, 3190 Maile Way, St John 409, Honolulu, HAWAII

Janvier 1998

"Programs to eradicate exotic organisms provide an opportunity to combine good science and good conservation into functioning conservation biology"

(Bruce E. Coblentz 1990)

SOMMAIRE

<i>PROLÉGOMÈNES</i>	5
Cadre de l'étude.....	5
Objectifs de l'étude.....	5
Historique de la collaboration avec les îles Hawai'i.....	6
Déroulement du séjour post-doctoral.....	7
<i>I. INTRODUCTION</i>	9
I.1. Importance du phénomène d'invasions biologiques.....	9
I.2. Plantes envahissantes en milieu insulaire terrestre.....	11
I.3. Comportement et potentiel envahissant.....	12
<i>II. COMPARAISON ENTRE LES PLANTES ENVAHISSANTES DE HA ET DE PF ...</i>	12
II.1. Méthode.....	12
II.2. Résultats.....	13
<i>III. ÉTUDE DE CAS</i>	19
III.1. Plantes envahissantes communes à HA et PF.....	20
III.2. Plantes envahissantes en PF et potentiellement envahissantes à HA.....	25
III.3. Plantes envahissantes à HA et potentiellement envahissantes en PF.....	29
III.4. Plantes potentiellement envahissantes à HA et PF.....	34
<i>IV. DISCUSSION</i>	43
IV.1. Mécanismes d'invasion.....	43
IV. 2. Gestion des invasions.....	46
<i>V. CONCLUSIONS</i>	50
<i>REMERCIEMENTS</i>	52
<i>BIBLIOGRAPHIE</i>	53

ABRÉVIATIONS utilisées dans ce rapport

BISH = Bernice P. Bishop Museum (Honolulu, O'ahu)

cf. = (*confere*) comparez à

comm. pers. = communication personnelle

CPSU = Cooperative National Park Resources Studies Unit

e.g. = (*exempli gratia*) par exemple

HA = Hawai'i (îles)

HALE = Haleakala National Park (Maui)

HAVO = Hawai'i Volcanoes National Park (Hawai'i)

HDOA = Hawaii Department of Agriculture (Honolulu, O'ahu)

HDLNR = Hawaii Department of Land and Natural Resources (Honolulu, O'ahu)

i.e. = (*id est*) c'est-à-dire

MNHN = Muséum national d'Histoire naturelle (Paris, France)

NTBG = National Tropical Botanical Garden (Lawai, Kaua'i), ex Pacific Tropical Botanical Garden

obs. pers. = observation personnelle

ONG = Organisation Non-Gouvernementale

op.cit. = (*opere citato*) dans l'ouvrage cité plus haut, à une autre page

ORSTOM = Institut français de Recherche scientifique pour le Développement en Coopération

PF = Polynésie française (îles de)

PROE = Programme Régional Océanien de l'Environnement (ou SPREP, South Pacific Regional Environmental Program)

SDR = Service du Développement Rural

TNCH = The Nature Conservancy of Hawai'i

UH = University of Hawai'i at Manoa (Honolulu, O'ahu)

UICN = Union Internationale pour la Conservation de la Nature (ou Union Mondiale pour la Nature)

USDA = US Department of Agriculture

USGS/BRD = US Geological Service/Biological Resources Division (ex National Park Service)

VAT = Volontaire à l'Aide Technique

PROLÉGOMÈNES

Cadre de l'étude

Cette étude post-doctorale d'une durée d'un an (du 1er septembre 1996 au 1er septembre 1997), qui s'est déroulée au Département de Botanique de l'UH a été financée par une bourse du Gouvernement territorial de PF qui m'a été attribuée par le Ministère de la Santé et de la Recherche à la fin de ma période de VAT effectuée à la Délégation à l'Environnement (ex Ministère de l'Environnement et de la Recherche de PF) et durant laquelle (du 15 novembre 1994 au 15 mai 1996) j'ai été en charge du programme d'étude et de lutte contre *Miconia calvescens* en PF.

Ce post-doctorat s'inscrit dans la continuité directe du programme de recherche mené sur *M. calvescens* en PF depuis 1988, une plante envahissante majeure dont la bio-écologie et l'impact sur le milieu naturel sont maintenant bien étudiés, ayant fait notamment l'objet d'une thèse de doctorat (Meyer 1994) et de plusieurs articles scientifiques en anglais (Meyer 1995, Meyer 1996a, Meyer & Florence 1996, Meyer & Malet 1997, Meyer sous presse, Meyer en prép.).

M. calvescens ne constitue malheureusement que "l'arbre qui cache la forêt" de nombreuses autres plantes envahissantes¹ en PF. Cette présente étude s'intéresse ainsi au cas d'autres pestes végétales ("plant pest") moins connues mais tout autant problématiques, qui contribuent également à l'érosion de la biodiversité terrestre de PF, un patrimoine naturel d'intérêt scientifique incommensurable mais également un héritage culturel fort et une ressource économique inestimable.

Objectifs de l'étude

Les objectifs de cette étude post-doctorale sont d'une part la meilleure compréhension des mécanismes d'invasions biologiques par des plantes introduites² dans les forêts naturelles³, grâce à une comparaison d'espèces végétales envahissantes à HA et en PF (parmi lesquelles figure *M. calvescens*), et d'autre part des propositions pour une meilleure gestion de ces espèces.

En effet, si les invasions biologiques dans des écosystèmes insulaires sont bien documentées, leur gestion (c'est-à-dire les stratégies de contrôle, les méthodes de lutte, le suivi scientifique du contrôle, l'information et l'éducation du public) est une discipline relativement nouvelle et encore peu développée. Une gestion active des plantes envahissantes est appliquée notamment dans les réserves naturelles et les parcs nationaux américains de Floride (Center *et al.* 1991) et de HA (Stone & Scott 1985, Stone *et al.* 1992), lieu où cette étude post-doctorale s'est déroulée.

¹ nous préférons utiliser ici le terme d'espèces (végétales ou animales) **envahissantes** ou **envahisseuses** ("invasive species" en anglais) ou d'**envahisseurs** ("invaders"), de préférence à espèces **invasives** que l'on retrouve parfois dans la littérature scientifique (e.g. "Dynamique d'Espèces Marines Invasives" paru chez Lavoisier en 1997) ou de vulgarisation. L'adjectif **invasif** est en effet exclusivement utilisé en médecine pour désigner le caractère d'une tumeur qui envahit les tissus voisins (Le Petit Larousse 1996: 562).

² ou plantes **étrangères, allochtones, exotiques** ("alien") par opposition aux plantes **indigènes, autochtones** ("native").

³ ou forêts **primaires**, c'est-à-dire des forêts peu ou pas perturbées par l'homme, par opposition aux forêts **secondaires** ou **anthropisées**.

Historique de la collaboration avec les îles Hawai'i

Le début de la collaboration scientifique sur les plantes envahissantes (et plus particulièrement sur *M. calvescens*) avec HA remonte à 1988 lorsque Jacques Florence, botaniste au Centre ORSTOM de Tahiti (actuellement détaché au MNHN), se rend au HDOA et au BISH et y relate la situation catastrophique de l'invasion par *M. calvescens* à Tahiti. Cette situation n'était pas complètement inconnue de la communauté scientifique de HA : des botanistes comme Raymond Fosberg et Marie-Hélène Sachet (Fosberg & Sachet 1981), ou des biologistes de la conservation comme Steve Montgomery, Betsy Gagné & Wayne Gagné (Montgomery *et al.* 1980) avaient déjà signalé le développement inquiétant de *M. calvescens* à Tahiti.

En mai 1991, Hélène Gaubert, VAT au Centre ORSTOM de Tahiti, propose avec J. Florence un résumé sur les plantes introduites en PF, en soulignant le cas particulièrement spectaculaire de *M. calvescens* à Tahiti, pour le "XVII Pacific Science Congress" qui a lieu à Honolulu (Gaubert & Florence 1991).

A partir de novembre 1992, dans le cadre de ma thèse de doctorat au Centre ORSTOM de Tahiti, j'ai rétabli des contacts avec les botanistes américains du continent (notamment avec Raymond Fosberg du Smithsonian Institution de Washington et avec Francis Almeda du California Academy of Science de San Francisco) et de HA (notamment avec Lloyd L. Loope, biologiste du USGS/BRD -ex National Park Service- détaché au HALE) fortement intéressés par le problème posé par l'invasion de *M. calvescens* en PF.

En avril 1993, ces contacts ont été concrétisés par une invitation à participer à un atelier de travail intitulé "Priorities for Research on Alien Plants" à la "Plant Quarantine Station" du HDOA. Cette première mission à HA m'avait permis de présenter, lors d'un exposé en anglais au Département de Botanique de UH, le programme de recherche sur *M. calvescens* mené à Tahiti depuis son lancement en 1988, et de collaborer à la cartographie de la répartition de *M. calvescens* dans l'île de Hawai'i ("Big Island") et l'île de Maui avec Lloyd L. Loope. Elle m'avait également fourni l'opportunité de discuter des possibilités de lutte biologique contre *M. calvescens* avec les chercheurs du HDOA, notamment avec Myron O. Isherwood, chef de la "Plant Pest Control Branch", Patrick Conant, entomologiste en charge des essais de lutte biologique contre les plantes nuisibles à HA, et Robert Burkhart, "exploratory entomologist" de retour d'une expédition en Amérique centrale à la recherche d'ennemis naturels spécifiques de *Clidemia hirta*, une autre Mélastomatacée envahissante à HA.

En juin 1994, j'ai invité à mon tour Arthur C. Medeiros, biologiste du USGS/BRD attaché au HALE et en charge de l'étude et la lutte contre *M. calvescens* sur Maui, à passer 2 semaines sur les îles de Tahiti, Raiatea et Moorea où il a présenté, lors de plusieurs réunions tenues à la Délégation à l'Environnement et au SDR de Raiatea, les méthodes de lutte (manuelle et chimique) utilisées à HA. La grande expérience de ce biologiste en matière de lutte contre les plantes envahissantes à HA a été déterminante dans ma motivation future.

En juillet 1995, Colin Bassett, responsable du "Secretariat of Conservation Biology" de l'UH, m'a offert de participer à la "Hawaii Conservation Conference '95" pour présenter une communication orale en anglais sur l'impact de *M. calvescens* sur le milieu naturel à Tahiti (Meyer 1995). Cette conférence réunit chaque année la grande majorité des biologistes travaillant à HA dans le domaine de la biologie de la conservation en milieu terrestre et aquatique (entre 250 et 300 personnes), mais également des gestionnaires d'espaces naturels protégés (parcs et réserves naturelles). Cette seconde mission m'a permis de rencontrer plusieurs professeurs de l'UH, des gestionnaires des parcs nationaux et des sites historiques de HA, et des chercheurs du HDOA et du USGS/BRD, tous très favorables à l'idée que j'entreprenne un séjour post-doctoral à HA en tant que spécialiste de l'invasion par *M. calvescens* et afin d'échanger des informations sur les plantes envahissantes communes à HA et PF.

En août 1996, le professeur Clifford W. Smith du Département de Botanique de l'UH et responsable de la Cooperative National Park Resources Studies Unit (CPSU), unité qui coordonne toutes les études scientifiques dans les 7 parcs nationaux et sites historiques de HA, m'a proposé de travailler avec des spécialistes dans le domaine de la gestion des plantes envahissantes en milieu naturel dans les parcs nationaux de Hawai'i (Hawai'i Volcanoes National Park) et de Maui (Haleakala National Park), classés "Réserves de la Biosphère" par l'UNESCO. Le HDOA a enfin proposé que je serve de relais avec le Gouvernement de PF pour le lancement d'un programme commun de lutte biologique contre *M. calvescens*.

Déroulement du séjour post-doctoral

Bien qu'ayant le statut de "Research Scholar" au CPSU/UH situé à Honolulu, la plus grande partie de mon séjour a été effectuée à la "Field Station" du HALE sur l'île de Maui, sous la direction scientifique de Lloyd L. Loope et en collaboration avec son équipe de recherche (Charles "Chuck" Chimera, Stephanie Joe, Paul Krushelnycky, Arthur C. Medeiros, Philip Thomas et Ellen Van Gelder), et à la "Resource Management Division" du HAVO sur l'île de Hawai'i sous la direction technique de Tim Tunison et en collaboration avec son équipe de terrain (Nicholas "Chris" Zimmer, Bob et Rhonda).

J'ai effectué plusieurs séjours dans l'île de O'ahu pour travailler sur le terrain avec Patrick Conant (entomologiste au HDOA) et dans le laboratoire de Eloise Killgore (phytopathologue au HDOA), ainsi que pour consulter des spécimens de plantes conservés dans l'herbier du BISH où les botanistes Georges Staples et Clyde Imada m'ont accueilli.

Quelques semaines ont été passées dans l'île de Kaua'i au National Tropical Botanical Garden (NTBG), avec les botanistes David Lorence et Tim Flynn, et les collecteurs de terrain Steve Perlman et Ken Wood, notamment pour la préparation de l'expédition botanique aux îles Marquises en 1997 ("Henua Enana Botanical Expedition '97").

Enfin, j'ai pu travailler sur le terrain dans le magnifique site du Kalaupapa National Historical Park sur l'île de Moloka'i pendant quelques jours avec l'équipe de la "Field Station" du HALE.

Ce séjour à HA a été une formidable opportunité pour rencontrer et discuter avec des scientifiques impliqués dans l'étude des invasions biologiques parmi lesquels figurent Curtis Daehler (UH), Don

Gardner (CPSU/UH), Dennis O'Dowd (USDA Forest Service), Alan Holt (directeur du TNCH, une ONG propriétaire et gestionnaire de plusieurs milliers d'hectares de réserves naturelles à HA), Lloyd L. Loope (USGS/BRD), Dieter Mueller-Dombois (UH), Daniel Simberloff (University of Tallahassee, Florida), Clifford W. Smith (CPSU/UH) ou Arthur Whistler (UH). J'ai bénéficié, tout au long de mon séjour dans les différentes îles de HA, d'un environnement scientifique de haut niveau, associé à une ambiance chaleureuse et conviviale, si particulière aux "insulaires".

Outre l'étude sur le terrain des plantes envahissantes de HA (notamment dans la réserve biologique de la vallée de Kipahulu à Maui et dans les "Special Ecological Area" du HAVO à Hawai'i), j'ai été invité par Nancy Glover du "Secretariat of Conservation Biology" (UH) à faire partie des 50 spécialistes dans la gestion des plantes envahissantes à HA au "Alien Plant Control and Monitoring Workshop" qui s'est tenu du 26-28 février 1997) au HAVO ; j'ai également assisté, en tant qu'expert scientifique, à plusieurs réunions du "Melastome Action Committee" (MAC) à Maui et du "Big Island Miconia Control Committee" (BigMAC) à Hawai'i. Ces comités ont été créés pour répondre principalement à la menace constituée par *M. calvescens* à HA, et réunissent des représentants de l'UH, des communes ("Maui County", "Big Island County"), des services de l'Etat de Hawaii (HDOA, HDLNR), des services fédéraux (USDA Forest Service, USGS/BRD -ex National Park Service-) et des organismes privés tels que "Tri-Isle Resource and Development Council", "East Maui Irrigation Company", "Maui Land and Pineapple Company", TNCH). Ils organisent et financent les opérations d'information et de lutte contre *M. calvescens* et contre d'autres Melastomatacées envahissantes à HA (notamment *Clidemia hirta*, *Medinilla spp.*, *Oxyspora paniculata*, *Tibouchina spp.*).

Carte 1. Localisation des parcs nationaux américains des îles Hawai'i et des centres de recherches (UH, HDOA, NTBG) où cette étude post-doctorale s'est déroulée

I. INTRODUCTION

I.1. Importance du phénomène d'invasions biologiques

En raison de leurs impacts sur la structure, la composition et la dynamique des écosystèmes naturels, les invasions biologiques (définies comme l'extension en milieu naturel d'une espèce hors de sa zone biogéographique d'origine, cf. Cronk & Fuller 1995) sont actuellement considérées comme le second facteur principal contribuant à l'érosion de la biodiversité mondiale après la dégradation de l'habitat par l'homme, mais pourrait bien la dépasser (McNeely & Strahm 1996). Les espèces (animales ou végétales) envahissantes constituent une grave menace planétaire qui se répercute non seulement sur la biodiversité biologique (conduisant vers une homogénéisation des faunes et des flores mondiales, Soulé 1990) mais aussi sur la santé humaine et la productivité des secteurs agricoles et halieutiques (McNeely & Strahm *op.cit.*).

Les invasions biologiques sont parfois surnommées "pollutions biologiques" (McKnight 1993), mais contrairement aux polluants chimiques qui se dégradent et finissent à terme par

disparaître, les espèces envahissantes sont capables de se reproduire, de proliférer et de s'adapter, avec des conséquences parfois imprévues, souvent catastrophiques et presque toujours irréversibles sur les écosystèmes naturels. Elles peuvent faire concurrence aux espèces indigènes, les déplacer progressivement voire les éliminer totalement, altérer de façon drastique les habitats naturels, modifier profondément les chaînes alimentaires et les cycles naturels (*e.g.* eau, lumière, éléments minéraux dans le sol).

Parmi les "fléaux" animaux et végétaux classiquement cités et en raison de leurs dommages écologiques et économiques considérables figurent les lapins (*Oryctolagus cuniculus*) qui ont proliféré en Australie depuis leur introduction en 1859 ou la jacinthe d'eau (*Eichhornia crassipes*) originaire d'Amérique du Sud qui a envahi les cours d'eau d'Asie et d'Afrique tropicale obstruant les canaux d'irrigation et asséchant son environnement sous l'effet de sa très forte évapotranspiration. Plus près de nous, dans la région du Pacifique, le "serpent brun arboricole" (*Boiga irregularis*), originaire de Papouasie Nouvelle Guinée, a entraîné la disparition de 9 espèces d'oiseaux endémiques sur l'île de Guam depuis son introduction dans les années 50.

Depuis la publication du célèbre ouvrage de C. S. Elton ("The Ecology of Invasions by Animals and Plants") en 1958, les invasions biologiques ont toujours constitué un sujet d'étude de première importance pour la communauté scientifique internationale. Depuis 1982, le SCOPE ("Scientific Committee on the Problems of the Environment"), comité établi par le ICSU ("International Council of Scientific Unions") qui rassemble des organisations scientifiques du monde entier, a lancé un vaste programme mondial intitulé "Ecology of Biological Invasions". Plus récemment, une conférence internationale sur les espèces végétales introduites, organisée par les Nations Unies, s'est déroulée à Trondheim en Norvège en juillet 1996 et un atelier sur les espèces étrangères envahissantes organisé par l'UICN était organisé à Montréal au Canada en octobre 1996. Dernièrement, le "4th International Conference on the Ecology of Invasive Alien Plants" s'est tenue en octobre 1997 à Berlin en Allemagne et fait suite à une série de conférences qui ont débutées en 1992 au Royaume-Uni à Loughborough puis en 1993 à Kostelec en République Tchèque et à Tempa aux États-Unis en octobre 1995.

Durant ces dix dernières années, la publication d'au moins 15 ouvrages scientifiques majeurs consacrés aux invasions biologiques ("Ecology of Biological Invasions of North America and Hawaii" édité par H. A. Mooney & J. A. Drake et paru en 1986 ; "Ecology of Biological Invasions: an Australian Perspective" édité par R. H. Groves & J. J. Burdon en 1986 ; "The Ecology and Management of Biological Invasions in Southern Africa" édité par I. A. W. McDonald, F. J. Kruger & A. A. Ferrar en 1986 ; "The Ecology of Biological Invasions" édité par W. Joenje, K. Bakker & L. Vlijm en 1987 ; "Quantitative Aspects of the Ecology of Biological Invasions" édité par H. Kornberg & M. H. Williamson en 1987 ; "Biological Invasions, a Global Perspective" édité par J. A. Drake *et al.* en 1989 ; "Ecology of Biological Invasion in the Tropics" édité par P. S. Ramakrishnan en 1991 ; "Biogeography of Mediterranean Invasions" édités par R. H. Groves & F. Di Castri en 1991 ; "Biological

Invasions in Europe and the Mediterranean Basin" édité par F. Di Castri, A. J. Hansen & M. Debussche en 1991 ; "Alien Plant Invasions in Native Ecosystems of Hawai'i: Management and Research" édité par C. P. Stone, C. W. Smith & J. T. Tunison en 1992 ; "Biological Pollution" édité par B. N. McKnight en 1993 ; "Harmful Non-Indigenous Species in the United States" édité par le US Congress en 1993 ; "Plant Invaders" de Q. C. B. Cronk & J. L. Fuller en 1995 ; "Biological Invasions" de M. Williamson en 1996 ; "Biological Invasions, Theory and Practice" de N. Shigesada & K. Kawasaki en 1997) souligne l'intérêt majeur que suscite ce phénomène biologique en cette fin de 20ème siècle, un phénomène qui n'épargne aucune région du monde (en zone tropicale, tempérée ou méditerranéenne ; dans des pays continentaux ou insulaires), et lié principalement à l'accroissement des mouvements humains associé au transport (volontaire ou accidentel) et au commerce d'espèces (végétales ou animales).

Plus près de nous, dans la région du Pacifique Sud, le PROE a adopté, lors de sa "6ème Conférence du Pacifique Sud sur la Conservation de la Nature et les Aires Protégées" qui s'est tenue à Pohnpei (îles Carolines, Micronésie) en septembre 1997, une résolution visant à lancer un programme d'étude sur les espèces envahissantes dans les états du Pacifique. Durant cette conférence, une session technique sur les espèces envahissantes organisée par le ISSG ("Invasive Species Specialist Group", UICN) -à laquelle j'ai participé en tant qu'animateur avec deux de mes collègues du, Mick Clout de l'University of Canberra et de Lu Eldredge du Bishop Museum de Honolulu- a révélé : (1) que le phénomène d'invasion biologique était méconnu dans la plupart des états du Pacifique, avec souvent un amalgame fait entre les plantes envahissantes (dans les milieux naturels) et les mauvaises herbes des cultures ("weeds" en anglais) ; (2) que ce phénomène était sous-estimé, souvent en raison d'une méconnaissance des milieux naturels et des menaces qui pèsent sur la biodiversité terrestre ; (3) que les invasions biologiques étaient peu ou pas prises en compte par les gestionnaires des milieux naturels et souvent totalement ignorées par les autorités locales dans la plupart des états du Pacifique.

1.2. Plantes envahissantes en milieu insulaire terrestre

Les exemples d'invasions biologiques sont particulièrement bien documentés dans les îles océaniques tropicales, écosystèmes considérés comme plus vulnérables aux perturbations extérieures en raison de leur évolution en vase-clos et de leur faible surface terrestre (Loope & Mueller-Dombois 1989, Vitousek 1988), et en particulier aux introductions d'espèces étrangères d'origine continentale supposées être plus "agressives" que les espèces indigènes: les îles Mascareignes (Lorence & Sussman 1986, McDonald *et al.* 1991), les îles Galápagos (Lawesson 1990, Schofield 1973) et les îles Hawai'i (Mooney & Drake 1986, Vitousek 1989, Stone *et al.* 1992) sont parmi les écosystèmes insulaires les mieux étudiés, en raison de la richesse et l'originalité de leur biocénose d'une part, et du nombre important d'espèces introduites naturalisées d'autre part. L'arbre *Myrica faya* (famille botanique des Myricacées),

dont la bio-écologie et l'impact sur le milieu naturel ont été largement étudiés (*e.g.* Vitousek & Walker 1989, Vitousek 1990), constitue depuis de nombreuses années l'exemple classique d'une plante envahissante en milieu naturel dans un écosystème terrestre insulaire (UNESCO 1994).

L'extension de *Miconia calvescens* (famille des Melastomatacées), depuis son introduction comme plante ornementale en PF en 1937 et à HA au début des années 60, est maintenant considérée par de nombreux scientifiques travaillant sur les espèces envahissantes ("invasion biologists" en anglais) comme l'un des exemples les plus spectaculaires et les plus catastrophiques d'invasion biologique dans des îles océaniques tropicales (comm. pers. de biologistes lors de leur visite en PF : R. Petocz, consultant indépendant pour l'UICN, en 1994; Q. C. B. Cronk, botaniste à l'University of Edinburgh (Royaume-Uni), en 1996 ; C. W. Smith, professeur de botanique à l'UH et L. L. Loope biologiste au HALE (Etats-Unis) en 1997 ; P. Bingelli, biologiste à l'University of Ulster (Irlande), en 1997). *M. calvescens*, un arbre pouvant atteindre 15 m de haut et formant des couverts denses qui empêchent la régénération des espèces indigènes a réussi en moins de 50 ans après son introduction à envahir les 2/3 de l'île de Tahiti (Meyer 1994, 1996a) et l'invasion touche également 3 autres îles de la Société et 2 îles des Marquises (Meyer, en prép.). Entre 40 et 50 espèces parmi les 107 plantes endémiques de Tahiti sont directement menacées par cette espèce (Meyer & Florence 1996) et 60 % de la flore endémique des îles de la Société pourrait disparaître à long terme (Florence 1996).

Il n'est pas surprenant de constater que de nombreux ouvrages et articles scientifiques parus récemment sur les invasions biologiques font maintenant référence au cas particulièrement spectaculaire et catastrophique de *M. calvescens* à Tahiti (*e.g.* Cronk & Fuller 1995, Loope & Stone 1996, Gargominy *et al* 1996). *M. calvescens* est maintenant cité comme l'exemple typique d'une plante introduite devenue envahissante dans les îles du Pacifique par le PROE (Given 1992: 7) et l'UICN (McNeely *et al.* 1994: 274).

1.3. Comportement et potentiel envahissant

Quelles sont les caractéristiques de l'envahisseur idéal ou parfait ? Quelle espèce introduite se révélera être un envahisseur dans le futur ? La prédiction du potentiel envahissant d'une espèce fait figure à l'heure actuelle de "quête du Graal" moderne pour tous les biologistes travaillant sur les invasions biologiques (*e.g.* Daehler & Strong 1993, Reichard 1997). Prévoir le comportement d'une espèce en dehors de sa zone d'origine permettrait, en effet, non seulement de comprendre les mécanismes de naturalisation et d'invasion (ou en d'autres termes de mieux connaître les "barrières à l'invasion", Mack 1996), mais également et surtout une détection précoce des envahisseurs potentiels afin d'arriver à une éradication rapide. Les biologistes des invasions et les gestionnaires des milieux naturels s'accordent en effet sur le fait que la meilleure solution (et la moins coûteuse) pour éliminer une espèce envahissante est de s'y attaquer dans sa phase d'installation avant le début de son extension (McDonald 1990, Loope 1992, Hobbs & Humphries 1995).

Parmi les meilleures sources d'informations permettant de prédire le comportement d'une plante introduite dans une région donnée (hors de sa zone d'origine), figurent les listes de plantes envahissantes dans plusieurs régions d'introduction (*e.g.* Cronk & Fuller 1995). Cette étude post-doctorale s'inscrit dans cette démarche : elle initie une comparaison entre les plantes introduites envahissantes ou potentiellement envahissantes de HA et de PF, un exercice qui n'avait jamais été effectué auparavant.

II. COMPARAISON ENTRE LES PLANTES ENVAHISSANTES DE HA ET DE PF

II.1. Méthode

Afin d'établir une comparaison entre les plantes envahissantes de HA et PF, nous avons utilisé:

(1) la liste dressée par Clifford W. Smith en 1985 comprenant 86 plantes introduites considérées comme "des pestes sérieuses pour les écosystèmes naturels" à HA (Smith 1985: 180), ainsi qu'une liste additionnelle de 34 espèces potentiellement envahissantes à HA ("à surveiller en raison de leur comportement ailleurs", Smith *op.cit.*: 205). Le nombre de pestes végétales à HA représente moins de 2% des plantes introduites dans cet archipel qui en compte environ 4600 (Smith 1985) et environ 10% des plantes introduites naturalisées qui en compte 860 (Smith 1990).

Cette liste des plantes envahissantes et potentiellement envahissantes de HA, la seule à être publiée à l'heure actuelle, a été complétée par des données récemment publiées sur d'autres espèces envahissantes ne figurant pas dans cette liste (*e.g.* *Cortaderia jubata*, Loope & Medeiros 1991 ; *Cyathea cooperi*, Medeiros *et al.* 1992 ; *Rubus sieboldii* et *R. discolor*, Kjaargard 1994 ; *Glycine wightii*, Chimera 1997) ainsi que par des données encore non publiées mais néanmoins disponibles. Nous avons ainsi utilisé une liste de 126 espèces considérées comme des pestes végétales dans les écosystèmes naturels de HA ("Pest Plants of Hawaiian Native Ecosystems") accessible sur Internet (http://botany.hawaii.edu/faculty/cw_smith/aliens.htm, version du 24/01/97) et qui comprend 15 espèces ne figurant pas sur la liste de 1985, parmi lesquelles 9 sont présentes en PF (notamment *Chrysophyllum oliviforme*, *Lonicera japonica*, *Pluchea symphytifolia* et *Toonia ciliata*) ; nous avons également utilisé une liste de 55 plantes introduites à HA ("Alien Species in Hawaii"), établie par le "Hawaiian Ecosystems at Risk (HEAR) Project" du CPSU/UH (P. Thomas, comm. pers. 1997) et également accessible sur Internet (<http://www2.hawaii.edu/~halesci/AlienSpeciesInHawaii/InfoIndexPlants.htm>, version du 13/03/97), parmi lesquelles on trouve 4 espèces présentes en PF et ne figurant pas dans les listes précédentes (*Dissotis rotundifolia*, *Eucalyptus robusta*, *Medinilla magnifica*, *Pinus taeda*).

Nous avons enfin bénéficié de communications personnelles de biologistes de HA impliqués dans l'étude et la lutte contre les plantes envahissantes et avec lesquels nous avons travaillé

(notamment P. Bily et M. Defley du TNCH, P. Conant du HDOA, L. L. Loope et A. C. Medeiros du USGS/BRD, D. Lorence du NTBG, C. W. Smith du CPSU/UH, T. Tunison du HAVO) et d'observations personnelles de terrain lors de notre séjour post-doctoral à HA.

(2) nous disposions de la liste des 20 principales pestes végétales dressée pour l'île de Tahiti (Meyer & Florence 1996) ce qui correspond à environ 5% des plantes naturalisés de cette île qui en compte environ 373. Cette liste a été complétée par des données non publiées sur les plantes envahissantes de PF, notamment la "Liste (A2) des Phanérogames Nuisibles présents en PF" que nous avons proposée pour le Service du Développement Rural en mars 1996 et qui comprend 46 espèces présentes et "nuisibles" et 31 espèces présentes et potentiellement "nuisibles" en PF. Le terme "nuisible" utilisé par le SDR impliquant une menace économique et/ou écologique, cette liste inclue à la fois des mauvaises herbes des cultures et des plantes envahissantes des milieux naturels.

Nous avons bénéficié en outre d'observations que nous avons faites sur le terrain en PF, de la consultation d'échantillons de plantes conservés dans les herbiers de PF situé au Musée de Tahiti et des Iles [PAP], du BISH à Honolulu [BISH], du NTBG à Kaua'i [PTBG] et du Laboratoire de Phanérogamie du MNHN [P], ainsi que de communications personnelles de botanistes, écologistes ou naturalistes en PF (notamment J. Florence et sa banque de données "Nadeaud", É. Brotherson à Raiatea, M. Guérin à Tahiti).

II.2. Résultats

Parmi les quelques 140 espèces végétales envahissantes ou potentiellement envahissantes que nous avons recensé à HA d'après les différentes listes disponibles, 70 plantes sont absentes de PF (les bambous du genre *Bambusa spp.* de la liste de C. W. Smith (1985) ayant été exclus car non identifiés par l'auteur) soit exactement 50% du total.

Des 70 espèces restantes et présentes en PF (**Tableau 1**), seules 14 espèces sont actuellement considérées comme des plantes envahissantes en PF, soit environ 21% du total : les herbes *Bidens pilosa*, *Melinis minutiflora* et *Paspalum conjugatum* ; les arbustes *Acacia farnesiana*, *Ardisia elliptica* (= *A. humilis* in Smith 1985) et *Lantana camara* ; les arbres *Leucaena leucocephala*, *Miconia calvescens* (= *M. magnifica* in Smith 1985), *Paraserianthes falcataria* (= *Albizia falcataria* in Smith 1985), *Psidium cattleianum*, *Psidium guajava*, *Spathodea campanulata*, *Syzygium cumini* (= *Eugenia cumini* in Smith 1985) et *Syzygium jambos* (= *Eugenia jambos* in Smith 1985). Ces espèces (que nous avons classé comme "INV" dans le **Tableau 1**) sont très largement répandues et/ou forment des couverts denses dans les deux groupes d'îles polynésiennes (HA et PF) et ont un impact significatif sur les écosystèmes naturels. La plupart d'entre elles sont également considérées comme des pestes végétales dans d'autres régions et îles du monde.

Le statut des 56 autres espèces envahissantes ou potentiellement envahissantes à HA et présentes en PF ont un statut variable. Nous avons choisi de les classer en 4 grandes catégories:

(1) "CULT" = espèces cultivées, introduites comme plantes ornementales et plantées dans les jardins privés ou publics (*e.g.* jardins botaniques), ou importées comme plantes utiles pour l'alimentation, la pharmacologie, l'artisanat ou comme bois de construction. Ces plantes ne sont pas naturalisées dans la végétation environnante, *i.e.* ne se reproduisent pas sans une intervention humaine. Parmi les exemples caractéristiques illustrant cette classe figure *Schinus terebinthifolius* (**Figure 1**) un arbre fortement envahissant dans les Mascareignes (appelé communément le "Poivrier du Brésil"), à HA ("Christmas tree") et en Floride ("Brazilian pepper"), et qui a été planté à Tahiti au moins depuis 1927 ;

(2) "CULT/NAT" = espèces cultivées comme plantes ornementales ou comme plantes utiles qui s'échappent des jardins ou des plantations et se naturalisent de façon très éparse. C'est le cas notamment de *Ficus microcarpa*, un figuier à port de banyan originaire d'Asie du Sud-Est qui peut atteindre 25 m de hauteur et 50 cm de diamètre (Florence 1997). Introduit il y a une dizaine d'année à Tahiti, il est en voie de naturalisation dans l'agglomération de Papeete au moins depuis 1995 (M. Guérin comm. pers.). *F. microcarpa* est considéré comme une plante envahissante majeure en Floride (d'après la liste des espèces les plus envahissantes de Floride établie par le "Florida Exotic Pest Plant Council", <http://www.fleppc.org/listedit.html>, version du 10/04/97) sous le nom commun "Laurel fig" et est connu à HA sous le nom de "Chinese banyan ou Malaysian banyan" où il est actuellement naturalisé dans toutes les îles et presque tous les milieux, surtout sur les substrats rocheux et les falaises. Son ombrage important exclu toutes les autres espèces et les fruits produits en quantité considérables sont activement dispersés par les oiseaux frugivores (Smith 1985).

(3) "NAT" = espèces naturalisés localement avec des populations qui semblent être stables. Cette classe regroupe aussi les plantes adventices des cultures et des zones fortement perturbées qui, par définition, ne pourraient pas subsister en l'absence de perturbations anthropiques. Nous avons également choisi de placer dans cette classe les quelques espèces indigènes (*Angiopteris evecta*, *Casuarina equisetifolia*) considérées comme envahissantes ou potentiellement envahissantes à HA mais qui font partie intégrante de la flore primaire de PF.

(4) "NAT/INV" = espèces naturalisées (indigènes ou introduites) qui présentent une tendance à l'envahissement, c'est-à-dire dont les populations s'étendent rapidement et/ou récemment (*i.e.* dans les 10 dernières années) dans certaines zones ou certaines îles. C'est le cas de *Schefflera* (= *Brassaia*) *actinophylla* à Tahiti ou de *Rhodomyrtus tomentosa* à Raiatea. Ce sont certainement les espèces à éliminer de façon prioritaire avant qu'elles ne présentent une explosion démographique.

Le tableau que nous présentons dans ce rapport fournit une liste relativement complète en fonction de l'état des connaissances actuelles mais certainement non exhaustive : elle reflète la situation en 1997 et devra certainement être complétée ultérieurement.

Dans ce tableau, nous nous sommes parfois heurtés à des problèmes taxinomiques pour l'identification des espèces entre HA et la PF : les principaux synonymes (de genres ou d'espèces) sont ainsi inscrits entre parenthèse dans la colonne des noms scientifiques (ou latins) ; nous n'avons pas considéré les taxons de rang infraspécifique, comme les sous-

espèces ou les variétés (*e.g. F. microcarpa var. microcarpa, P. caribea var. hondurensis* ou *C. pubescens var. succirubra* en PF, *Olea europea var. africana* à HA) ; le statut taxinomique de certaines espèces, surtout chez les plantes ornementales, est parfois douteux voir confus (*cf.* le cas de *Odontonema strictum*) ; il se peut que certaines espèces inscrites dans ce tableau aient été mal identifiées par les collecteurs (*cf.* la confusion entre *Cecropia peltata* et *C. obtusifolia* à HA, ou le cas de *Trema orientalis* présent et potentiellement envahissant à HA, cité en PF par certains auteurs alors que seule l'espèce endémique *T. discolor* y est en réalité présente, Florence 1997). Ces difficultés soulignent l'importance de l'identification des espèces introduites impliquées dans les invasions biologiques *i.e.* de l'intérêt des études taxinomiques et de l'existence d'une flore moderne pour la PF : il est ainsi difficile de distinguer les deux Graminées ornementales voisines *Cortaderia jubata* (Lem.) Stapf et *C. selloana* (Schult.) Asch. & Graebn appelées toutes les deux "Pampas grass" et aux inflorescences en plumeau de 2 à 3 m de hauteur. La première est naturalisée et envahissante à HA et en Californie (Loope & Medeiros 1991, Chimera 1997) mais semble être absente en PF (d'après la banque de données "Nadeaud", version du 23/10/97, J. Florence, comm. pers.), alors que la seconde, très populaire en horticulture, est présente dans les deux groupes d'îles et n'y est pas naturalisée.

Figure 1. *Schinus terebinthifolius* Raddi (fam. Anacardiaceae), appelé aussi "Poivrier du Brésil", est un arbuste originaire d'Amérique du Sud pouvant atteindre 7 m de haut. Il a été introduit à HA comme plante ornementale en raison de ses petites baies rouges et son feuillage vert sombre utilisés pour les décorations de Noël (d'où on nom local de "Christmas tree"). Il est actuellement considéré comme l'une des pestes végétales principales de HA dans les zones mésophiles et humides où il forme des fourrés denses (Wagner *et al.* 1990). Ses fruits sont dispersés activement par les oiseaux frugivores introduits et il empêcherait la régénération des autres plantes indigènes par allélopathie (Smith 1985). Egalement considéré comme une plante envahissante en Afrique du Sud (Henderson 1995), en Floride (Center *et al.* 1991), dans les Mascareignes (Lavergne 1978) et sur l'île de Ste-Hélène (Cronk & Fuller 1995). Il est planté à Tahiti, avec un seul pied connu au jardin botanique Harrison Smith de Papeari.

Tableau 1. Liste et caractéristiques bio-écologiques des 70 plantes envahissantes (*potentiellement envahissante selon Smith 1985) à HA et présentes en PF (d'après la banque de données "Nadeaud", version du 23/10/97) ; nom de famille d'après Mabberley (1997) ; forme biologique et type d'habitat d'après Smith (1985) et Wagner *et al.* (1990).

FAMILLE	Nom scientifique (synonyme)	Forme biologique (taille max.)	Type d'habitat	Statut en PF
ACANTHACEAE	<i>Asystasia gangetica</i>	arbuste (3 m)	sec	CULT/NAT
ACANTHACEAE	<i>Thunbergia alata</i> *	liane	-	CULT
ACANTHACEAE	<i>Thunbergia grandiflora</i> *	liane	-	CULT/NAT
ACANTHACEAE	<i>Thunbergia laurifolia</i> *	liane	-	CULT/NAT
AGAVACEAE	<i>Furcraea foetida</i>	rosette (2 m)	sec/mésophile	NAT/INV ¹
ANACARDIACEAE	<i>Schinus terebinthifolius</i>	arbre (7 m)	mésophile	CULT
ARALIACEAE	<i>Schefflera (Brassaia) actinophylla</i>	arbre (15 m)	mésophile	CULT/NAT
BIGNONIACEAE	<i>Spathodea campanulata</i>	arbre (25 m)	mésophile/humide	INV
CASUARINACEAE	<i>Casuarina equisetifolia</i>	arbre (20 m)	sec	NAT/INV ²
COMBRETACEAE	<i>Terminalia catappa</i>	arbre (25 m)	sec/mésophile	CULT/NAT
COMPOSITAE	<i>Hypochoeris radicata</i>	herbe (0,2 m)	humide	NAT
COMPOSITAE	<i>Bidens pilosa</i>	herbe (1.8 m)	-	INV
COMPOSITAE	<i>Montanoa hibiscifolia</i> *	arbuste (4 m)	sec/mésophile	CULT
COMPOSITAE	<i>Pluchea symphytifolia (odorata)</i> *	arbuste (2 m)	sec	NAT/INV ³
COMPOSITAE	<i>Thelechitonia (Wedelia) trilobata</i> *	herbe	-	CULT/NAT
CONVOLVULACEAE	<i>Merremia tuberosa</i>	liane	mésophile	CULT
CYATHEACEAE	<i>Sphaeropteris (Cyathea) cooperi</i>	arbre (4 m)	humide	CULT
EUPHORBIACEAE	<i>Ricinus communis</i>	arbuste (5 m)	sec	CULT/NAT

GRAMINAE	<i>Axonopus fissifolius (affinis)</i>	herbe (0.6 m)	humide	CULT
GRAMINAE	<i>Brachiaria mutica</i>	herbe (2 m)	humide	CULT/NAT
GRAMINAE	<i>Melinis minutiflora</i>	herbe (1 m)	sec/humide	INV
GRAMINAE	<i>Panicum maximum</i>	herbe (3 m)	sec	NAT
GRAMINAE	<i>Paspalum conjugatum</i>	herbe (0,6 m)	humide	INV
GRAMINAE	<i>Pennisetum clandestinum</i>	herbe	mésophile/humide	NAT
GRAMINAE	<i>Pennisetum setaceum</i>	herbe (1 m)	sec	CULT
GRAMINAE	<i>Sacciolepis indica</i>	herbe (0,5 m)	humide	NAT
GRAMINAE	<i>Setaria palmifolia</i>	herbe (2 m)	mésophile/humide	CULT
LEGUMINOSAE	<i>Acacia farnesiana</i>	arbuste (4 m)	sec	INV
LEGUMINOSAE	<i>Caesalpinia decapetala (sepiaria)*</i>	arbuste lianescent	-	NAT
LEGUMINOSAE	<i>Haematoxylum campechianum*</i>	arbre (10 m)	sec	CULT/NAT
LEGUMINOSAE	<i>Leucaena leucocephala</i>	arbre (20 m)	sec	INV
LEGUMINOSAE	<i>Paraserianthes (Albizia) falcataria</i>	arbre (40 m)	mésophile/humide	INV
LEGUMINOSAE	<i>Pithecellobium dulce</i>	arbre (15 m)	sec/mésophile	CULT
LEGUMINOSAE	<i>Prosopis pallida</i>	arbre (20 m)	sec	CULT/NAT
MALVACEAE	<i>Urena lobata*</i>	arbuste (2 m)	-	NAT
MARATTIACEAE	<i>Angiopteris evecta*</i>	fougère (5 m)	mésophile/humide	NAT
MELIACEAE	<i>Melia azedarach</i>	arbre (20 m)	sec	NAT/INV ⁴
MELIACEAE	<i>Toona ciliata</i>	arbre (30 m)	mésophile/humide	CULT
MELIACEAE	<i>Swietenia mahagoni*</i>	arbre	-	CULT
MELASTOMATACEAE	<i>Dissotis rotundifolia*</i>	herbe	-	CULT/NAT
MELASTOMATACEAE	<i>Heterocentron subtriplinervium*</i>	herbe suffrutescente	mésophile/humide	CULT/NAT
MELASTOMATACEAE	<i>Medinilla magnifica*</i>	arbuste (3 m)	-	CULT
MELASTOMATACEAE	<i>Miconia calvescens (magnifica)</i>	arbre (15 m)	mésophile/humide	INV
MORACEAE	<i>Castilla elastica*</i>	arbre	-	CULT/NAT
MORACEAE	<i>Ficus microcarpa</i>	arbre (25 m)	mésophile	CULT/NAT
MYRSINACEAE	<i>Ardisia elliptica (humilis)</i>	arbuste (4 m)	mésophile/humide	INV
MYRTACEAE	<i>Eucalyptus robusta</i>	arbre	-	CULT
MYRTACEAE	<i>Psidium cattleianum</i>	arbuste (6 m)	mésophile/humide	INV
MYRTACEAE	<i>Psidium guava</i>	arbre (10 m)	sec/mésophile	INV
MYRTACEAE	<i>Rhodomyrtus tomentosa</i>	arbuste (3 m)	mésophile/humide	NAT/INV ⁵
MYRTACEAE	<i>Syzygium (Eugenia) jambos</i>	arbre (15 m)	mésophile/humide	INV
MYRTACEAE	<i>Syzygium (Eugenia) cumini</i>	arbre (20 m)	mésophile	INV
OLEACEAE	<i>Jasminum fluminense</i>	liane	-	CULT
OLEACEAE	<i>Olea europea*</i>	arbre (10 m)	-	CULT
PASSIFLORACEAE	<i>Passiflora edulis*</i>	liane	mésophile	CULT/NAT
PASSIFLORACEAE	<i>Passiflora laurifolia*</i>	liane	mésophile/humide	CULT/NAT
PASSIFLORACEAE	<i>Passiflora suberosa</i>	liane	sec/mésophile	NAT
PINACEAE	<i>Pinus caribaea</i>	arbre (15 m)	mésophile	CULT/NAT
PINACEAE	<i>Pinus taeda</i>	arbre (30 m)	humide	CULT
PROTEACEAE	<i>Grevillea banksii</i>	arbre (8 m)	sec/mésophile	CULT
PROTEACEAE	<i>Grevillea robusta</i>	arbre (40 m)	sec	CULT/NAT
ROSACEAE	<i>Eriobotrya japonica</i>	arbre	-	CULT
ROSACEAE	<i>Pyracantha angustifolia</i>	arbuste (4 m)	mésophile	CULT
RUBIACEAE	<i>Cinchona pubescens (succirubra)*</i>	arbre (10 m)	-	CULT/NAT ⁶
SAPOTACEAE	<i>Chrysophyllum oliviforme</i>	arbre	-	CULT
VERBENACEAE	<i>Citharexylum spinosum</i>	arbre (20 m)	humide	CULT
VERBENACEAE	<i>Lantana camara</i>	arbuste (3 m)	sec/mésophile	INV
ZINGIBERACEAE	<i>Hedychium coronarium</i>	herbe (2 m)	humide	CULT/NAT
ZINGIBERACEAE	<i>Hedychium flavescens</i>	herbe (2 m)	humide	CULT/NAT
ZINGIBERACEAE	<i>Hedychium gardnerianum</i>	herbe (2 m)	humide	CULT/NAT ⁷

¹ envahissant sur l'île de Makatea seulement (J. Florence, comm. pers. 1997)

² envahissant localement aux îles Marquises (J. Florence, comm. pers. 1997) et sur l'atoll de Fangataufa aux Tuamotu où il montre une "extension anarchique plutôt négative car il a tendance à stériliser le sous-bois et à provoquer le départ des oiseaux" (Bablet *et al.* 1993: 281)

³ envahissant sur l'atoll de Hao dans l'archipel des Tuamotu uniquement (M. Guérin, comm. pers. 1997)

⁴ envahissant sur les îles de Mangareva, Akamaru, Taravai dans l'archipel des Gambiers (J. Florence, comm. pers. 1997)

⁵ envahissant sur l'île de Raiatea seulement (J.-Y. Meyer, obs. pers.)

⁶ en début d'invasion sur le plateau de Taravao à Tahiti (J.-Y. Meyer, obs. pers.)

⁷ une seule station connue dans la vallée de la Fautaua à Tahiti (J. Florence, comm. pers. 1997)

Les tableaux qui suivent présentent : (1) le cas d'espèces végétales envahissantes dans l'un des deux groupes d'îles et absent dans l'autre (**Tableau 2.** et **Tableau 3.**) dont il faudrait à tout prix interdire l'introduction (volontaire ou accidentelle) dans le groupe d'îles où il n'est pas encore présent. L'arrivée en PF de la Mélastomatacée *Clidemia hirta* ("Koster's curse"), de l'arbre *Myrica faya* ("Fire tree") ou de la ronce *Rubus argutus* ("Florida prickly blackberry") serait une réelle catastrophe pour les milieux naturels encore intacts ; (2) le cas d'espèces végétales envahissantes en PF et potentiellement envahissantes à HA (**Tableau 4.**) ; (3) le cas d'espèces potentiellement envahissantes dans les deux groupes d'îles (**Tableau 5.**) dont il faudrait suivre avec attention le comportement futur, voire procéder à une éradication précoce.

Tableau 2. Liste des plantes envahissantes majeures de HA (d'après Smith 1985, 1990) qui sont absentes de PF

Famille	Nom scientifique	Forme biologique (taille max.)	Type d'habitat
LEGUMINOSAE	<i>Andropogon virginicus</i>	herbe (1 m)	mésophile
MELASTOMATACEAE	<i>Clidemia hirta</i>	arbuste (3 m)	mésophile/humide
MYRICACEAE	<i>Myrica faya</i>	arbre (8 m)	mésophile/humide
PASSIFLORACEAE	<i>Passiflora mollissima</i>	liane	mésophile
ROSACEAE	<i>Rubus argutus</i>	arbuste	mésophile/humide

Tableau 3. liste de plantes envahissantes de PF qui sont absentes à HA (d'après Neal 1965, Wagner *et al.* 1990).

Famille	Nom scientifique	Forme biologique (taille max.)	Type d'habitat
CECROPIACEAE	<i>Cecropia peltata</i> *	arbre (10 m)	mésophile
CONVOLVULACEAE	<i>Merremia peltata</i>	liane	sec/mésophile
LEGUMINOSAE	<i>Mimosa diplotricha (invisa)**</i>	arbuste (2 m)	sec/mésophile

**Cecropia peltata*, appelé communément "parasolier" ou "faux-ricin" en FP, est absent de HA bien que cité dans la liste des plantes envahissantes à HA par Smith (1985) et Neal (1965). Il s'agit en fait de l'espèce *Cecropia obtusifolia* (Wagner *et al.* 1990).

***Mimosa diplotricha* (= *M. invisida*), appelée communément "sensitive géante", figure sur la liste des plantes potentiellement envahissantes à HA (Smith 1985) en raison de son comportement très envahissant dans les îles Mariannes à Rota, Tinian et Saipan (Cronk & Fuller 1995), aux Samoa et Fiji (Whistler 1995), en Nouvelle-Guinée et en Nouvelle-Calédonie (Waterhouse & Norris 1987). Bien que non naturalisée à HA (Wagner *et al.* 1990), elle fait néanmoins partie de la "Federal Noxious Weed" (USDA) et de la "State Noxious Weed List" du HDOA. On trouve *M. diplotricha var. inermis* Adalb. en culture à HA comme plante de couverture (Neal 1965: 413). Cette variété sans épine, également trouvée aux Philippines et en Indonésie (Holm *et al.* 1977: 328), présente une (fâcheuse !) tendance à se transformer en forme épineuse, comme on l'a observé au Cameroun (Waterhouse & Norris 1987).

Tableau 4. Liste des plantes envahissantes de FP qui sont présentes à HA (d'après Neal 1965, Wagner *et al.* 1990) mais non considérées comme envahissantes à HA.

Famille	Nom scientifique	Forme biologique (taille max.)	Type d'habitat	Statut à HA
BIGNONIACEAE	<i>Tecoma stans</i>	arbre (10 m)	sec/mésophile	CULT/NAT
CYPERACEAE	<i>Cyperus rotundus</i>	herbe (0,6 m)	sec/mésophile	NAT
ROSACEAE	<i>Rubus rosifolius</i>	arbuste (2 m)	humide	NAT
VERBENACEAE	<i>Stachytarpheta urticifolia</i>	herbe (0,2 m)	mésophile	NAT

Tableau 5. Quelques envahisseurs potentiels à HA et en PF non cités dans les listes précédentes.

FAMILLE	Nom scientifique	Forme biologique (taille max.)	Type d'habitat	Statut en PF	Statut à HA
ACANTHACEAE	<i>Odontonema strictum</i> (tubaeforme)	herbe (2 m)	mésophile/humide	CULT/NAT	CULT/NAT
ACANTHACEAE	<i>Sanchezia nobilis</i> (speciosa)	herbe (2 m)	mésophile/humide	CULT/NAT	CULT
CHRYSOBALANACEAE	<i>Chrysobalanus icaco</i>	arbuste (5 m)	sec/mésophile	CULT/NAT	CULT
LAURACEAE	<i>Cinnamomum verum</i> (zeylanicum)	arbre	mésophile	CULT/NAT	NAT
PALMAE	<i>Licuala grandis</i>	arbuste (4 m)	sec/mésophile	CULT/NAT	CULT

III. ÉTUDE DE CAS

Afin de comparer plus en détail les plantes envahissantes et potentiellement envahissantes de PF et de HA, nous avons choisi de développer quelques exemples particuliers qui fournissent des éléments particulièrement intéressants à la fois pour expliquer les processus d'invasion biologique dans les îles polynésiennes, et pour illustrer les stratégies et les techniques de gestion appliquées à ces espèces envahissantes (quand elles existent).

Ces exemples illustrent également les multiples difficultés auxquelles sont confrontés les chercheurs et les gestionnaires des invasions en milieu naturel.

III.1. Plantes envahissantes communes à HA et PF

***Ardisia elliptica* Thunb. (= *A. humilis* Mez) (Figure 2)**

Originaire du Sri Lanka (Wagner *et al.* 1990) et de Malaisie selon plusieurs auteurs (Clay & Hubbard 1987, Friedman 1994, Slumer 1988), bien que l'espèce ne soit pas citée dans la flore de Malaisie qui compte 57 espèces de *Ardisia* d'après "Flora of Malaysia" de Ridley (1957), cet arbuste pouvant atteindre 10 m de haut dans sa zone d'origine (Sleumer 1988) est connu pour être particulièrement envahissant à HA (sous le nom commun de "Shoebutton ardisia") (Smith 1985), à Tahiti (Meyer & Florence 1996), à Rarotonga (McCormack & Künzle 1995) et est naturalisé et en cours de dissémination aux Seychelles où il a été introduit en 1915 comme ornemental dans un jardin botanique (Friedman 1994).

A. elliptica occupe en général les forêts secondaires mésophiles et les parties basses de forêts humides entre 5 et 550 m (Wagner *et al.* 1990) où il forme des couverts denses monospécifiques, comme ceux observés dans les basses vallées à Raiatea (l'espèce y est décrite comme un "pionnier très agressif en station ouverte, envahissant aussi en forêt secondaire où il tend à devenir exclusif", Florence 10344, BISH 642098) ou de Mataiea à Tahiti, dans la vallée de Manoa à O'ahu ou encore dans la Takitumu Conservation Area à Rarotonga (Meyer, obs. pers.). *A. elliptica* montre souvent une reproduction prolifique avec la formation d'un tapis de plantules au sol.

La réussite de cette espèce tient en grande partie à sa grande tolérance aux sols pauvres, ce qui lui a valu d'être cultivé de façon intensive pour la reforestation dans les années 30 à HA (Degener 1939). Elle montre également une grande adaptation à la fois aux zones très humides ou aux zones très sèches, et est capable de se développer dans les endroits très ensoleillés ou très sombres (Clay & Hubbard 1987). Une autre caractéristique de *A. elliptica* est qu'il peut se reproduire de façon extrêmement précoce : il n'est pas rare de voir des individus ne mesurant pas plus de 1 m de haut et portant des grappes de fruits charnus. Ces baies de couleur violette à noire à maturité, de 8-10 mm de diamètre (Sleumer 1988), se révèlent être très attractives pour les oiseaux frugivores et sont activement dispersées à HA par le bulbul à ventre rouge *Pycnonotus cafer* (Smith 1985).

Appelé localement "ati popa'a" en PF, en raison de ses feuilles rappelant le "ati" ou "tamanu" (*Calophyllum inophyllum*), *A. elliptica* a été introduit et cultivé à Raiatea au début des années 1920 (Moore 190, BISH 79276) vraisemblablement pour en faire de la confiture avec ses fruits (É. Brotherson, comm. pers.). Un pied étiqueté subsiste encore dans le jardin botanique Harrison Smith de Papeari où il était cultivé en 1939 (d'après le fichier personnel de H. W. Smith). Il est remarquable de noter que déjà, en 1960, J. Barrau le considère comme un "arbuste envahissant" à Tahiti (Barrau 2003, BISH 446677).

Une espèce voisine dont l'introduction devrait être formellement interdite en PF (elle déjà présente aux Seychelles (Friedman 1994), et à HA où elle a été introduite comme ornementale dans les années 30 et est actuellement naturalisée dans les forêts mésophiles perturbées, Wagner *et al.* 1990) est *Ardisia crenata*, un arbuste plus petit (entre 0,5 et 1,5 m de haut), originaire d'Asie du Sud-Est, et facilement reconnaissable à ses marges crénelées. Cette espèce voisine, dont les fruits sont également dispersés par les oiseaux dans les vestiges de la forêt naturelle, est considérée comme très envahissante à la Réunion (Lavergne 1978) et "l'une des pestes les plus nuisibles de certaines zones forestières de l'île Maurice" (Bossier *et al.* 1981).

Les méthodes de lutte contre *A. elliptica* utilisées à HA par les techniciens du TNCH et de l'US Army ("The Army Natural Resources") sont essentiellement l'arrachage des plantules et le traitement chimique avec un herbicide (triclopyr de marque "Garlon 3A") sur des souches d'arbres fraîchement coupées, en faisant un suivi de ces souches en raison de la capacité de *A. elliptica* de se régénérer facilement. Les essais avec des capsules de glyphosate ("Round-Up")

injectées dans le tronc grâce à un harpon ("EZJECT") et les essais d'aspersion à la base des troncs avec du "Garlon 4A" n'ont pas été efficaces.

Figure 3. *Ardisia elliptica* (in O. Degener, 1939, Flora Hawaiiensis, fam. 290)

***Miconia calvescens* DC (= *M. magnifica* Triana)**

Déclaré "espèce nuisible" en Polynésie française depuis 1990 (Arrêté N°290 CM), cet arbre pouvant atteindre 15 m de haut et originaire des forêts tropicales d'Amérique centrale, fait partie de la "Noxious Weed List" du HDOA depuis 1992 (d'après le "Hawaii Administrative Rules, Title 4, Subtitle 6, Chapter 68, Noxious Weed Rules", M. O. Isherwood, comm. pers.). Les résultats scientifiques et techniques exposés par les intervenants de HA et de PF lors de la "1ère Conférence Régionale sur la Lutte contre Miconia", qui s'est tenue à Papeete en Août 1997 (Meyer & Smith, en prép.), ont montré que *M. calvescens* est actuellement présent dans 6 îles de PF (Tahiti, Moorea, Raiatea, Tahaa, Nuku Hiva, Fatu Iva) et dans 4 îles de HA (Hawai'i, Kaua'i, Maui et Oa'hu) avec des surfaces envahies supérieures dépassant 70 000 ha à Tahiti et atteignant 100 000 ha à Hawai'i. *M. calvescens* est capable d'envahir les forêts secondaires de basse altitude jusqu'aux forêts naturelles de moyenne et haute altitude jusqu'à 1300 m à Tahiti, forme des couverts denses monospécifiques empêchant toute régénération des plantes indigènes et endémiques, ce qui en fait la peste végétale principale de FP et l'une des menaces les plus sérieuses pour HA.

Le succès de *M. calvescens* tient à une combinaison de caractéristiques bio-écologiques propres à l'espèce (croissance rapide pouvant atteindre 1,5 m en hauteur par an, reproduction prolifique avec des millions de graines produites par individu reproducteur et au moins trois saisons de reproduction par an, longévité de la banque de graines dans le sol dépassant 4 ans, germination des graines dans une large gamme de quantité et de qualité de lumière, auto-reproduction facultative) et des caractéristiques particulières de la zone envahie (absence d'ennemis naturels, pluviométrie abondante, sols acides, faible hauteur de la canopée) (Meyer 1994, Meyer sous presse, Meyer en prép.).

Le cas de l'invasion par *M. calvescens* illustre parfaitement bien le phénomène dit de "facilitation" entre plusieurs espèces introduites (appelé aussi "coincidental invasion" en anglais) : les fruits charnus de *M. calvescens* sont en effet activement dispersés en PF par *Zosterops lateralis*, un petit passériforme introduit en 1937 (la même année que la plante !), et à HA par *Zosterops japonicus* également introduit en 1929.

La gestion de *M. calvescens* sur le terrain se heurte principalement aux moyens de dispersion variés de l'espèce, notamment à la très petite taille de ses graines (< 1 mm) qui peuvent être transportées de façon accidentelle dans du sol "contaminé" (crampons de chaussures, roues de véhicules, plantes en pot). La grande inertie des pouvoirs publics et des autorités locales pendant plusieurs dizaines d'années après l'introduction de *M. calvescens* en PF ou à HA a été aussi déterminante pour expliquer le succès de cette plante (Meyer, en prép.) : il est assez ironique de noter que, lors de l'atelier de travail intitulé "Priorities for Research on Alien

Plants" organisé par le HDOA à Honolulu en 1993, de nombreux conférenciers considéraient *M. calvescens* comme l'une des pestes végétales parmi de nombreuses autres à HA (A. C. Medeiros, comm. pers.). Les survols en hélicoptère effectués à Maui et à Hawai'i en 1994-96 ont révélé ensuite l'ampleur de l'invasion à HA avec la découverte de multiples foyers d'infestation et d'une surface envahie bien plus importante que celle estimée auparavant.

Les différents traitements chimiques utilisés contre *M. calvescens* depuis 1992 en PF et à HA (badigeonnage ou pulvérisation des souches avec des herbicides -mélange de triclopyr et de 2,4-D en PF, utilisation de glyphosate "Garlon 3A" et "Garlon 4" à HA- ; aspersion d'herbicide sur les arbres situés en canopée grâce à un hélicoptère ; utilisation de harpons ("EZJECT") injectant des balles de "Round-Up") ne sont envisageables que sur de petites surfaces envahies, sont coûteuse et nécessitent un personnel bien formé. Des campagnes d'arrachage manuel menées depuis plusieurs années dans les îles peu envahies de Raiatea et Tahaa en PF (plus de 700 000 plants arrachés entre 1992 et 1997) ont permis d'arrêter la progression de l'espèce mais pas de l'éradiquer complètement en raison de la difficulté de repérer et de détruire tous les arbres reproducteurs (Meyer & Malet 1997). Il semble que seule la lutte biologique pourrait freiner l'extension de cette peste végétale dans les deux archipels : des essais avec un agent pathogène, apparemment spécifique à *M. calvescens* (*Colletotrichum gloesporioides* f. *miconiae*) d'après les tests effectués en laboratoire au HDOA, sont actuellement en cours sur le terrain à HA (Killgore, comm. pers. 1997).

***Psidium cattleianum* Sabine**

Originnaire d'Amérique tropicale, le goyavier de Chine (ou "Strawberry guava", "Chinese guava") est l'une des pestes végétales que l'on retrouve dans la majorité des îles océaniques tropicales : Mascareignes (Bossier *et al.* 1981), Seychelles (Friedman 1994), îles Norfolk (Cronk & Fuller 1995), HA et PF où elle a été souvent introduite pour ses fruits comestibles et forme actuellement des couverts denses monospécifiques empêchant la régénération des espèces indigènes par son ombrage et peut-être même par un phénomène d'allélopathie (émission par certaines parties de la plante -feuilles, racines- de substances toxiques pour le développement d'autres plantes).

Il existe trois formes de *P. cattleianum*, l'une à fruit petit et rouge-pourpre et les deux autres à fruits jaunes (*P. cattleianum* f. *lucidum* et *P. c.* var. *littorale* = *P. littoralis* Raddi) plus communes sur la zone côtière dans leur région d'origine au Brésil (Hodge 1988). Curieusement, c'est la forme à fruits rouges peu commune dans sa zone d'origine (trouvée en forêt entre 700-800 m au Brésil, Hodge 1988) qui est fortement envahissante et envahit les forêts mésophiles et humides entre 15 et 1220 m à HA (Wagner *et al.* 1990).

Considérée comme "la pire peste végétale à HA" (Smith 1985: 200), le goyavier de Chine tient sa réussite à la production d'une quantité énorme de fruits charnus, de 2-3 cm de diamètre (Wagner *et al.* 1990), dispersés par les cochons sauvages, les oiseaux et les rongeurs frugivores, et à sa capacité de se reproduire de façon végétative (ou clonale) par de multiples repousses à partir de ses racines. Des études récentes ont montré que son établissement en

forêt naturelle est possible sans aucune perturbation du sol (Foster-Huennecke & Vitousek 1990), comme pour *M. calvescens*.

P. cattleianum aurait été introduit à HA en 1825, et à Tahiti en 1840 par Johnstone sous le nom de *Psidium sinensis* (Jacquier 1960). Extrêmement envahissant dans toute l'île de Tubuai, des zones de basse altitude jusqu'aux sommets (Florence & Sykes 11136, PAP sans numéro), on peut observer des couverts denses sur le plateau de Taravao, sur la côte Est (vallée de Faatautia) et des tâches importantes dans la vallée de la Punaruu (J.-Y. Meyer; obs. pers.).

Différentes techniques de lutte chimique ont été essayées à HA par TNCH, US Army, HAVO: application d'herbicide sur des souches d'arbres coupés, sur des troncs écorcés ; injection de capsules d'herbicide) avec différents types d'herbicides (2,4-D, dicamba, glyphosate, triclopyr et picloram). Des applications foliaires de triclopyr ("Garlon") permettent de venir à bout des plantules. La lutte manuelle est considérée comme inefficace à HA et seule la lutte biologique semble envisageable pour des zones très envahies : il existe de nombreux insectes défoliateurs dans la zone d'origine de *P. cattleianum* (Hodge 1988) mais elle se révélera délicate (conflits d'intérêt) en raison de la culture du goyavier *Psidium guajava* très prisé à HA.

III.2. Plantes envahissantes en PF et potentiellement envahissantes à HA

***Rubus rosifolius* Sm (Figure 3)**

Le succès des espèces du genre *Rubus* (qui comprend environ 2000 espèces trouvées aussi bien dans le pays tropicaux que tempérés) dans les îles où elles ont été introduites, tient en grande partie à la biologie de leur reproduction : la plupart des espèces est en effet capable de se reproduire de façon apomictique (il s'agit souvent d'une apomixie facultative, ce qui leur permet de conserver les avantages de la reproduction sexuée) (Kjargaard 1994) et leurs fruits sont activement dispersés par les oiseaux frugivores. Ce sont également des plantes pérennes qui se reproduisent végétativement par stolons (Engard 1945). Parmi les espèces envahissantes du genre *Rubus* figurent *R. alceifolius* Poiret (= *R. moluccanus* L.) dans les Mascareignes (Lavergne 1978), *R. cuneifolius* et *R. fruticosus* en Afrique du Sud (Henderson 1995), ou *R. niveus* aux Galápagos (A. Mauchamp, comm. pers 1995) qui forment toutes des massifs impénétrables en raison de leur tiges épineuses.

R. rosifolius est une ronce originaire d'Asie (Wagner *et al.* 1990) trouvée, d'après les spécimens d'herbier conservés à l'herbier du MNHN de Paris [P], en Chine (Tsang 28555), au Viêt-nam et au Cambodge où elle a été collectée en bord de sentier jusqu'à 1800 m d'altitude (Poilane 25416), parfois en "extrême abondance" (Poilane 18969) et jusqu'à 1500 m au Sri Lanka en forêt secondaire de montagne (Waas 996)

Appelée localement "thimbleberry" à HA et "framboisier" en PF, *R. rosifolius* n'est pas incluse dans la liste des 86 pestes végétales de HA (Smith 1985), ni dans les listes plus récentes de plantes envahissantes à HA que nous avons consultées, contrairement aux autres espèces du même genre présentes à HA (notamment *R. argutus* (= *R. penetrans*), ou "Florida prickly

blackberry", considérée comme une mauvaise herbe extrêmement envahissante, et *R. ellipticus* ou "Yellow Himalayan raspberry très largement naturalisée) et bien qu'elle soit considérée comme très répandue à HA (**Tableau 6**). L'espèce est seulement considérée comme une "mauvaise herbe commune" (Wagner *et al.* 1990). Selon O. Degener (1936), *R. rosifolius* aurait été introduite à HA en provenance de Jamaïque dans les années 1880, "s'est échappée des cultures et est devenue indésirable dans les pâturages et les zones boisées ouverte". L'espèce semble présenter des fluctuations de populations, en se révélant être "très abondante certaine années et d'autres années la plupart des plantes succombent aux ravages d'un champignon" (Degener, *op.cit.*).

Tableau 6. Statuts des espèces du genre *Rubus* à HA (d'après Kjargaard 1994).

Espèce	Date d'introduction	Lieu d'introduction	Statut à HA
<i>R. argutus</i>	< 1894	Hawai'i	très répandu
<i>R. discolor</i>	< 1983	O'ahu, Maui, Hawai'i	localement naturalisé
<i>R. ellipticus</i>	vers 1961	HAVO, Hawai'i	naturalisé en expansion
<i>R. glaucus</i>	années 1960	HAVO, Hawai'i	localement naturalisé
<i>R. niveus</i>	1965	Maui	localement naturalisé
<i>R. rosaefolius</i>	années 1880	Hawai'i	très répandu
<i>R. sieboldii</i>	< 1971	Kaua'i, Hawai'i	localement naturalisé
<i>R. ulmifolius</i>	< 1969	Hawai'i	inconnu

Cependant, une étude récente (Gerrish *et al.* 1992) remet en cause le statut de cette espèce à HA en montrant : (1) que *R. rosifolius* est présente dans les 6 principales îles de HA et est la seule espèce du genre *Rubus* à être présente sur l'île de Lana'i où elle y est naturalisée ; (2) qu'elle a la plus large répartition écologique dans le genre *Rubus* à HA, trouvée de 0 à 2000 m (contre 550 à 1550 m pour *R. argutus*) et dans des zones où la précipitation varie entre 1000 et 10000 mm/an (contre 6000 à 10000 mm/an pour *R. argutus*); (3) qu'elle n'est pas limitée par le type de végétation et est aussi bien trouvée en forêt secondaire qu'en forêt naturelle ; (4) qu'on la dit capable d'envahir les forêts naturelle uniquement après perturbations selon Van Royen (1969) en Nouvelle-Guinée, qu'elle colonise les trouées et disparaît après fermeture de la canopée, alors qu'elle a été trouvée à HA dans des sites avec une canopée fermée ; (5) qu'elle n'a pas terminé son expansion ni atteint ses densités potentielles à HA ; (6) que des hybrides entre *R. rosifolius* et de la ronce endémique *R. sandwicensis* ont été observés, comme dans la réserve de Kipahulu au HALE (Meyer, obs. pers.), ce qui constitue une véritable "pollution génétique" non observée avec les autres espèces introduites du genre *Rubus* à HA.

Nous avons noté la présence de *R. rosifolius* en abondance dans la réserve scientifique de Kipahulu à Maui où elle forme de petites tâches principalement dans les petites trouées de lumière et les clairières, ainsi qu'au HAVO dans des zones où l'arbre envahissant *Myrica faya* a été éliminé (J.-Y. Meyer, obs. pers.).

A Tahiti, *R. rosifolius* envahi les zones mésophiles et humides, notamment les forêts de nuage où elle forme des fourrés denses impénétrables. Espèce pionnière typique, aux fruits dispersés par les oiseaux et par les rongeurs frugivore, elle colonise rapidement les zones perturbées, comme les environs des antennes du Mont Marau vers 1400 m en 1981 (Fosberg 61100, BISH

604033), mais son explosion démographique à Tahiti ferait suite aux cyclones de 1982-83 (J. Florence, comm. pers.). Sur l'île de Moorea, J. Florence la signale envahissante dans le district de Afareiatu en forêt ripicole à *Hibiscus-Freycinetia* au delà de 300 m (Florence 7819, PAP sans numéro) et l'espèce remonte sous le sommet du Mont Mouaputa jusqu'à 800 m d'altitude alors qu'elle y était absente en 1983. *R. rosifolius* a même été observée en train de coloniser le plus haut sommet de Tahiti, le Mont Orohena situé à 2241 m, complètement dénudé après son incendie de 1993 (J.-Y. Meyer, obs. pers.). L'espèce a été volontairement introduit à Hiva Oa aux Marquises, très récemment (notée pour la première fois en 1989 près de l'aéroport, M. Guérin, comm. pers.) et commence à s'étendre notamment sur les pentes du Mont Ootua (Meyer 1996b). A Raiatea, elle est signalée dès 1982 dans le domaine de Faaroa où elle est "localement abondant en forêt secondaire sur sols rouges altérés" (Fosberg & Sachet 63144, P). La date de première introduction de *R. rosifolius* en PF n'est pas connue avec précision mais l'espèce a été collectée à Rapa dès 1926 "où elle aurait été introduite volontairement par M. Maireau" (Fosberg 11380, BISH 173123).

Comme pour les espèces envahissantes précédemment étudiées, il existe de nombreuses méthodes d'élimination manuelle et chimique des espèces du genre *Rubus* : arrachage des jeunes plants et recépage des plants adultes puis pulvérisation des repousses à La Réunion contre *R. alceifolius* (Sigala 1997), pulvérisation des tiges et des feuilles avec un herbicide contre *R. argutus* à HA. La lutte biologique contre les espèces du genre *Rubus* a été également envisagée à HA, mais la plupart des agents pathogènes ont des hôtes variés et sont peu spécifiques (Gardner & Davies 1982) ce qui cause un risque écologique pour les deux espèces endémiques de HA, *R. hawaiiensis* A. Gray et *R. macrei* A. Gray, bien que celles-ci appartiennent à un sous-genre différent de celui des espèces introduites (Gardner *et al.* 1995). Un programme de lutte biologique contre *R. alceifolius* débute actuellement à l'île de la Réunion, mené par le CIRAD (D. Strasberg, comm. pers. 1997).

***Tecoma stans* (L.) Juss ex. Kunth (= *Stenolobium stans* (L.) Seem)**

Originaire du Sud des Etats-Unis (Arizona, Floride) jusqu'en Amérique centrale en passant par les Antilles, cet arbuste qui peut atteindre 10 m de haut (Wagner *et al.* 1990) est cultivé à HA comme plante ornementale en raison de ses fleurs jaunes (d'où son nom commun de "Yellow bells") au moins depuis 1929 (Forbes 52, BISH 42995). Il s'est naturalisé de façon éparsée dans les zones sèches et mésophiles des îles de O'ahu, Maui et Hawai'i (Wagner *et al.*, *op.cit.*), et a été récemment observé à Kaua'i (D. Lorence, comm. pers. 1997), sans présenter de caractère envahissant. *T. stans* est, par exemple, cultivée au Waimea Arboretum & Botanical Garden de O'ahu depuis 1974, produit une grande quantité de fleurs et de gousses sans montrer de signes de naturalisation dans le jardin botanique (J.-Y. Meyer, obs. pers.), car très peu de plantules sont observées (D. Orr, comm. pers. 1997).

En PF où il a été introduit en 1845 par Johnstone, il fait actuellement partie des principales pestes végétales des zones sèches et mésophiles. F. R. Fosberg l'avait déjà signalé abondant en

1934 "dans quelques vallées profondes du Nord de Tahiti" (Fosberg 1992) et en Micronésie où l'espèce est largement naturalisée (Fosberg *et al.* 1993).

Figure 3. *Rubus rosifolius* (in O. Degener, 1936, Flora Hawaiiensis, fam. 167)

III.3. Plantes envahissantes à HA et potentiellement envahissantes en PF

***Cyathea cooperi* (Hook. ex F. Muell.) Dom.**

Cette fougère arborescente, originaire de la région du Queensland en Australie (d'où son nom commun de "Australian tree fern"), est cultivée à HA depuis les années 1960 comme plante ornementale dans les jardins privés et les jardins botaniques (Neal 1965). Très populaire en horticulture à cause de son port arborescent et de sa plus grande tolérance aux conditions chaudes et sèches que les espèces de fougères arborescentes indigènes de HA (*Cibotium spp.*), elle est parfois confondue avec *C. australis* (R. Br.) Copel. (Neal 1965) qui est également présente dans quelques collections privées et en jardin botanique mais plus rarement cultivée. *C. cooperi* se distingue notamment par la présence de deux types d'écaillés le long du stipe (les petites ont une couleur noire et les grandes sont pâles ou blondes).

Dans sa région d'origine en Australie, elle est trouvée en forêt tropicale humide et se comporte comme une espèce pionnière dans les trouées de lumière et le long des rivières et des pistes (Medeiros *et al.* 1992). *C. cooperi* est connue comme étant particulièrement envahissante à l'île Maurice, où dans les dernières dix années, elle a colonisé la forêt naturelle humide et a remplacé deux fougères arborescentes indigènes *C. exelsa* et *C. bourbonica* (Lorence & Sussman 1988). Elle est naturalisée à HA dans les îles de Kaua'i, O'ahu et Maui : à Kaua'i, on la trouve entre 550 et 1130 m d'altitude, plus particulièrement dans le district de Koke'e en forêt naturelle mésophile à *Acacia koa/Metrosideros polymorpha* ; à O'ahu, elle s'est échappée dans les années 50 du Lyon Arboretum pour s'établir dans les forêts secondaires humides de la vallée voisine de Manoa ; mais c'est à Maui où la situation semble la plus problématique : en 1987, une population d'au moins 2000 individus a été découverte en forêt naturelle humide dans la vallée de Kipahulu entre 600 et 730 m d'altitude, à plus de 12 km de la pépinière où elle était cultivée, ce qui prouve que *C. cooperi* peut se disperser sur de grandes distances grâce à ses spores (Medeiros *et al.* 1992).

En raison de sa croissance rapide (jusqu'à 1 m en hauteur par an), la formation de couverts denses et la suppression des espèces indigènes en sous-bois, *C. cooperi* est actuellement considérée comme une menace très sérieuse pour les forêts naturelles de HA (Medeiros *et al.* 1992). Cependant et malgré les recommandations des biologistes de l'USGS/BRD, elle n'a pas été encore déclarée légalement nuisible à HA et y est toujours cultivée comme ornementale. Il existe en effet un fort "lobbying" de la part de l'industrie horticole ("green industry" en anglais) à HA qui trouve un intérêt majeur dans la vente de cette fougère arborescente. Une très belle "station" de plusieurs dizaines de pieds plantés peut être d'ailleurs observée dans

l'hôtel Aston Wailea Resort de Maui (J.-Y. Meyer, obs. pers.) où s'est déroulée la "Hawaii Conservation Conference" en 1997...

C. cooperi a été introduite à Tahiti comme plante ornementale et est cultivée en pépinière, notamment sur le plateau de Taravao, pour être vendue à des particuliers. On la retrouve ainsi plantée dans quelques hôtels comme le Beachcomber de Moorea (J.-Y. Meyer, obs. pers.). Nous avons demandé au Service Phytosanitaire d'interdire toute nouvelle introduction de "Australian tree fern" et conseillé aux horticulteurs de ne plus vendre cette plante qui ne semble pas encore s'être naturalisée à Tahiti, bien que des plantules aient été observées dans la pépinière de Taravao. Cet exemple a montré à HA, comme en PF, qu'il s'avère parfois très difficile de convaincre les horticulteurs quand on "s'attaque" à leur principale source de revenu, le commerce de plantes exotiques.

La lutte manuelle contre *C. cooperi* est délicate en raison des poils urticants qui recouvrent les frondes. Il est néanmoins possible d'arracher ou de déraciner les jeunes pieds, de couper les frondes à la machette, et de détruire le méristème terminal toujours avec la machette. Des essais d'application d'herbicide (triclopyr, 2-4D et dicamba) sur des souches coupées par le HALE (P. Weston & B. Haust, comm. pers. 1997) ont réussi. Une autre méthode efficace est d'asperger le méristème apicale avec un herbicide de type 2,4-D ou dicamba (les essais avec le triclopyr n'ont pas été concluants) sans couper la plante (TNCH, comm. pers. 1997) mais ceci suppose de pouvoir atteindre le sommet du tronc qui peut atteindre 4 m de haut (Medeiros *et al.* 1992).

***Schefflera actinophylla* (Endl.) Harms (Figure 4)**

Originaire du Queensland, de Nouvelle-Guinée et de Java où il peut atteindre la hauteur de 30 m, cet arbre est également trouvé comme épiphyte, perché à plus de 30 m de haut dans des arbres de la forêt tropicale humide (Graf 1992). Naturalisé dans les forêts secondaires de basse altitude à Fidji et Singapour (Frodin 1975), il est cultivé comme ornemental à HA depuis les années 1900, particulièrement dans l'agglomération de Honolulu (J.-Y. Meyer, obs. pers.), en raison de sa croissance rapide, des feuilles composées palmées et ses groupements de fleurs rouges produites sur de grandes inflorescences terminales (Degener 1946). Ses fruits multiples de 6-10 mm de long (Whistler 1995) sont activement dispersés par les oiseaux frugivores (Smith 1985). A HA, il est naturalisé dans les zones mésophiles perturbées (Wagner *et al.* 1990). Nous avons observé de véritables couverts monospécifique de cette arbre à O'ahu dans la vallée de Manoa (J.-Y. Meyer, obs. pers.).

Planté comme arbre ornemental dans toute l'île de Tahiti (*e.g.* la grotte de Maraa à Paea, le jardin botanique Harrison Smith à Papeari, l'agglomération de Papeete), on peut observer des plantules naturalisées dans la végétation secondaire à Papeari et l'espèce serait naturalisée dans les districts de Mataeia et Papeari (M. Guérin, comm. pers.). A Raiatea, nous avons observé des pigeons verts ou "u'upa" (*Ptilinopus purpuratus chrysogaster*) se nourrissant des fruits d'un grand arbre-ombelle situé dans la station du SDR (cet arbre a été coupé en 1994 sous nos recommandations). De nombreuses plantules ont été arrachées dans la pépinière du

SDR, ce qui prouve son important potentiel de colonisation. La méthode de contrôle recommandée par la Société australienne "Greening Australia" (<http://www.greenwork.org.au/exoplsp.htm>, version du 09/12/96) est un arrachage manuel et un séchage sur le site ou le traitement sur souche et le traitement foliaire avec du glyphosate.

Figure 4. *Schefflera actinophylla* (in Degener & Greenwell, 1951, New Illustrated Flora of the Hawaiian Islands, fam. 281)

***Rhodomyrtus tomentosa* (Aiton) Hassk. (Figure 5)**

Originaire des zones tropicales de l'Inde à l'Asie du Sud-Est jusqu'en Malaisie et les Philippines (Neal 1965, Wagner *et al.* 1990), cet arbuste de 3 m de haut est caractérisé par la pubescence qui recouvre ses jeunes tiges et ses feuilles, son fruit pourpre à maturité d'environ 1 cm de diamètre, et son odeur agréable (Graf 1992). Au Sri Lanka, on le trouve commun en zone côtière et sur les sols sableux et perturbés et plus rarement confiné dans les montagnes au-dessus de 1500 m (Ashton 1981). D'après les échantillons d'herbier que nous avons consultés au MNHN de Paris [P], c'est un arbuste dominant dans certaines localité de Thaïlande sur des sols sableux au niveau de la mer (Geesink & Santisuk 5264), sur les collines de Hong-Kong (Bodinier 612), abondant ou très commun dans plusieurs régions de Chine et du Viêt-nam sur des sols sableux et secs (Lei 531, Lau 1281, Tsang 23079) ou argileux et sec (Lei 747, Tsang 29030) où il forme des véritables buissons jusqu'à 2 m de haut, mais trouvé également en bordure de zone humide au Cambodge (Schimid sans numéro). Il a été collecté jusqu'à 800 m d'altitude au Viêt-nam (Schmid 991) et 1300 m en Thaïlande en bordure de forêt (Hansen, Seidenfaden & Shitinand 11377)

Introduit à HA avant 1920 pour ses fruits qui font "des confitures, gelées et tartes délicieuses" (Dgener & Greenwell 1950), il a été déclaré "espèce nuisible" à HA ("Noxious Weed List") car il forme des fourrés impénétrables dans les pâturages et les zones perturbées (Haselwood & Motter 1991). Ses fruits sont dispersés à HA par les oiseaux frugivores (Smith 1985). Cultivé dans toutes les principales îles de HA, il est naturalisé dans les forêts mésophiles perturbées aux forêts humides et plus rarement en bordure de marécages entre 200 et 640 m d'altitude à Kaua'i, O'ahu et Hawai'i (Wagner *et al.* 1990). Les zones les plus envahies sont trouvées sur l'île de Kaua'i aux environs du cratère de Kilohana (Smith 1985) et sur les collines qui bordent la route entre Lihue et Lanai où l'on peut voir des couverts monospécifiques (J.-Y. Meyer, pers. obs.). L'espèce aurait proliféré suite au cyclone Iniki qui a durement touché l'île de Kaua'i en 1991 (S. Perlman, comm. pers.).

Introduit en 1928 par Harrison Smith dans l'actuel jardin botanique de Papeari en 1928 (d'après le fichier personnel de H. W. Smith), il est appelé localement "féjoi" à Raiatea (É. Brotherson, comm. pers.). D'après É. Brotherson, il y aurait eu vers 1978 seulement 4-5 pieds plantés dans la "propriété Grosjean" (vallée de Tepua), près d'un captage. L'explosion des populations de *R. tomentosa* à Raiatea aurait fait suite à un incendie qui a ravagé cette propriété et a été colonisée par de nombreuses plantules. A. Whistler avait collecté un pied de 1,5 m vers 200 m sur la route menant au Temehani en 1981 (Whistler 4884, BISH 437864) ;

en 1990, l'espèce "paraît assez envahissant en lande arborée sur des sols rouges de pente faible" (Florence 10448, PAP sn) sur la piste Ouest menant au Temehani Rahi. Nous avons observé un pied en fleurs jusqu'à 550 m d'altitude sur le plateau du Temehani Ute Ute et détruit une plantule à 700 m se développant en bordure de rivière sur un substrat rocheux très humide (J.-Y. Meyer, obs. pers.). Des pieds reproducteurs sont également présents jusqu'à 300 m en bord de route qui mène au Temehani Rahi (piste Est). La réussite de *R. tomentosa* repose en particulier sur son système racinaire très superficiel avec une racine principale qui est capable de se développer latéralement dans du sol peu profond et des racines latérales très longues qui courent sous la surface du sol. L'espèce est connue pour se développer très bien à HA dans des sols bien drainés, ferrugineux et riche en aluminium que l'on trouve par exemple sur des collines à pente faible à Kaua'i (Plucknett *et al.* 1963). Ce qui expliquerait pourquoi cette espèce est capable de coloniser les plateaux du Temehani où le sol est ferrallitique, peu épais, fortement déssaturé (pauvres en éléments minéraux), très acide, extrêmement bien drainé en raison de sa perméabilité et qui contient beaucoup d'aluminium (soluble dans des conditions acides et toxiques pour la plupart des plantes).

Figure 5. *Rhodomlyrtus tomentosa* (in O. Degener, 1950, New Illustrated Flora of the Hawaiian Islands, fam. 273)

III.4. Plantes potentiellement envahissantes à HA et PF

***Odontonema strictum* (Nees) O. Kuntze**

Appelé parfois "bois indien" ou "bois genou" ("indian wood") en horticulture (Sylvain & Konczak, non daté), ou plus communément "odontonema" (Neal 1965, Clay & Hubbard 1987, Fosberg *et al.* 1993), cet herbe suffrutescente ou arbuste érigé pouvant atteindre 4 à 5 m de haut dans sa zone d'origine (Gibson 1974) est l'une des 20 (Bayley 1949) ou 30 (Wasshausen 1995) voire 40 espèces (Clay & Hubbard 1987, Gentry 1993) qui composent le genre *Odontonema* trouvé dans les forêts néotropicales.

Le statut taxonomique de cette espèce est incertain voire confus : les échantillons collectés à HA entre 1937 et 1987 sous le nom de *O. strictum* ont été renommés *O. cuspidatum* (Nees) O. Kuntze par D. C. Wasshausen et ceux collectés en PF ont été identifiés comme *O. tubiforme* (Bertol.) Kuntze par A. C. Smith. Dans la flore de Guatemala, D. N. Gibson (1974) regroupe *O. strictum*, *O. tubiforme* et *O. cuspidatum* en une seule espèce, *O. callistachyum* (Schelcht & Cham.) Kuntze. T. F. Daniel (1995), dans sa révision des odontonemas du Mexique, sépare distinctement *O. callistachyum* (aux fleurs à corolle rose-pourpre) de *O. cuspidatum* et de *O. tubaeforme* aux fleurs à corolle rouge (et non pas *O. tubiforme*, car Bertoloni aurait originellement utilisé le terme "tubaeforme", *i.e.* "en forme de trompette" et non "tubiforme", *i.e.* "en forme de tube" utilisé par les autres auteurs dont Durkee (1986)). Ici, nous préférons garder le nom horticole de *O. strictum* encore communément utilisé à HA (Neal 1965, Wagner *et al.* 1990, Herbst & Wagner 1992) et en FP.

O. strictum (*O. tubaeforme sensu* Daniels 1995) est originaire d'Amérique centrale, du Sud du Mexique au Guatemala en passant par le Honduras, Costa Rica, Panama, Nicaragua (Gibson 1974, Durkee 1986). L'espèce est trouvée au Guatemala "dans les forêts humides voire marécageuses entre 75 et 2800 m d'altitude" (Gibson 1974), et au Costa Rica "dans des trouées de lumière, le long des rivières et des pistes en forêt tropicale humide entre 50 et 1200 m" (Durkee 1986). Les fleurs de *Odontonema*, fortement colorées, au tube longs non parfumé, et avec de grande quantité de nectar sont typiquement adaptées pour la pollinisation par les oiseaux nectarivores ou "hummingbirds" (Gentry 1993, Stiles & Freeman 1993). Ce qui explique pourquoi l'espèce ne fructifie pas en PF (J.-Y. Meyer, pers. obs.) et à HA (Wagner *et al.* 1990) où elle a été introduite (cependant voir plus loin).

Tableau 7. Caractéristique bio-écologiques de 3 espèces de *Odontonema* indigènes au Mexique et cultivées comme ornementales (d'après Daniels 1995)

Espèce	Forme biologique	Phénologie	Habitat
<i>O. callistachyum</i>	Herbe pérenne ou arbuste atteignant 3.5 m (5 m) de haut, jeunes tiges glabres ou éparsément pubescentes, corolle rose-pourpre, tube de 17-30 mm de long, capsule 15-23 mm de long	fleurit d'octobre à juillet	pentons et le long des cours d'eau en forêt tropicale humide entre 40-1790 m d'altitude. Souvent cultivée à Mexico.
<i>O. cuspidatum</i>	Arbuste de 5 m de haut, jeunes tiges éparsément pubescentes, corolle rouge tube de 21-35 mm de long, capsule 16-27 mm de long	fleurit et fructifie toute l'année	pentons des forêts tropicales humides, forêts de montagne et forêt de nuage du niveau de la mer jusqu'à 1950 m. Très cultivée et s'échappe parfois des cultures.
<i>O. tubaeforme</i> (= <i>O. strictum sensu</i> Daniels 1995)	Arbuste de 3 m de haut, jeunes tiges pubescentes, corolle rouge, tube 24-33 mm de long	fleurit de janvier à juillet	pentons et crêtes des forêts tropicales humides, basses parties des forêts de montagne et des forêts de nuage entre 30 et 1650 m

O. strictum est très populaire en horticulture en raison de ses multiples tiges érigées, ses grandes feuilles d'un vert-brillant et ses inflorescences terminales à fleurs tubulaires rouge-sang (Clay & Hubbard 1987, Graf 1992). De plus, c'est un arbuste qui pousse rapidement, se transplante facilement par boutures et peut atteindre 2 m de haut aussi bien dans les zones ensoleillées qu'à l'ombre (Oakman 1975). Il nécessite cependant beaucoup d'humidité et préfère un climat frais et des sols riches (Clay & Hubbard 1987). Ironiquement, ces derniers auteurs insistent sur l'inconvénient de cette plante "qui peut se répandre si elle n'est pas entretenue".

Collectée pour la première fois à Honolulu en 1937, elle est très populaire à HA (O'ahu, Maui, Hawai'i et Kaua'i) comme ornementale, surtout cultivée pour en faire de haies (au campus de UH ou dans les jardins du HDOA par exemple, J.-Y. Meyer, obs. pers.) et trouvée jusque dans l'atoll éloigné de Midway (Herbs & Wagner 1992). Elle n'était pas considérée comme espèce

naturalisée, bien qu'observée parfois dans des zones perturbées en dehors des jardins, car aucun fruit n'avait été observé (Wagner *et al.* 1990). Cependant des fruits mûrs ont été récemment collectés sur cette espèce au NTBG à Kaua'i (Lorence *et al.* 1995) et l'espèce est clairement établie dans la végétation secondaires dans plusieurs endroits de Kaua'i (Lorence *et al.* 1995, J.-Y. Meyer, obs. pers.). Je l'ai trouvée naturalisée à O'ahu dans une pépinière abandonnée de la vallée de Kahili en mélange avec *Thelechiton* (*Wedelia*) *trilobata* et *Clerodendron philippinum* et surtout très envahissante dans le Wahiawa Botanical Garden : un tapis dense de plantes dont les plus grandes atteignant 2-3 m de haut recouvre un vallon de la partie basse et abandonnée du jardin botanique situé entre 250-300 m de haut et où la pluviométrie varie entre 1300-2000 mm par an (J.-Y. Meyer, obs. pers.).

En PF, les premières récoltes datent de 1927 à Raiatea et l'espèce a été plantée sur le plateau de Taravao en 1955 à partir de pieds trouvés dans le jardin botanique H. Smith selon J. Barrau, ce qui laisse présager une introduction originelle à Tahiti au jardin botanique où elle est d'ailleurs toujours présente (J.-Y. Meyer, obs. pers.). C'est une ornementale très populaire, trouvée par exemple dans les jardins de l'Assemblée territoriale à Papeete, les grottes de Maraa à Paea ou dans un jardin abandonné de Mahinarama vers 500 m d'altitude. Je l'ai trouvée envahissante sur la route du Mont Marau à environ 900 m dans un vallon perturbé en forêt de nuage à *Weinmannia-Freycinetia* et dans la basse vallée de Vaihia (Hitiaa) en forêt secondaire à *Hibiscus tiliaceus* et le long des pistes et des bananeraies. Déjà signalée sur ce site en 1987 par J. Florence, la plante semble avoir été plantée près de la route du Mont Marau pour signaler un pluviomètre et sa répartition s'est étendue avec plusieurs tâches le long de la route (J. Florence, comm. pers. 1997). *O. strictum* est aussi naturalisée à Akaapa sur l'île de Nuku Hiva et dans la vallée de Fahaa sur l'île de Tahaa également le long de rivière en forêt à *Hibiscus* (Florence 10496, PAP 3920). Elle a été collectée à Tubuai (Hallé 6633, P) en 1979 où elle était plantée comme ornementale et formait une haie en bord de chemin à Tamatoa. Je l'ai enfin vu naturalisée dans la vallée de Avarua à Rarotonga, en bord de rivière et en mélange avec une autre acanthacée envahissante identifiée comme étant *Justicia carnea* (McCormack & Küntzle 1985).

O. strictum illustre le cas d'une espèce introduite qui n'a jamais montré de signes d'envahissement ailleurs qu'en FP et à HA. C'est une espèce potentiellement envahissante et une menace pour la biodiversité de FP et HA en raison de ses caractéristiques bio-écologiques dans sa région d'origine (large répartition en forêt tropicale humide jusqu'à 1650 m d'altitude, capacité à se multiplier végétativement) et de son comportement dans les zones d'introduction (formation de fourrés denses à HA et en PF). D'après nos observations, il semblerait que seule la forme à style long (et anthères courtes) soit présente HA et en PF, contrairement aux échantillons provenant de sa zone d'origine consultés à [P] qui possèdent les deux morphes (style long et style court) ce qui empêcherait chez cette espèce hétérostyle toute reproduction sexuée et une dispersion plus rapide de l'espèce. Cependant la découverte de fruits à Kaua'i montre qu'une production de fruit (par apomixie ?) semble possible, ce qui est un signe particulièrement inquiétant.

Odontonema strictum (collectée comme *M. calvescens* au Mexique par le même collecteur, H. Hernandès en 1984, et dans la même localité de la région d'Oaxaca, Municipalité de Santa Maria Chimilapa au Mexique !) du fait de sa popularité comme ornementale en FP, HA, Cook mais également en Nouvelle Calédonie (McKee 1994), à Fiji (A. C. Smith 1985) est une espèce à surveiller avec beaucoup d'attention.

D'autres Acanthacées sont envahissantes ou potentiellement envahissantes à la fois en PF et à HA : *Thunbergia grandiflora* est une liane envahissante majeure à Singapour (Turner & Tan 1992) et en Australia où elle est considérée parmi les pestes végétales les plus destructives dans la région tropicale humide de la côte Est d'Australie (Humphries & Stanton 1992). En raison de ses grandes fleur blanches ou bleues, elle est cultivée comme ornementale à HA où elle est envahissante à Kaua'i (J.-Y. Meyer, pers. obs.) et plantée en plusieurs endroits de Tahiti (J.-Y. Meyer, pers. obs.) ; *Sanchezia parvibracteata*, originaire d'Amérique du Sud et caractérisée par ses feuilles avec une nervation de couleur jaune, se développe en conditions humides et peut atteindre 5 m de haut dans la région tropicale humide de la côte Est d'Australie (Humphries & Stanton 1992) où elle se multiplie végétativement par stolons comme *O. strictum*. Des tâches de quelques mètres à dizaine de mètre envahissent les forêts résiduelles humides ou les lisières de forêts généralement dans des sols très humides à marécageux (Humphries & Stanton 1992). *S. speciosa* J. Leonard appelée aussi *S. nobilis* J. D. Hook à HA (Neal 1965) et aux Fiji (A. C. Smith 1985) où il est naturalisé, est également cultivé à O'ahu et Kaua'i pour son feuillage aux nervures jaunes et s'est apparemment échappé des cultures car il se développe par voie végétative dans les zones mésophiles de basse altitude à Kaua'i (Lorence *et al.* 1995). *S. nobilis* a été observé en août 1997 (J. Florence & J.-Y. Meyer, pers. obs.) le long de la route du lac Vaihiria, dans le district de Mataiea, à basse altitude, formant plusieurs touffes très denses atteignant 2-3 m de haut et plusieurs mètres de large ; *Jacobinia (Justicia) carnea* Hooker appelé communément "Pink Plume-flower" (McCormack & Küntzlé 1995) est particulièrement envahissant dans la vallée de Avarua à Rarotonga, en bordure de rivière et de plantations irriguées de taro (J.-Y. Meyer, pers. obs. 1997) alors qu'elle n'y était connue comme ornementale que "dans un jardin ou deux" dans les années 30 (Wilder 1931: 100). Cette espèce est présente en PF (à Tubuai aux Australes, Rapa, et Tahiti) comme ornementale (d'après la banque de données "Nadeaud", version du 23/10/97) et à tendance à se naturaliser en bord de route en tâche étendues, un peu comme *Sanchezia nobilis* (J. Florence, comm. pers. 1997) ; Selon K. Ammann, directeur du jardin botanique de Bern, une autre plante de la famille des Acanthacées, *Goldfussia isophylla* "a été introduite comme ornementale en Jamaïque, et envahit les vallons dans les Montagnes Bleues entre 1200 et 1400 m (Hammann 1996). S'il s'agit de *Strobilanthes isophyllus* (Nees) T. Anders, originaire d'Inde (Neal 1965), cette espèce est également présente à Tahiti comme ornementale...

***Chrysobalanus icaco* L. (Figure 6)**

Cet arbuste (communément appelé "icaco", "icaque", ou "coco plum" dans sa région d'origine) est une espèce côtière très répandue dans sa zone d'origine dont la répartition est très vaste : elle s'étend de la Floride à l'Amérique du Sud en passant par les Antilles, la Jamaïque et l'Amérique centrale ; on la trouve également en Afrique occidentale, de la Guinée jusqu'en Angola (Prance 1970, Fournet 1978). Deux variétés sont parfois distinguées, *C. icaco* var. *icaco* (= *C. icaco* var. *genuinus* Stehlé & Quentin ou "icaque blanc" in Fournet 1978) caractérisée par une écorce brune avec des petites lenticelles de couleur crème, des feuilles elliptiques à rondes coriaces, d'un vert sombre luisant, de petites fleurs blanches-verdâtres et un fruit globuleux à rond de 2-4 cm de long qui devient rose à pourpre à maturité et contient 1 à 2 graines (Liogier 1985) ; l'autre variété, *C. icaco* var. *pellocarpa* (G.F.W. Meyer) Hook (Little *et al.* 1974, "icaque noire" in Fournet 1978) aux fruits plus petits (5-15 mm), pourpre-noir à maturité et des feuilles plus petites, est un petit arbre pouvant atteindre 16 m de haut et trouvé dans sur des pentes mésophiles et latéritiques en forêt secondaire entre 150 et 500 m d'altitude (Fournet 1978). Cependant, G. T. Prance (1979) regroupe les deux variétés en une seule et même espèce polymorphique *C. icaco* L.

Aux Antilles, en Floride ou en Amérique du Sud, *C. icaco* est décrit comme un arbuste ou un petit arbre de 3-6 m de haut (jusqu'à 10 m, Morean 1991) formant des fourrés dans les zones côtières, sur les dunes de sable, les plages ou moins fréquemment à l'intérieur des terres dans des savanes sableuses, des mangroves (Tomlinson 1986), ou des bords de rivières, toujours en zone ouverte (Prance 1972, Fournet 1978). On peut le retrouver jusqu'à 500 m d'altitude dans les montagnes de Puerto Rico et sur des îles (dont une île nommée "Icaco").

L'espèce a été introduite à Fiji dans les années 20-30 (A. C. Smith 1985) où elle a été introduite comme ornementale et à cause de ses fruits comestibles ; on la retrouve ainsi cultivée en 1948 au Suva Botanical Garden et elle est abondamment naturalisée au Sud-est de l'île de Viti Levu, surtout le long des routes au niveau de la mer, sur la partie supérieure des plages et sur la marge intérieure des marécages à mangrove où elle forme des fourrés denses (Smith 9622, BISH 172792).

A HA, *C. icaco* est cultivée comme plante ornementale pour ses feuilles rondes et coriaces et pour ses fruits comestibles (Neal 1965), mais n'y est pas considérée comme naturalisée (Wagner *et al.* 1990). Les premières collections remontent à 1930 à Honolulu (Wilder sans numéro, BISH 64355) et l'espèce est également présente à Hawai'i en 1957 (Rock 25720, BISH 64353) et a été collectée plus récemment en 1986 à Kaua'i (Flynn 1960, BISH 537498). Deux pieds sont cultivés au Waimea Arboretum (O'ahu) depuis 1974 et 1976 et fructifient chaque année mais aucune plantule n'a été observée (D. Orr, comm. pers. 1997) ; le seul pied cultivé au NTBG (Kaua'i) depuis 1979, d'une taille ne dépassant pas 1 m de haut et en situation ombragée, ne semble pas se propager non plus (J.-Y. Meyer, obs. pers.).

Aux Seychelles, *C. icaco* (localement appelée "prune de France") est considérée comme envahissante (Friedman 1994). L'espèce aurait été introduite au début du siècle par les forestiers comme plante de couverture pour lutter contre l'érosion et favoriser le reboisement

car c'est "un arbuste extrêmement robuste qui pousse dans les sols les plus pauvres, très utile pour la reforestation, se reproduit bien par graine et est fortement recommandé pour les zones recouvertes par les fougères" (Gibson 1938: 17). Peu abondant jusqu'en 1940 où il n'est pas observé dans la végétation secondaire (Friedman 1994), il forme de fourrés denses dans les années 70 (Swabey (1970) note "des couverts de la rosacée arbustive). L'espèce qui peut atteindre 5 m de haut et 30 cm de diamètre est actuellement particulièrement abondante sur l'île de Mahé sur les pentes dégradées de basse altitude. On peut la trouver plus rarement entre 600 et 700 m (Friedman 1994). *C. icaco* peut envahir des sols rouges, ferrallitiques, dans des zones où la pluviométrie est relativement forte, jusqu'à 2 m par an (F. Friedman, comm. pers. 1997).

En Polynésie française, *C. icaco* est plus connu sous les noms de "prune coton" (M. Guérin, comm. pers.) ou "prunier du Brésil" (J. Florence, comm. pers.). Il a été introduit pour la première fois en PF dans le jardin botanique de Papeari par Harrison Smith en 1922 (d'après le fichier personnel de H. W. Smith) où il est toujours planté, cultivé à Mahina dès 1931 (Grant 5448, BISH 18116), collecté à Fatu Iva sur le sentier entre Omoa et Hanauï en 1974 (Decker 2675, BISH 598432), en bord de route à Huahine en 1981 (Fosberg 61130, BISH 604909), à Fatu Iva vers 650 m le long d'une piste en forêt à *Hibiscus tiliaceus-Pandanus tectorius* (Florence 7334, PAP), à Nuku Hiva près du village de Aakapa dans une cocoteraie en 1987 (Florence 8500, PAP sn). On peut le trouver planté dans la ville de Papeete, en face de l'OTAC (Florence 2393, PAP sn), près du Centre Vaima face à la cathédrale, et sur la RDO entre les deux voies rapides (J.-Y. Meyer, pers. obs.) qui relie Papeete de Faaa. Je l'ai également observé en bord de route à Papeari, naturalisé éparsement en bordure de talus.

A Raiatea, la première observation de *C. icaco* remonte à 1977 (Gagné 1470, BISH 422435) : il existe plusieurs arbustes de 2-3 m de haut le long de la rivière vers 425 m sur le sentier menant au Temehani (secteur Nord-Est). Selon É. Brotherson (comm. pers. 1997), des petits fourrés de *C. icaco* étaient déjà observés près du dépotoir de Uturoa ("propriété Ebb") vers 1978 et les premiers plants trouvés sur le plateau du Temehani Rahi font suite à l'ouverture de la piste en 1980. Un seul arbuste de 1,5 m a été noté en 1982 (Florence 3540, PAP) le long du sentier menant au Temehani Rahi vers 560 m d'altitude. Actuellement, la piste traversant le Temehani Rahi (secteur Nord-Est) est bordée de fourrés denses impénétrables de *C. icaco*, qui prolifère le long de la rivière et remonte jusqu'au pluviomètre situé à 640 m (J.-Y. Meyer, pers. obs.). Les fruits auraient été dispersés par les promeneurs qui montent sur le plateau du Temehani (É. Brotherson, comm. pers.) et vraisemblablement par une dispersion par des animaux frugivores (rongeurs).

Le succès de *C. icaco* sur les plateaux du Temehani à Raiatea tient en grande partie à sa forte tolérance aux stress hydriques (périodes de sécheresse et d'inondation temporaire). En effet, dans sa région d'origine, il est capable de survivre à une sécheresse physiologique associée à des conditions de vent fort et des sols exposés, notamment des sols sableux (Morean 1991) : à Trinidad, on le trouve en abondance sur les sols rocheux et secs parfois sujets aux inondations lors de la saison des pluies ; en Floride, il peut supporter des inondations pendant une durée

courte (Sturrock 1959). Or, les deux plateaux du Temehani sont caractérisés par des sols ferrallitiques à texture argileuse (grain fins) entraînant un drainage superficiel important *i.e.* une sécheresse en surface malgré une pluviométrie abondante (entre 4 et 5 m par an).

Une autre raison du succès de cette espèce est sa pollinisation par des insectes généralistes et la dispersion de ses fruits par des animaux frugivores également généralistes : à Trinidad et Tobago, les fleurs riches en nectar sont visitées par des abeilles telles que *Apis mellifera* et les oiseaux frugivores se nourrissent des fruits mûrs (Morean 1991).

Figure 6. *Chrysobalanus icaco* (in Liogier 1985)

***Licuala grandis* H. Wendl. ex Linden**

L. grandis, communément appelé "palmier-cuillère" ou "Ruffled fan palm", est l'une des 108 espèces du genre *Licuala* trouvé de Chine du Sud à l'Australie, en passant par l'Inde, la Malaisies, les Phillipines, l'Indonésie et la Nouvelle Guinée où se situe le centre de diversification du genre avec environ 25 espèces (Jones 1995, Whitmore 1973). Palmier de la sous-famille des Coryphoïdées, *L. grandis* est originaire du Vanuatu (d'où son nom de "Vanuatu fan palm"), et est aussi trouvé dans les îles Salomons (San Cristobal et Santa Cruz). Les populations sont généralement constituées d'individus isolés (d'où son autre nom de "Solitary fan palm") dans des forêts tropicales perturbées de basse altitude, particulièrement sur des sols humides. Cependant, dans certaines zones, ce palmier qui peut atteindre 4-5 m de haut et 70 cm de diamètre (Cabalion 708, P), présente un comportement grégaire observé en sous-bois ombragé dans les vallons au Vanuatu (Hallé 6341, P), voire forme des "colonies extensives" (Jones 1995) comme sur l'île de Espiritu Santo au Vanuatu où une "tâche extensive d'arbres reproducteurs" a été observée en forêt d'altitude (Whitmore 1973).

Palmier extrêmement populaire en horticulture parmi les palmiers, "la plus connue du genre *Licuala* aux Etats-Unis" (McCurrach 1969: 117), en raison de son tronc fin et cylindrique, ses pétioles épineux et ses feuilles palmées entières dentées sur la marge divisée au sommet (Graf 1992) pouvant atteindre 60 cm de diamètre ou plus (Gibbson 1993), il ne fleurit pas s'il est gardé en pot (Whitmore 1977). Cependant, s'il est planté en zone chaude et humide, il produit de longues inflorescences, divisées en plusieurs axes (jusqu'à 6) et produisant des fruits sphériques brillants orangés de 10-15 mm de diamètre (Bailey & Bailey 1976). Ses graines peuvent germer rapidement (en quelques semaines) si elles sont fraîchement récoltées (Gibbson 1993: 50). *L. grandis* montre une grande tolérance à la fois aux lieux humides ensoleillés ou très ombragés. Cette capacité à croître dans des conditions ombragées en sous-bois est retrouvé chez la plupart des espèces du genre *Licuala*, au moins dans les stades de jeunesse (Jones 1955).

Collecté pour la première fois à Tahiti dans le district de Pare en 1930 (Grant 4587, BISH 36437), *L. grandis* a été cultivé dans le jardin botanique Harrison Smith à Papeari depuis 1936 (d'après le fichier de H. W. Smith). Une espèce voisine, *Licuala spinosa* ("Mangrove fan palm", "Spiny licuala palm"), qui se différencie par une feuille divisées profondément en une

vingtaine de segments et un pétiole aux épines noires recourbées (Jones 1995, Whitmore 1973), y était aussi cultivée en 1939. La photographie en couleur montrant un palmier en fruits trouvée dans "Cyclopedia of Exotic Plants"(Graf 1992: 784) a été prise à Tahiti, et est vraisemblablement postérieure à 1978 (date de la première édition). L'espèce figure également dans le livre "Plantes et Fleurs de Tahiti" (Hermann & Celhay 1983: 106-107). Le "palmier-cuillère" est couramment planté comme ornementale à Tahiti : dans la ville de Papeete, il y a par exemple deux exemplaires de 4 m de hauts plantés dans l'arrière-cour du Ministère de la Santé et de la Recherche et situés en plein soleil (pieds qui ont produit des fleurs entre juin-juillet 1997 et des fruits rouge-orangés entre septembre 1998 et février 1998) et un arbre planté à l'OTAC dont les fruits mûrs étaient partiellement mangés par des animaux frugivores (J.-Y. Meyer, obs. pers.).

Avec J.-P. Malet, technicien forestier du SDR de Raiatea et Emile Brotherson, agent et guide de ce service, nous avons découvert dans le fond de la vallée de Pueheru au N-W de l'île de Tahaa, une importante population de *L. grandis* formée d'au moins 4 arbres reproducteurs dont le plus grand atteint 5 m de hauteur et un diamètre à la base de 10 cm et porte 3 infructescences avec jusqu'à 1070 fruits par branche (J.-Y. Meyer, données non publiées). Nous avons également compté plusieurs centaines de plantules et de jeunes pieds (< 1 m de haut) au pied des arbres reproducteurs qui forment par endroit des couverts denses impénétrables (en raison des pétioles fortement épineux) en sous-bois ombragé d'une forêt secondaire à *Inocarpus fagifer-Hibiscus tiliaceus*. L'espèce est donc bien naturalisée en PF et semble même présenter un stade de début d'invasion dans cette vallée. La densité et la taille des individus croissent au fur et à mesure que l'on s'enfonce dans la vallée, ce qui suppose un foyer d'infection au fond de la vallée (vers 150 m d'altitude) où les premiers pieds ont sans doute été plantés volontairement (l'un se trouve en bordure d'une ancienne piste tracée au début des années 80) ou dispersés par les oiseaux à partir d'un pied situé en aval de la vallée. Ce dernier pied mesurant 2 m de haut (et produisant des fruits, jusqu'à 500 par infructescences) se trouve dans un jardin privé en bord de mer, en milieu ouvert très ensoleillé et très sec, et aurait été planté il y a une vingtaine d'années par son propriétaire. Il existe également une belle population de *L. grandis* dans le jardin botanique à Papeari, située en sous-bois et produisant des fruits en quantité (J.-Y. Meyer, obs. pers.), mais il est difficile de savoir si ces pieds ont été plantés ou si l'espèce s'est naturalisée dans le jardin.

Comme pour *O. strictum*, ce palmier représente une menace potentielle pour les forêts naturelles de PF, surtout pour les vallées humides de basse et moyenne altitude, en raison de ses caractères bio-écologiques : l'espèce est capable d'auto-reproduction (des arbres isolés produisent des fleurs et des fruits fertiles) ; elle produit un nombre considérable de fruits, de couleur rouge-orangé à maturité, très attractifs pour les oiseaux frugivores ; les graines germent facilement comme le montre le tapis de plantules, elle est tolérante à la fois aux situations ensoleillées et ombragées ; enfin, cette espèce est connue pour former des colonies extensives qui peuvent "dominer des zones de végétation" (Jones 1995) dans sa zone d'origine (les forêts tropicales du Vanuatu). *L. grandis* est également cultivée à HA au moins depuis

1951 à Honolulu (Neal 51, BISH 23230), avec un pied planté dans le Ho'omaluhia Botanical Garden (W. Singeo, comm. pers. 1997) et plusieurs pieds au Foster Garden à Honolulu (J.-Y. Meyer, obs. pers.). J'ai également observé deux arbres en fruits au NTBG (Kaua'i) atteignant de 3 m de haut et poussant à l'ombre des *Heliconia spp.* et plusieurs plantules dans une autre zone du jardin (près de la cascade) mais l'espèce ne semble pas être naturalisée... pour le moment.

IV. DISCUSSION

IV.1. Mécanismes d'invasion

Prédire le succès d'espèces étrangères introduites en FP ou à HA n'est pas chose facile, dans la mesure où leur comportement peut être complètement identique (environ 21% des plantes envahissantes à HA le sont en PF) ou différent : environ 40% des plantes envahissantes ou potentiellement envahissantes à HA sont naturalisées en PF, mais seules quelques unes présentent à l'heure actuelle un caractère envahissant, et les 40% autres sont des plantes cultivées en PF non encore naturalisées (cf. Tableau 1). De même, certaines plantes envahissantes en PF sont présentes à HA mais ne sont pas considérées actuellement comme des pestes végétales (cf. Tableau 3). Ainsi, *Tecoma stans* est cultivé à HA comme plante ornementale mais montre des difficultés à se naturaliser. Le statut de *Rubus rosifolius* à HA où il n'est considéré que comme une "mauvaise herbe commune" (Wagner *et al.* 1990, T. Tunisia comm. pers. 1997) mériterait cependant d'être reconsidéré au vu des données nouvellement acquises sur cette espèce "qui n'a pas terminé son expansion ni atteint ses densités potentielles à HA" (Gerrish *et al.* 1992). Enfin, certaines espèces envahissantes à HA ne le seront jamais en PF : c'est le cas des espèces indigènes de PF qui font partie intégrante de la flore primaire. *Angiopteris evecta* est, par exemple, une fougère indigène de PF (appelé communément "nahe") pouvant atteindre 5 m de haut, commune dans les vallées mésophiles et humides des îles de PF. Introduite à HA en 1927 au Lyon Arboretum (O'ahu), elle y est devenue une véritable peste végétale en formant des couverts denses en bordure de rivière (J.-Y. Meyer, pers. obs.) et a été observée naturalisée en forêt humide de basse altitude à Maui en provenance de la pépinière du Helani Garden (Wilson 1996)

Les espèces introduites arrivent, par définition, dans une zone où elle n'ont pas évolué et rencontrent un nouvel environnement aux conditions écologiques abiotiques (climat, sol, température) et biotiques (communautés végétales en place) différentes. Les nouveaux arrivants forment souvent des populations aux effectifs faibles et ont des difficultés à se reproduire, à trouver des pollinisateurs efficaces ou des agents disperseurs de leurs fruits. Selon la "règle des 3 dix" de M. Williamson (1996), seuls 10% des espèces introduites arrivent à se maintenir, 10% de ces espèces arrivent à se naturaliser et 10% des espèces naturalisées deviennent des envahisseurs. Le fort taux d'échec des introductions d'espèce est

démontré par les expériences de lutte biologique et les essais d'acclimatation de plantes "exotiques" dans les jardins botaniques. Ainsi, sur les quelques 450 espèces cultivées dans le jardin botanique Harrison Smith à Papeari (dont 250 introduites par H. W. Smith entre 1921 et 1944), seules 10 à 12 espèces (**Tableau 8**), soit environ 2%, sont actuellement des pestes végétales ou des envahisseurs potentiels. Par exemple, dans la famille des Mélastomatacées, *Miconia calvescens* a réussi à s'échapper du jardin botanique et prolifère dans 2/3 de l'île de Tahiti alors que *Medinilla magnifica*, considérée comme une menace potentielle à HA comme *Medinilla venosa*, ne s'est pas établie en PF et reste confinée dans le jardin botanique.

Tableau 8. Liste des plantes envahissantes ou potentiellement envahissantes en PF introduites ou cultivées par Harrison Smith au Jardin Botanique de Papeari entre 1921 et 1944 (d'après le fichier personnel de H. W. Smith) ; statut dans les années 50 (d'après Papy 1951-54) et statut actuel (J.-Y. Meyer, obs. pers.).

Nom scientifique	Date d'introduction ou de culture	Origine de l'introduction	Localisation dans le jardin entre 1921-1944	Statut en 1951-54 (ornemental non naturalisé)	Statut actuel dans le jardin (1997)
<i>Ardisia elliptica (humilis)</i>	1939*			oui (sous le nom de <i>A. cristata</i> ?)	oui
<i>Cecropia peltata</i>	1926		Q7	oui	
<i>Chrysobalanus icaco</i>	1922		I9, O12	oui	
<i>Cinchona calisaya</i>	1936	Vilmorin, France	R4		
<i>Cinnamomum verum (zeylanicum)</i>	1931**		R4	oui	oui
<i>Licuala grandis</i>	1936		Q9	oui	oui
<i>Miconia calvescens (magnifica)</i>	1937	Peradeniya, Sri Lanka	H8,N7		détruit en 1974
<i>Odontonema strictum</i>	< 1955 **				oui
<i>Psidium guajava</i>	1944****	Canal Zone Gardens, Panama			
<i>Rhodomirtus tomentosa</i>	1928		Q7	oui	non
<i>Schinus terebinthifolius</i>	1927				oui
<i>Spathodea campanulata</i>	1932		J9		

* déjà collecté en 1926 à Raiatea par J.W. Moore (190, BISH 79276)

** déjà introduit par Bonard en 1850

*** déjà collecté en 1927 à Raiatea par J.W. Moore (493, BISH 13992)

**** déjà introduit par Johnstone en 1840

Les "barrières aux invasions" qui expliquent le fort taux d'échec des introductions d'espèces étrangères sont de deux sortes : (1) barrières abiotiques, considérées comme les plus importantes (Mack 1996), telles que des conditions climatiques ou édaphiques défavorables. Les exemples de plantes envahissantes à HA et en PF choisis dans ce rapport montrent bien qu'il existe une forte similarité climatique entre la zone d'origine et les zones d'introduction ; (2) barrière biotiques, telles que l'absence de partenaires sexuels, de pollinisateurs, d'agents disperseurs de fruits ou la présence de compétiteurs et d'ennemis naturels. Ainsi, chez les figuiers introduits, l'absence de pollinisateurs spécifiques interdit toute possibilité de naturalisation (McKey & Kaufman 1991) ; de même l'absence d'un morphe (à style court)

dans toutes les populations introduites à HA et PF de *Odontonema strictum* empêche la fécondation croisée et la production de fruits ; enfin, *Schinus terebinthifolius*, arbre dioïque dont il n'existe qu'un seul pied femelle planté au jardin botanique à Papeari, ne s'est pas naturalisé en PF en raison de l'absence de pied mâle ; l'importance des agents disperseurs est illustré par le cas de *Rubus glaucus* à HA dont les populations ont explosé qu'après l'introduction récente de faisans (*Francolinus sp.*), seul oiseaux frugivores capable de se nourrir de ses gros fruits, alors que les fruits plus petits de *R. ellipticus* étaient dispersés par *Zosterops japonicus* introduit dès 1929 à HA (Kjaargard 1994).

Le processus d'invasion tient à une combinaison entre "la nécessité biologique et la chance historique" (Di Catsri 1990) : les caractéristiques d'un envahisseur idéal dépendent en effet de son auto-écologie mais les espèces envahissantes nécessitent également des opportunités (ou de chances) pour être transportées, introduites, pour trouver des ressources disponibles, et des écosystèmes moins "résistants" aux invasions. Des phénomènes de "facilitation" (*i.e.* adaptations génétiques, régimes des perturbations, présence d'animaux frugivores) sont souvent requis pour permettre une phase d'invasion. Par exemple, *Ardisia elliptica* aurait été introduit volontairement à Raiatea dans les années 20 pour faire de la confiture avec ses fruits; *Chrysobalanus icaco*, aux fruits également comestibles, aurait été disséminé activement par les promeneurs montant au Temehani ; *Cinchona succirubra* connu pour extrêmement agressif aux îles Galápagos et à l'île de St. Helène (Cronk & Fuller 1995) a été planté à HA et en PF pour la production de quinine et commence à se naturaliser à Tahiti (J.-Y. Meyer, obs. pers.) ; *Odontonema strictum* a été planté sur la route du Mont Marau, en bordure de forêt de nuages, pour signaler un pluviomètre...

Quel sera le devenir de ces espèces envahissantes à HA, cultivées ou seulement naturalisées localement en PF ? Il est nécessaire de rappeler l'existence possible d'une phase de latence entre le moment où l'espèce est introduite et le moment où elle est considérée comme envahissante. Cette période de temps peut atteindre 100 ans comme il a été montré pour *Mimosa pigra* en Australie ou pour *Schinus terebinthifolius* en Floride (Ewel 1986) ; *Chrysobalanus icaco* a mis environ 70 ans avant de devenir une peste végétale aux Seychelles (Friedman 1994), *Cinchona pubescens* entre 20-40 ans aux îles Galápagos (McDonald *et al.* 1988) et *Miconia calvescens* entre 20-35 years à HA et en PF (Meyer & Malet 1997, Meyer en prép.).

Cette phase de latence peut s'expliquer par plusieurs hypothèses : (1) l'espèce nécessite une perturbation d'origine naturelle ou humaine avant de subir une explosion démographique. C'est apparemment le cas pour *Rubus rosifolius* en PF et pour *Rhodomyrtus tomentosa* à HA et en PF, mais pas le cas de *Miconia calvescens* (Meyer 1996a, Meyer en prép.) ; (2) l'espèce n'a pas été observée ou notée dans le milieu jusqu'à la formation de populations importantes plus visibles. C'est le cas de *Cyathea cooperi* à HA et de *Miconia calvescens* à Tahiti, peu ou pas signalée jusque dans les années 70 ; (3) l'espèce se trouve dans des conditions suboptimales de croissance. C'est encore le cas de *Miconia calvescens* qui n'a pas réussi à se

naturaliser dans le jardin botanique de Wahiawa à O'ahu où la précipitation est insuffisante (< 1500 mm/an) ; (4) l'espèce présente une reproduction peu efficace. C'est le cas de *Ficus microcarpa* à HA qui a commencé à se naturaliser et s'étendre suite à l'introduction de son pollinisateur spécifique. Il se pourrait que sa naturalisation récente à Tahiti soit en relation avec le changement d'hôte du pollinisateur du figuier indigène *Ficus prolixa*.

L'existence de cette phase de latence chez de nombreuses espèces rend difficile la prédiction du comportement d'une espèce introduite dans les 10 à 50 dernières années. Chaque cas d'invasion biologique est un cas très particulier et spécifique, qui dépend à la fois des caractéristiques de l'espèce, de son histoire et mais également des caractéristiques du milieu envahi. Qui aurait pu prévoir que *Chrysobalanus icaco*, une espèce abondante dans sa région d'origine en zone côtière (sur les plages et les dunes sableuses), deviendrait particulièrement envahissante sur le plateau du Temehani entre 400 et 600 m d'altitude ?

IV. 2. Gestion des invasions

Toutes les espèces végétales introduites et naturalisées ne deviennent pas envahissantes. Ainsi, seuls 10% des plantes introduites établies à HA sont considérées comme des "pestes végétales" dans les forêts naturelles (Smith 1990) et seul une vingtaine des 373 espèces végétales naturalisées de Tahiti (soit environ 5%) sont identifiées comme étant des plantes envahissantes majeures à l'heure actuelle (Meyer & Florence 1996).

C'est pourquoi la stratégie classiquement adoptée par les gestionnaires des invasions biologiques en milieu naturel est : (1) d'identifier les plantes envahissantes majeures, *i.e.* celles qui ont le plus grand impact sur la biodiversité ; (2) d'identifier les zones de plus grand intérêt écologique menacées par l'invasion ; (3) de choisir des méthodes de lutte efficaces et adaptées.

Le problème inhérent à cette stratégie générale est qu'une plante introduite n'est déclarée "nuisible" que lorsqu'elle forme des couverts denses ou qu'elle occupe de vastes surfaces, c'est-à-dire généralement quand elle se trouve hors de tout contrôle manuel, mécanique ou chimique ; le second problème est qu'il est toujours difficile de convaincre les pouvoirs publics et les décideurs d'accorder un financement pour éliminer une plante introduite, si celle-ci n'est pas considérée à cet instant comme un problème écologique ou économique majeur. En d'autres termes, la gestion commence généralement quand il est trop tard. Il existe ainsi de nombreux exemples de lutte contre des espèces fortement envahissantes (par exemple *Myrica faya* à HA, *Cinchona succirubra* aux îles Galápagos, la sensitive géante *Mimosa pigra* en Australie, ou les arbres *Melaleuca quinquinervia* et *Schinus terebinthifolius* en Floride) à l'issue incertaine pour ne pas dire désespérée en raison du degré d'invasion trop sévère pour permettre une gestion efficace.

De nombreuses études sur le terrain ont montré que l'élimination de plantes envahissantes n'a été possible et réalisable que lorsque le programme de gestion a été rapidement mis en place, c'est-à-dire dans les stades précoces de l'invasion (installation de l'espèce, début de naturalisation), ou lorsque cette gestion a été effectuée sur de petites surfaces bien délimitées

(zones appelées "Intensive Control Areas", McDonald 1990, ou "Special Ecological Areas", Tunison 1991, Tunison *et al.* 1992).

Pour répondre au problème des invasions biologiques en PF, nous proposons ici une stratégie de gestion globale des plantes envahissantes articulée en 5 points, telle qu'elle a été définie pour le programme d'étude et de lutte contre *M. calvescens* en PF qui a été initié en 1988 et se poursuit encore actuellement (Meyer 1997) :

(1) Recherche : il s'agit d'acquérir une meilleure connaissance de la bio-écologie de base de la plante et de connaître sa répartition générale dans les zones d'introduction avant de se lancer dans une lutte active.

Ainsi, *M. calvescens* est sans doute, à l'heure actuelle, la plante la mieux étudiée de la Polynésie française : une cartographie de sa distribution dans les différentes îles touchées a été effectuée, les facteurs limitants sa répartition (altitude, pluviométrie), les capacités de germination des graines, la viabilité de la banque de graines dans le sol, son mode et sa vitesse de croissance, son âge de première reproduction, la phénologie de sa floraison et de sa fructification, les modes de dispersion de ses fruits, et son impact sur la flore indigène sont relativement bien connus. L'acquisition de ces données issues de travaux de recherche a été primordiale pour le programme de gestion : par exemple, il a été nécessaire de connaître la situation exacte de l'invasion sur les îles de Raiatea et Tahaa avant de mener des opérations de contrôle intensif ; la connaissance de l'âge de première reproduction et de la viabilité des graines dans le sol a permis respectivement de prédire la fréquence et la durée totale des opérations de lutte.

(2) Législation : il s'agit de déclarer légalement les espèces envahissantes ou potentiellement envahissantes, espèces "nuisibles", "nocives" ou "indésirables" ("harmful" ou "noxious" en anglais, afin d'interdire toute nouvelle introduction, leur transport d'île en île, et leur culture.

Ainsi, *M. calvescens* a été déclarée "espèce nuisible" par arrêté territorial en 1990 qui interdit sa détention, sa culture et son transport dans toutes les îles de PF ; une nouvelle délibération sur la protection des végétaux votée récemment en 1996 interdit également tout transport de plantes en pot (c'est-à-dire contenant du sol ou autre substrat susceptible d'être contaminé par des graines de *M. calvescens*) dans les îles de PF à partir de Tahiti et n'autorise que le transport de plantes à racines nues. *M. calvescens* a été également déclaré légalement "Noxious Species" à HA 1992 et dans la région du Queensland en Australie en 1997 où l'espèce s'est "échappée" de jardins botaniques publics et***

es en PF a été renforcée : (1) par la délibération sur la protection des végétaux en PF adoptée en mars 1996 avec l'élaboration d'une liste de 76 espèces végétales présentes en PF considérées comme "nuisibles" ou "potentiellement nuisibles" (mauvaises herbes et plantes envahissantes) et une liste de 66 espèces absentes de PF mais nuisibles ailleurs. Ces listes que nous avons dressées en 1996 ne sont malheureusement pas exhaustives ; (2) par la nouvelle

délibération sur la protection de la nature adoptée en décembre 1995 qui permet de classer une espèce comme une menace contre la biodiversité (chapitre III). Un arrêté fixant une liste préliminaire de plantes présentant une menace actuelle pour la biodiversité (incluant *Miconia calvescens*, *Spathodea campanulata*, *Rubus rosifolius*, *Psidium cattleianum*, *Syzygium cumini*) a été soumis en conseil des Ministres en janvier 1998. Cependant, l'absence totale de formation des agents de la police phytosanitaire ou des douanes à la reconnaissance de ces espèces est un obstacle à l'efficacité de la détection et l'éradication précoce de plantes nouvellement introduites et potentiellement envahissantes.

(3) Information : l'éducation des communautés et des autorités locales constitue certainement la grande priorité en matière de gestion.

Ainsi, pour *M. calvescens*, le service territorial de la Délégation à l'Environnement a publié 3 affiches d'information et de sensibilisation depuis 1990 ; des panneaux sur la lutte contre le *M. calvescens* sont affichés régulièrement lors de différentes manifestations populaires ("Fête de la Science", "Journées de l'Environnement", foires agricoles) ; des exposés et des diaporamas ont été présentés lors de réunions ou de meetings avec les communes, les écoles ou les associations de protection de l'environnement ; il est à signaler que la "Première Conférence Régionale sur la Lutte contre le Miconia" organisée et financée par la Délégation à la Recherche, et qui s'est tenue en août 1997 à Papeete (Tahiti), était gratuite et publique. La plupart des supports médiatiques disponibles en Polynésie française ont été utilisés : articles de vulgarisation dans les journaux et dans les magazines locaux, émissions radio et couverture télévisée (pour les opérations de lutte à Raiatea et pour la Conférence sur la Lutte contre le Miconia) ; il existe depuis quelques années un site internet (www.miconia.com) mis en place par l'UH (P. Thomas, comm. pers. 1997) ; un spot télévisé est également diffusé sur une chaîne privée hawaïenne et un numéro vert est disponible aux îles Hawaii en cas de découverte de nouvelles plantes (K. Tavares, comm. pers. 1997). La réussite de cette campagne médiatique en PF s'est traduite en 1995 par la découverte de populations de *M. calvescens* sur l'île de Tahaa et en septembre 1997 sur l'île de Fatuiva (Marquises) par des chasseurs de cochon sauvage. L'appel à la vigilance et à une action rapide dans les différents archipels non encore touchés par l'invasion et dans les îles encore peu envahies a permis d'enrayer l'extension de *M. calvescens*, non seulement en PF mais également dans d'autres pays du Pacifique touchés par l'invasion (HA, Australie et Nouvelle-Calédonie où la plante a été introduite comme ornementale dans un jardin botanique privé au dessus de Nouméa dans les années 1960-70).

Il conviendrait de lancer un grand programme de médiatisation sur la menace potentielle des introductions d'espèces végétales (et animales) en PF et sur les dégâts écologiques et économiques de ces pestes végétales (et animales), en ne se limitant pas à l'exemple spectaculaire de *M. calvescens*.

(4) **Action** : depuis 1992, une lutte manuelle (arrachage des plantules, coupe des arbres) et chimique (traitement des souches avec un herbicide) contre *M. calvescens* est entreprise activement dans les îles de Raiatea et Tahaa. Ces deux îles sont en effet peu envahies (moins de 2% de leur surface), avec un nombre limité de populations de *M. calvescens*, bien localisées, peu étendues et facilement accessibles. De plus, les zones envahies sont situées dans des forêts secondaires déjà perturbées par l'homme, ce qui autorise l'emploi d'une main d'oeuvre importante sur ces sites sans risques écologiques majeurs ; 5 campagnes d'arrachage (en 1992, 1993, 1995, 1996 et 1997) ont été organisées par les agents de la section forestière du Service du Développement Rural des Iles-Sous-le-Vent, avec l'aide bénévole de centaines de volontaires (écoliers, collégiens et lycéens accompagnés de leur instituteurs et professeurs ; paroissiens des églises, groupes de protection de la nature). L'Armée française (Régiment d'Infanterie de Marine) a également participé à la lutte en envoyant en 1993 et 1997 une centaine de militaires. Au total ce sont plus de 700 000 pieds de *M. calvescens* qui ont été détruits entre 1992 et 1997. Il est intéressant de signaler que, pour la première fois en Polynésie française, un programme de gestion a pu être mené sur un long terme, et a rassemblé des représentants de l'Etat (Haut-Commissariat, Armée française), du Territoire (Délégation à l'Environnement, Délégation à la Recherche, Service du Développement Rural), des communes, des églises et des communautés locales faisant fi de toutes divergences politiques, religieuses ou sociales. Une convention de collaboration avec le State of Hawaii Department of Agriculture (HDOA) pour le lancement d'un programme de lutte biologique commun vient d'être signé en février 1997. Le HDOA a en effet une longue expérience en matière d'introduction d'agents de lutte biologique à Hawaii et dans d'autres îles du Pacifique, possède un personnel bien formé et des installations adéquates (laboratoires et salles de quarantaines de haute sécurité et résistants aux cyclones). Un agent pathogène, *Colletotrichum glosperoides* f. *miconiae*, récemment découvert au Brésil, semble apparemment très spécifique de *M. calvescens* d'après les tests de spécificité à l'hôte effectués en laboratoire sur une trentaine d'espèces indigènes ou introduites de la famille des Mélastomatacées ou de l'ordre des Myrtales (E. Killgore, comm. pers. 1997). Ce champignon microscopique est actuellement testé par les phyto-pathologues du HDOA sur le terrain à Hawaii après obtention de toutes les autorisations nécessaires (état de Hawaii et état fédéral des Etats-Unis). Il sera ultérieurement introduit en PF s'il se révèle efficace. Le Gouvernement de PF et UH cofinancent également une expédition entomologique qui se déroulera en Amérique tropicale (notamment au Costa Rica) en 1998 afin de trouver des insectes phytophages spécifiques de *M. calvescens*.

Il est évident que la lutte manuelle et chimique contre les plantes envahissantes n'est possible que sur de petites surfaces envahies d'où la nécessité de définir des zones naturelles d'intérêt écologiques en PF pour entreprendre ce type de lutte. L'éradication des pestes végétales bien connues dans certains archipels de PF et peu abondantes dans d'autres doit constituer une priorité : ainsi, il n'existe qu'un seul pied de *Spathodea campanulata* (ou "tulipier du Gabon", localement appelé "pisse pissé") et une dizaine de pieds de *Syzygium cumini* (localement

appelé "faux pistachier") sur l'île de Ua Huka qu'il faudrait éliminer avant une phase d'extension possible.

Les efforts de lutte contre les plantes envahissantes se heurtent à l'absence de main d'oeuvre formée pour la gestion des invasions en PF, alors qu'à HA, les parcs nationaux (HAVO, HALE) et les réserves naturelles gérées par des organismes privés tels que le TNCH disposent de spécialistes en la matière, ainsi que de nombreux jeunes volontaires. Il est à noter que l'US Army possède un Département Environnement qui est chargé de gérer les milieux naturels qu'elle possède à HA.

(5) Monitoring : le suivi sur un long terme doit constituer une nécessité pour tout programme de lutte manuelle, chimique ou biologique : parmi les paramètres à surveiller figurent l'évolution (la diminution voire l'élimination complète) des populations ; la régénération des espèces indigènes dans les zones traitées ; les problèmes de ré-invasion dans les sites traités ou d'extension possible dans de nouveaux sites ; les perturbations (érosion, colonisation par d'autres espèces introduites) provoquées par les méthodes de lutte utilisées ; l'évaluation du succès des agents de lutte biologique sur le terrain et le suivi de leur population.

Dans le cas de *Miconia calvescens*, un effort d'inspection des sites traités est assuré, de façon plus ou moins régulière dans les îles peu envahies (Raiatea, Tahaa, Nuku Hiva), par les agents du SDR : ainsi, 6 nouvelles plantules ont été découvertes et éliminées à Nuku Hiva en décembre 1997, 5 mois après la découverte des premières plantules de *Miconia calvescens* (J.-P. Malet, comm. pers. 1998).

V. CONCLUSIONS

Ce rapport est une synthèse de travaux bibliographiques et de terrain effectués durant mon année d'étude post-doctorale à HA et de travaux effectués en PF durant ces dernières années mais jamais publiés auparavant.

Il met en évidence, à travers une comparaison des plantes envahissantes et potentiellement envahissantes entre ces deux groupes d'îles : (1) l'importance du phénomène d'invasion biologique par des plantes introduites dans les forêts naturelles de FP et de HA ; (2) l'absence de stratégie générale de gestion des invasions en PF, sauf pour *M. calvescens* (3) la nécessité d'une collaboration plus étroite entre les îles tropicales de Polynésie, du Pacifique, et plus largement du monde entier, afin d'arriver à une détection et une éradication précoce d'envahisseurs potentiels.

Il nous semble en effet urgent d'établir des listes de pestes végétales présentes ou potentielles et de constituer des fiches d'identification, comme nous l'avons déjà fait pour certaines espèces dans ce rapport, afin d'aider les autorités locales à une identification rapide des espèces pouvant constituer des menaces sévères ou potentielles pour la biodiversité terrestre.

Il est important de sensibiliser le grand public au danger de toute introduction non déclarée d'espèces exotiques. Enfin, il est nécessaire de se doter d'une stratégie générale de gestion des invasions biologiques.

Cette stratégie suppose au préalable de bien connaître les espèces et leur comportement dans leur zone d'origine et d'introduction, c'est-à-dire de soutenir les efforts de recherche (études taxonomiques, bio-écologiques, cartographies). En effet, en matière de gestion des invasions biologiques, "il vaut mieux prévenir que guérir". La prédiction du potentiel envahisseur d'une espèce est une discipline scientifique encore nouvelle, et "nous commençons seulement à développer cette capacité de présience" (Reichard 1997: 215).

De nombreux autres travaux ont été réalisés dans le cadre de ce post-doctorat, notamment : la confection d'un panneau portant sur la lutte contre *Miconia calvescens* aux îles Hawai'i sous le double sigle ORSTOM/Délégation à la Recherche pour la "Science en Fête" en octobre 1996 ; la rédaction en anglais d'un rapport technique sur la gestion de l'invasion par *Miconia calvescens* dans les îles de Raiatea et Tahaa publié par le CPSU/UH en juillet 1997 (Meyer & Malet 1997) afin de permettre aux chercheurs et gestionnaires des îles Hawai'i de profiter de l'expérience acquise en PF ; l'élaboration et la signature en février 1997 d'une convention de collaboration entre le Gouvernement de PF et le HDOA pour un programme de lutte biologique contre *M. calvescens* ; l'organisation et la participation à une expédition botanique dans les Marquises (Groupe Nord : Nuku Hiva, Ua Huka, Ua Pou) en juillet 1997 avec les botanistes du NTBG de Kaua'i qui a permis la découverte des nouvelles espèces végétales endémiques et la première découvertes de *Miconia calvescens* aux Marquises ; enfin, l'organisation à Papeete avec la Délégation à la Recherche et en collaboration avec le Centre ORTOM de Tahiti de la "Première Conférence Régionale sur la Lutte contre Miconia" du 26 au 29 août 1997 durant laquelle les 6 chercheurs invités de HA, le botaniste J. Florence du MNHN, et des représentants des Services territoriaux (Délégation à l'Environnement, Service du Développement Rural et Délégation à la Recherche) ont présenté les résultats des dernières recherches sur *Miconia calvescens* et ses méthodes de lutte. Les actes de cette conférences sont actuellement en cours de rédaction (Meyer & Smith, en prép.). Lors de cette conférence, il a été proposé de former en PF un comité interministériel (Ministères de l'Agriculture, de l'Environnement, de la Recherche, du Tourisme, de l'Equipement) afin de mettre en place une stratégie de lutte concertée contre *Miconia calvescens*. Ce comité pourrait également constituer, dans un proche avenir, un outil indispensable pour la gestion des invasions biologiques par d'autres plantes introduites en PF.

REMERCIEMENTS

Maururu roa à tous ceux qui, en PF, m'ont permis de partir à HA pour y réaliser ce post-doctorat, grâce à leur soutien moral et surtout financier : Mr. Gaston Flosse (Président du Gouvernement de PF), Mr. Patrick Howell (Ministre de la Santé et de la Recherche), Mme Isabelle Perez (Déléguée à la Recherche) et son efficace secrétaire Emilie ;

Mahalo nui loa à tous ceux, qui à HA, ont rendu mon séjour post-doctoral si agréable et si riche en enseignements :

- sur l'île de O'ahu, Ron Fenstermacher de l'association "Hawaii Botanical Society", Betsy Gagné du HDLNR, Don Gardner de UH, Bill Garnett de l'association "Native Hawaiian Plants", Nancy Glover et Colin Bassett du "Secretariat for Conservation Biology" de UH, Myron Isherwood du HDOA, Gary Ray du "Center for Plant Conservation", Cliff Smith du CPSU/UH et son efficace secrétaire Lynette, Georges Staples et Clyde Imada du BISH, Art Whistler de UH, et plus particulièrement Pat Conant (HDOA) & Sheila Conant (UH) et Eloise Killgore (HDOA) pour leur accueil et leur "warm aloha" ;

- sur l'île de Maui, la formidable équipe de la Haleakala National Park Field Station composée de Lloyd Loope, Art Medeiros & Cathy Davenport, Ellen Van Gelder, Stephanie Joe, Chuck Chimera, Paul Krushelnycky et Philip Thomas, Pat Bily et Mark Defley de TNCH, Mahealani Kaiaokamalie de l'association "Living our Island Forest Ecosystem" (LIFE) pour cette inoubliable sortie sur la terre de ses ancêtres, et tous les volontaires et thésards (notamment Lou de UH et Krista de Harvard) de passage au HALE ;

- sur l'île de Hawai'i, l'équipe dynamique de la "Resource Management" du HAVO composée de Tim Tunison et son efficace secrétaire Kukuna, de Rhonda, Nicholas "Chris" Zimmer et Bob, Kyle Onuma (HDOA), Kim Tavares (BigMAC), les entomologistes Stephano Taiti et Francis Howarth (BISH) pour cette inoubliable sortie sur les coulées de lave à minuit, tous les volontaires, thésards et post-doctorant de HAVO (notamment Donna et Darren), et plus particulièrement le "ranger" Teddy LaFrance et le "law enforcement officer" Jamie Mar ;

- sur l'île de Kaua'i, les botanistes du NTBG David Lorence, Tim Flynn, Steve Perlman, Ken Wood, Diane Ragone, et le bibliothécaire Rick ;

Merci beaucoup à Jacques Florence (ORSTOM/MNHN) pour m'avoir communiqué des informations précieuses sur le statut des espèces de la flore primaire et secondaire de Polynésie française ;

"At last but not least", je remercie très chaleureusement mon épouse Paula et ma fille Vaiana qui ont toute deux supporté avec courage mes absences prolongées et m'ont soutenu moralement à distance pendant tout mon séjour.

BIBLIOGRAPHIE

- P. S. ASHTON, 1981. Myrtaceae. Pp 403-472 in M. D. DASSAYANAKE & F. R. FOSBERG (éds.), A Revised Handbook of the Flora of Ceylon, vol. II. Amerind Publishing Co. Pvt., New Dehli.
- J. P. BABLET, B. GOUT & G. GOUTIÈRE, 1993. Les Atolls de Moruroa et de Fangataufa (Polynésie française). III. Le milieu vivant et son évolution. Direction des Centres d'Expérimentations Nucléaires CEA/DAM.
- L. H. BAILEY & E. Z. BAILEY, 1976. Hortus Third. A Concise Dictionary of Plants Cultivated in the United States and Canada. MacMillan, New York.
- J. BOSSER, T. CADET, J. GUEHO & W. MARAIS, 1981. Flore des Mascareignes. The Sugar Industry Research Institute/ORSTOM/The Royal Botanic Gardens, Kew.
- H. F. CLAY & J. C. HUBBARD, 1987 (Paperback edition). The Hawai'i Garden. Tropical Shrubs . University of Hawaii Press, Honolulu.
- Q. C. B. CRONK & J. FULLER, 1995. Plant Invaders. The threat to natural ecosystems. 'People and Plants Conservation Manuals', Chapman & Hall, London.
- T. D. CENTER, R. F. DOREN, R. L. HOFSTETTER, R. L. MYERS & L. D. WHITEAKER (éds.), 1991. Proceedings of the Symposium on Exotic Pest Plants, US Department of the Interior/National Park Service.
- C. G. CHIMERA, 1997. Recent alien pest plant invasions threatening Maui's native ecosystems (Abstract). Pp. 13-14 in The 1997 Hawaii Conservation Conference, July 24-25, 1997, Aston Wailea Resort, Wailea, Hawai'i.
- E. J. H. CORNER, 1981. Moraceae. *Ficus microcarpa*. Pp 258-259 in M. D. DASSAYANAKE & F. R. FOSBERG (éds.), A Revised Handbook to the Flora of Ceylon. Oxford & IBH Publishing Co., vol. III.
- C. C. DAEHLER & D. R. STRONG, 1993. Prediction and Biological Invasions. Trends of Ecology and Evolution 8(10): 380.
- T. F. DANIEL, 1995. Revision of *Odontonema* (Acanthaceae) in Mexico. Contr. Univ. Michigan Herb. 20: 147-171.
- L. H. DURKEE, 1986. *Odontonema tubiforme*. Pp. 66-67 in W. BURGER (éd.), Flora Costariicensis. Fieldiana, Botany, New Series N°18, Publication 1372 Field Museum of Natural History.
- C. J. ENGARD, 1945. Habit of growth of *Rubus rosaefolius* Smith in Hawaii. American Journal of Botany 37: 536-538.
- J. FLORENCE, 1996. Statut IUCN des plantes vasculaires endémiques de Polynésie française et recommandations de protection. Délégation à l'Environnement (rapport non publié).
- J. FLORENCE, 1997. Flore de la Polynésie française, volume 1. Éditions de l'ORSTOM, Collection Faune et Flore tropicales 34, Paris.
- F. R. FOSBERG, 1992. Vegetation of the Society Islands. Pacific Science 46(2): 232 -250.

- F. R. FOSBERG & M.-H. SACHET, 1981. *Miconia calvescens* de Candolle. Polynésian Plant Studies. Smithsonian Contributions to Botany 47: 35-37.
- F. R. FOSBERG, M.-H. SACHET & R. L. OLIVER, 1993. Flora of Micronesia 5: Bignoniaceae-Rubiaceae. Smithsonian Contribution to Botany N°81, Smithsonian Institution Press, Washington D.C.
- L. FOSTER-HUENNEKE & P. M. VITOUSEK, 1990. Seedlings and clonal recruitment of the invasive tree *Psidium cattleianum*: implications for management of native Hawaiian forests. Biological Conservation 53: 199-211.
- J. FOURNIER, 1978. Flore illustrée des Phanérogames de Guadeloupe et Martinique. Institut National de Recherche Agronomique, Paris.
- F. FRIEDMAN, 1994. Flore des Seychelles. Éditions de l'ORSTOM, Paris.
- D. G. FRODIN, 1975. Studies in *Schefflera* (Araliaceae): The *Cephaloschefflera* complex. Journal of the Arnold Arboretum 56: 427-443.
- B. H. GAGNÉ, L. L. LOOPE, A. C. MEDEIROS & S. J. ANDERSON, 1992. *Miconia calvescens*: a threat to native forest of the Hawaiian Islands. Pacific Science 46: 390-391 (Abstract).
- D. E. GARDNER & C. J. DAVIS, 1982 The prospects for biological control of non-native plants in Hawaiian National Parks. Technical Report 45, Coop. Nat. Park Res. Studies Unit, University of Hawaii, Honolulu.
- D. E. GARDNER, C. W. SMITH & G. P. MARKIN, 1995. Biological control of alien plants in natural areas of Hawaii. Pp. 35-40 in E. S. DELFOSSE & R. R. SCOTT (éds.), Proceedings of the Eighth International Symposium on Biological Control of Weeds, 2-7 February 1992, Lincoln University, Canterbury, New Zealand.
- O. GARGOMINY, P. BOUCHET, M. PASCAL, T. JAFFRÉ & J.-C. TOURNEUR, 1996. Conséquences des introductions d'espèces animales et végétales sur la biodiversité en Nouvelle-Calédonie. Rev. Ecol. (Terre Vie) 51: 384.
- H. GAUBERT & J. FLORENCE 1991. Alien plants in French Polynesia with the peculiar example of *Miconia calvescens* D.C. in Tahiti. XVII Pacific Science Congress, Honolulu, 30 May (Abstract).
- H. GAUBERT, 1992. Les invasions biologiques en milieu insulaire: le cas de *Miconia calvescens* à Tahiti. Rapport de VAT, Centre ORSTOM de Tahiti (non publié).
- A. H. GENTRY, 1993. A Field Guide to the Families and Genera of Woody Plants of Northwest South America. Conservation International, Washington D.C.
- G. GERRISH, L. STEMMERMANN & D. E. GARDNER, 1992. The distribution of *Rubus* species in the State of Hawaii. Technical Report 85, Coop. Nat. Park Res. Studies Unit, University of Hawaii, Honolulu.
- H. S. GIBSON, 1938. A report on the forests of the granitic islands of the Seychelles (rapport non publié).
- D. N. GIBSON, 1974. *Odontonema* Nees. Pp. 413-419 in P. C. STANLEY, L. O. WILLIAMS & D. N. GIBSON (éds.), Flora of Guatemala. Fieldiana, Botany, vol. 24, part X, numbers 3-4. Field Museum of Natural History.

- M. GIBBSON, 1993. Palms. The new compact study guide and identifier. Chartwell Books, Inc.
- D. GIVEN, 1992. The South Pacific Biodiversity Conservation Programme: Overviews of the Biodiversity of Some Pacific Islands. SPREP, Apia.
- A. B. GRAF, 1992 (Fourth edition revised and enlarged). Tropica. Color Cyclopedia of Exotic Plants and Trees. Roehrs Company, Publishers, East Rutherford, New Jersey.
- E. L. HASSELWOOD & G. G. MOTTER, 1991 (Second edition revised and expanded by T. HIRANA). Handbook of Hawaiian Weeds. University of Hawaii Press, Honolulu.
- L. HENDERSON, 1995. Plant Invaders of Southern Africa. Plant Protection Research Institute Handbook N°5, Agriculture Research Council, ARC/LNR, Pretoria.
- D. R. HERBST & W. L. WAGNER, 1992. Aliens on the Northwestern Hawaiian Islands. Pp. 189-224 in C. P. STONE, C. W. SMITH & J. T. TUNISON, (éds.), Alien Plant Invasions in Native Ecosystems of Hawai'i. Management and Research. University of Hawai'i, Coop. Nat. Park Res. Studies Unit, Honolulu.
- C. S. HODGE, 1988. Preliminary exploration for potential biological control agents for *Psidium cattleianum*. Technical Report 66, University of Hawai'i, Coop. Nat. Park Res. Studies Unit, Honolulu.
- L. G. HOLM, D. L. PLUCKNETT, J. V. PANCHO & J. P. HERBERGER, 1977. The World's Worst Weeds. Distribution and Ecology. East-West Center/University of Hawaii Press, Honolulu.
- R. HOLMES (éd.), 1997. Taylor's Guide to Ornamental Grasses. Houghton Mifflin Company, Boston.
- S. H. HUMPHRIES & J. P. STANTON, 1992. Weed assessment in the Wet Tropics World Heritage Area of north Queensland. Report to the Wet Tropics Management Agency.
- H. JACQUIER, 1960. Énumération des plantes introduites à Tahiti depuis la découverte jusqu'en 1885. Bulletin de la Société des Études Océaniques N°130, tome XI, N°5.
- D. L. JONES, 1995. Palms Throughout the World. Smithsonian Institution Press, Washington D.C.: 244-246.
- M. S. KJARGAARD, 1994. Alien plant-disperser interactions in Hawaiian forest ecosystems. PhD thesis, University of Hawaii at Manoa, Honolulu.
- A. & T. SYLVAIN & V. KONCZAK, non daté. *Odontonema strica*. Les Fleurs de Tahiti. Volume 2. Pacific Promotion Tahiti S.A: 23.
- R. LAVERGNE, 1978. Les pestes végétales de l'île de la Réunion. Info Nature, Ile de la Réunion 16: 9-60.
- J. E. LAWESSON, 1990. Alien plants in the Galapagos islands, a summary. Monogr. Syst. Bot. Missouri Bot. Gard. 32: 15-20.
- H. A. LIOGIER, 1985. Descriptive Flora of Puerto Rico and Adjacent Islands, vol. I. Editorial de la Universidad de Puerto Rico.
- E. L. LITTLE, R. O. WOODBURY & F. H. WADSWORTH, 1974. Trees of Puerto Rico and the Virgin Islands, vol. II. Forest Service, US Department of agriculture Handbook N°449.
- L. L. LOOPE, 1992. Preventing establishment on new alien species in Haleakala National Park and the island of Maui, Hawaii. The George Wright Forum 90(1): 20-31.

- L. L. LOOPE & A. C. MEDEIROS, 1991. The Andean Pampas Grass (*Cortaderia jubata*), an invasive species on Maui. Hawaii Landscape Industry News, November/December: 20-21.
- L. L. LOOPE & D. MUELLER-DOMBOIS, 1989. Characteristics of invaded islands with special references to Hawaii. Pp. 257-279 in J. A. DRAKE *et al.* (éds.), Biological Invasion: a Global Perspective. John Wiley & Sons.
- L. L. LOOPE & C. P. STONE, 1996. Strategies to reduce erosion of biodiversity by exotic terrestrial species. Pp. 261-279 in R. C. SZARO & D. W. JOHNSTON (éds.), Biodiversity in Managed Landscape. Oxford University Press.
- D. LORENCE & R. W. SUSSMAN, 1986. Exotic species invasion into Mauritius wet forest remnants. Journal of Tropical Ecology 2: 147-162.
- D. LORENCE, T. W. FLYNN & W. L. WAGNER, 1995. *Odontonema cuspidatum* (Nees) O. Kuntze. Contributions to the Flora of Hawai'i. III. New additions, range extensions, and rediscoveries of flowering plants. Bishop Museum Occasional Papers 41: 20.
- D. J. MABBERLEY, 1997. The Plant Book. A portable dictionary of the vascular plants. Cambridge University Press.
- R. N. MACK, 1996. Biotic barriers to plant naturalization. Pp. 39-46 in V. C. MORAN & J. H. HOFFMANN (éds.), Proceedings of the IX International Symposium on Biological Control of Weeds. 19-26 January 1996, Stellenbosch, South Africa, University of Cape Town.
- G. McCORMACK & J. KÜNZLE, 1995. Rarotonga's Mountain Tracks and Plants. A Field Guide. Cook Islands Natural Heritage Project, Rarotonga.
- J. C. McCURRACH, 1960. Palms of the World. Harper & Brothers, New York.
- I. A. W. McDONALD, 1990. Strategies for limiting the invasion of protected areas by introduced organisms. Monogr. Syst. Bot. Missouri Bot. Gard. 32: 189-199.
- I. A. W. McDONALD, L. ORTIZ, J. E. LAWESSON & J. B. NOWAK, 1988. The invasion of highlands in Galapagos by the Red-Quinine tree *Cinchona succirubra*. Environmental Conservation 15(3): 215-220.
- I. A. W. McDONALD, C. THEBAUD, W. A. STRAHM & D. STRASBERG, 1991. Effects of alien plant invasions on native vegetation remnants on La Réunion (Mascarenes Islands, Indian Ocean). Environmental Conservation 18(1): 51-61.
- D. B. McKEY & S. C. KAUFMANN, 1991. Naturalization of exotic Ficus species (Moraceae) in South Florida. Pp. 221-233 in T. D. CENTER *et al.* (éds.), Proceedings of the Symposium on Exotic Pest Plants, US Department of the Interior/National Park Service.
- B. N. McKNIGHT (éd.), 1993. Biological Pollution. The Control and Impact of Invasive Exotic Species. Indiana Academy of Science, Indianapolis.
- J. A. McNEELY, J. HARRISON & P. DINGWALL (éds.), 1994. Protecting Nature: Regional Reviews of Protected Areas. UICN/The World Conservation Union.
- J. A. McNEELY & W. STRAHM, 1996. IUCN and alien invasive species: a framework for action. Pp. 3-9 in C. D. A. RUBEC & G. O. LEE (éds.), Conserving Vitality and Diversity. Proceedings of the World Conservation Congress Workshop on Alien Invasive Species, October 20, 1996, Montreal. IUCN/Environment Canada.

- A. C. MEDEIROS, L. L. LOOPE, T. FLYNN, S. J. ANDERSON, L. W. CUDDIHY & K. A. WILSON, 1992. Notes on the status of an invasive Australian tree fern (*Cyathea cooperi*) in Hawaiian rain forests. *American Fern Journal* 82(1): 27-33.
- J.-Y. MEYER, 1994. Mécanismes d'invasion de *Miconia calvescens* DC. en Polynésie française. Thèse de doctorat, Université des Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier, 126 p.
- J.-Y. MEYER, 1995. Invasion by *Miconia calvescens* and its impact on native biota in Tahiti. Hawaii Conservation Conference, July 27-28, 1995, Ala Moana Hotel, Honolulu.
- J.-Y. MEYER, 1996a. Status of *Miconia calvescens* (Melastomataceae), a dominant invasive tree in the Society Islands (French Polynesia). *Pacific Science* 50(1): 66-76.
- J.-Y. MEYER, 1996b. Espèces et Espaces Menacés de la Société et des Marquises. Contribution à la Biodiversité de Polynésie française N°1-5. Délégation à l'Environnement/Délégation à la Recherche, 245 p.
- J.-Y. MEYER, 1997. Gestion de l'invasion par *Miconia calvescens* en Polynésie française. Colloque sur les Plantes Menacées de France, Métropole et Dom Tom, 15-17 octobre 1997, Brest, Le Quartz (Résumé)
- J.-Y. MEYER, sous presse. Observations on the reproductive biology of *Miconia calvescens* DC (Melastomataceae), an alien invasive tree on the island of Tahiti. *Biotropica*.
- J.-Y. MEYER, en prép. Epidemiology of the invasion by *Miconia calvescens* DC and reasons of a spectacular success in J.-Y. MEYER & C. W. SMITH (éds.), Proceedings of the First Regional Conference on Miconia Control. Délégation à la Recherche/Centre ORSTOM de Tahiti, Papeete.
- J.-Y. MEYER & J. FLORENCE, 1996. Tahiti's native flora endangered by the invasion of *Miconia calvescens* DC. (Melastomataceae). *Journal of Biogeography* 23(6): 775-783.
- J.-Y. MEYER & J.-M. MALET, 1997. Study and management of the alien invasive tree *Miconia calvescens* DC. (Melastomataceae) in the islands of Raiatea and Tahaa (Society Islands, French Polynesia): 1992-1996. Technical Report 111, University of Hawaii, Coop. Nat. Park Res. Studies Unit, Honolulu.
- J.-Y. MEYER & C. W. SMITH (éds.), en prép. Proceedings of the First Regional Conference on Miconia Control. Délégation à la Recherche/Centre ORSTOM de Tahiti, Papeete.
- S. L. MONTGOMERY, W. C. GAGNÉ & B. H. GAGNÉ, 1980. Notes on birdlife and nature conservation in the Marquesas and Society Islands. *Elepaio* 40(11): 155.
- H. A. MOONEY & J. A. DRAKE, 1986. Ecology of Biological Invasions of North America and Hawaii. Springer-Verlag, New York.
- F. K. MOREAN, 1991. Fat-pork or Icao (*Chrysobalanus icaco*, Rosaceae). An edible wild fruit for arid landscapes. *Fruits* 46(6): 703-708.
- M. C. NEAL, 1965. In Gardens of Hawaii. Bernice P. Bishop Museum Special Publication 50, Bishop Museum, Honolulu.
- H. OAKMAN, 1975. Tropical and Subtropical Gardening. Rigby, Jacaranda Press.
- D. C. PLUCKNETT, J. C. MOOMAW & C. H. LAMOUREUX, 1963. Root development in aluminous Hawaiian soils. *Pacific Science* 17: 398-406.

- G. T. PRANCE, 1970. The genera of Chrysobalanaceae in the Southeastern United States. *Journal of the Arnold Arboretum* 89: 398-406.
- G. T. PRANCE, 1972. Chrysobalanaceae. *Flora Neotropica*, Monograph N°9. Hafner Publishing Company, New York.
- G. T. PRANCE, 1979. Chrysobalanaceae. Pp. 4-5 in G. HARLING & B. SPARRE (éds.), *Flora of Ecuador*. Swedish Natural Science Research Council.
- S. E. REICHARD, 1997. Prevention of invasive plant introductions on national and local levels. Pp. 215-227 in J. O. LUKEN & J. W. THIERET (éds.), *Assessment and Management of Plant Invasions*. SpringerVerlag, New York.
- E. K. SCHOFIELD, 1973. Galápagos flora: the threat of introduced plants. *Biological Conservation* 5(1): 48-51.
- P. SIGALA, 1997. Le problème des espèces exotiques envahissantes en milieu insulaire fragile, un exemple : La Réunion. *Congrès Forestier Mondial*, 13-22 Octobre, Turquie.
- H. SLEUMER, 1988. A revision of the genus *Ardisia* Sw. (Myrsinaceae) in New Guinea. *Blumea* 33: 15-140.
- A. C. SMITH, 1985. *Flora Vitiensis. A New Flora of Fiji*. Pacific Tropical Botanical Garden, Lawai.
- C. W. SMITH, 1985. Impact of alien plants in Hawai'i's native biota. Pp. 180-250 in C. P. STONE & J. M. SCOTT (éds.), *Hawai'i's Terrestrial Ecosystems Preservation and Management*. University of Hawai'i Coop. Nat. Park Res. Studies Unit, Honolulu.
- C. W. SMITH, 1990. Weed management in Hawaii's National Parks. *Monogr. Syst. Bot. Miss. Bot. Gard.* 32: 233-234.
- M. E. SOULÉ, 1990. The onslaught of alien species and other challenges in the coming decades. *Conservation Biology* 4: 233-239.
- C. P. STONE & J. M. SCOTT (éds.), 1985. *Hawai'i's Terrestrial Ecosystems Preservation and Management*. University of Hawai'i, Coop. Nat. Park Res. Studies Unit, Honolulu.
- C. P. STONE, C. W. SMITH & J. T. TUNISON (éds.), 1992. *Alien Plant Invasions in Native Ecosystems of Hawai'i. Management and Research*. University of Hawai'i, Coop. Nat. Park Res. Studies Unit, Honolulu.
- C. P. STONE & L. L. LOOPE, 1996. Alien species in Hawaiian national parks. Pp. 132-158 in W. L. HALVORSON & G. E. DAVIS (éds.), *Science and Management in the National Parks*.
- D. STURROCK, 1959. *Fruits for Southern Florida. A Handbook for the Homeowner*. Southeastern Printing Co., Inc., Stuart, Florida.
- C. SWABEY, 1970. Endemic flora of the Seychelles islands and its conservation. *Biological Conservation* 2(3): 171-177.
- D. D. TIRVENGADUM, 1981. Rosaceae. *Rubus rosifolius*. Pp. 342-343 in M. D. DASSAYANAKE & F. R. FOSBERG (éds.), *A Revised Handbook to the Flora of Ceylon*. Oxford & IBH Publishing Co., vol. III.
- P. B. TOMLINSON, 1986. *The Botany of Mangroves*. Cambridge University Press.
- J. T. TUNISON, 1991. Strategies and successes in controlling alien plants in an Hawaiian National Park. Pp. 353-376 in T. D. CENTER, R. F. DOREN, R. L. HOFSTETTER, R. L. MYERS & L.

- D. WHITEAKER (éds.), Proceedings of the Symposium on Exotic Pest Plants, US Department of the Interior/National Park Service, Washington, D.C.
- J. T. TUNISON, L. D. WHITEAKER, L. W. CUDDIHY, A. M. LA ROSA, D. W. KAGELER, M. R. GATES, N. G. ZIMMER & L. STEMMERMANN, 1992. The distribution of selected localized alien plant species in Hawai'i Volcanoes National Park. Technical Report 84, University of Hawaii, Coop. Nat. Park Res. Studies Unit, Honolulu.
- I. M. TURNER & T. W. TAN, 1992. Ecological impact of alien plant species in Singapore. *Pacific Science* 46: 390-391 (Abstract).
- UNESCO, 1994. Island Agenda. An overview of Unesco's work on island environments, territories and societies. Unesco, Paris.
- P. M. VITOUSEK, 1989. Diversity and biological invasions of oceanic islands. Pp. 181-189 in E. O. WILSON (éd.), *Biodiversity*. National Academy Press, Washington.
- P. M. VITOUSEK, 1990. Biological invasions and ecosystem processes: towards an integration of population biology and ecosystem studies. *Oikos* 57: 7-13.
- P. M. VITOUSEK & L. R. WALKER, 1989. Biological invasion by *Myrica faya* in Hawai'i: plant demography, nitrogen fixation, ecosystem effects. *Ecological Monographs* 59(3): 247-265.
- W. L. WAGNER, D. R. HERBST & S. H. SOHMER, 1990. *Manual of the Flowering Plants of Hawaii*. University of Hawaii Press/Bishop Museum Press, Honolulu.
- D. C. WASSHAUSEN, 1995. Acanthaceae. Pp 359-361 in P. E. BERRY, B. K. HOLST & K. YATSKIEVYCH (éds.), *Flora of the Venezuelan Guyana*, vol. 2, Pteridophytes-Spermatophytes, Acanthaceae-Araceae. Missouri Botanical Garden, St Louis/Timber Press, Portland.
- D. F. WATERHOUSE & K. R. NORRIS, 1987. *Biological Control: Pacific Prospects*. Inkata Press, Melbourne.
- W. A. WHISTLER, 1995. *Wayside Plants of the Islands. A guide to the lowland flora of the Pacific Islands*. Isle Botanica, Honolulu.
- T. C. WHITMORE, 1973. *Palms of Malaya*; Oxford University Press, London: 67-70.
- G. P. WILDER, 1931. *Flora of Rarotonga*. Bernice P. Bishop Museum Bulletin 86, Honolulu.
- M. WILLIAMSON, 1996. *Biological Invasions*. Chapman & Hall.
- K. A. WILSON, 1996. Alien ferns in Hawaii. *Pacific Science* 50(2): 127-141.

*"He ali'i ka 'aina
He kauwa ke kanaka
He keiki aloha na mea kanu"*

"The land is the chief
Man is its servant
Beloved children are the plants"