



HAL
open science

Évaluation et suivi de la biodiversité dans l'île de Moorea, Polynésie française: approche méthodologique appliquée aux écosystèmes terrestres et marins

Hervé Chevillotte, Jean-Yves Meyer, Tiscar Mellado-Forichon, Jacques Florence, Esther Emmanuelli, Élisabeth Habert, René Galzin, Jocelyne Ferraris

► To cite this version:

Hervé Chevillotte, Jean-Yves Meyer, Tiscar Mellado-Forichon, Jacques Florence, Esther Emmanuelli, et al.. Évaluation et suivi de la biodiversité dans l'île de Moorea, Polynésie française: approche méthodologique appliquée aux écosystèmes terrestres et marins. *Revue d'Écologie*, 2014, 69 (3-4), pp.267-284. hal-03533271

HAL Id: hal-03533271

<https://hal.science/hal-03533271>

Submitted on 18 Jan 2022

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

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

ÉVALUATION ET SUIVI DE LA BIODIVERSITÉ DANS L'ÎLE DE MOOREA,
POLYNÉSIE FRANÇAISE : APPROCHE MÉTHODOLOGIQUE APPLIQUÉE
AUX ÉCOSYSTÈMES TERRESTRES ET MARINS

Hervé CHEVILLOTTE¹, Jean-Yves MEYER², Tiscar MELLADO-FORICHON†³,
Jacques FLORENCE⁴, Esther EMMANUELLI⁵, Élisabeth HABERT⁶,
René GALZIN⁷ & Jocelyne FERRARIS⁸

SUMMARY. — *Value and monitoring of biodiversity on Moorea Island, French Polynesia: a methodological approach of terrestrial and marine ecosystems.* — The island of Moorea in French Polynesia is representative of a relatively well preserved small tropical oceanic island but both its terrestrial and marine ecosystems are currently under strong anthropogenic pressures. The terrestrial ecosystems are facing an increasing urbanization, and the destruction and modification of their natural habitats by cultivation and forestry plantations, accidental or intentional fires, and particularly by the invasion of alien plant and animal species. Coastal areas and reef ecosystems are threatened by shoreline artificialization, sedimentation due to soil erosion, increasing uses of marine and lagoon resources and frequency of coral bleaching events. A significant erosion of terrestrial and marine biodiversity is observed on the island since the last decades. In the context of the Land Management Plan (PGA) and Marine Area Management Plan (PGEM) recently set up in the island by local authorities, scientific surveys and inventories were made in 2006 in order to assess the status of terrestrial biodiversity (vascular plants) and marine biodiversity (reef fishes) and compare areas with different anthropogenic pressures. Studies conducted on the flora and the vegetation at low and middle elevation along altitudinal transects show that the plant invasion process is related to climatic and topographic factors, and species autoecology. The marine study aims to compare the protected areas with control areas in order to test the effectiveness of protection measures and to propose a streamlined monitoring protocol. A methodological study in both terrestrial and marine ecosystems was conducted in order to propose biodiversity indicators which are crucial for decision making in conservation and sustainable development of island biodiversity. We used Geographic Information System (GIS) as a fast and intuitive tool for mapping indicators and their variability. This methodological approach developed on the island of Moorea could be used as a model for other tropical islands.

RÉSUMÉ. — Moorea est une petite île océanique tropicale de la Polynésie française relativement bien préservée, mais dont les écosystèmes terrestres et marins sont actuellement soumis à de fortes pressions anthropiques. Le milieu terrestre est confronté à une urbanisation croissante, à la destruction ou à la modification des habitats naturels pour l'extension des cultures ou des plantations forestières, aux incendies volontaires ou accidentels, et particulièrement à l'invasion d'espèces végétales et animales introduites. Les zones côtières et les récifs coralliens

¹ IRD-UMMISCO, Université de Yaoundé I, Cameroun. E-mail : herve.chevillotte@ird.fr

² Délégation à la Recherche, Papeete, B.P. 20981, 98713 Tahiti, Polynésie française. E-mail: jean-yves.meyer@recherche.gov.pf

³ GEKKO études, La Cugnassarié, F-81260 Le Bez.

⁴ IRD-MNHN, Herbar national, 16 rue Buffon. F-75005 Paris. E-mail: jflo@mnhn.fr

⁵ CPI Bassin de Thau – Parc Environnemental et Technologique, Route des Salins. F-34140 Mèze. E-mail: e-emmanuel@yahoo.fr

⁶ IRD France-Nord, 32 av. Henri Varagnat. F-93143 Bondy. E-mail: elisabeth.habert@ird.fr

⁷ EPHE, Labex CORAIL, USR 3278 CNRS-EPHE, CRIOBE et CBETM de l'Université de Perpignan, BP 1013 Moorea, 98729 Polynésie française. E-mail: galzin@univ-perp.fr

⁸ IRD-COREUS, Labex CORAIL, Observatoire Océanologique de Banyuls, BP44. F-66650 Banyuls s/Mer. E-mail: jocelyne.ferraris@ird.fr

sont menacés par de multiples perturbations telles que l'artificialisation des lignes de rivage, l'apport de sédiments dus à l'érosion des sols, l'augmentation des usages des ressources marines et lagunaires et de la fréquence des phénomènes de blanchissement du corail. Une érosion sensible de la biodiversité terrestre et marine de l'île est observée depuis les dernières décennies. Dans le cadre du Plan Général d'Aménagement (PGA) et du Plan de Gestion de l'Espace Maritime (PGEM) mis en place par les autorités locales, des inventaires scientifiques ont été réalisés en 2006 dans le but d'évaluer l'état de la biodiversité terrestre (plantes vasculaires) et marine (poissons récifaux) et de comparer des zones soumises à différentes perturbations. Les études réalisées sur la flore et la végétation de basse et moyenne altitude le long de transects altitudinaux montrent des processus d'invasion végétale différents en relation avec les facteurs climatiques, topographiques et autoécologiques des espèces. Les études en milieu marin visent à comparer des aires protégées à des aires témoins afin de suivre l'efficacité des mesures de gestion. La réflexion méthodologique menée parallèlement sur les deux écosystèmes a pour but d'illustrer différents indices de biodiversité nécessaires à la prise de décision en matière de conservation ou de développement durable de la biodiversité insulaire et de réaliser un état de référence pour établir un diagnostic sur l'état de la biodiversité. La représentation cartographique des indices à l'aide d'un SIG, illustrée dans cette étude avec la richesse spécifique terrestre et marine, permet une lecture intuitive et rapide de la variabilité de cet indice dont la restitution est basée sur une standardisation du nombre d'espèces. Cette approche méthodologique développée sur l'île de Moorea pourrait servir de modèle pour d'autres îles tropicales.

La Convention sur la Diversité Biologique (CDB) prévoit la mise en place d'un programme spécifique pour la conservation et l'utilisation durable de la biodiversité des écosystèmes terrestres et marins insulaires. Les îles de la zone intertropicale sont reconnues pour abriter une biodiversité unique mais d'un équilibre fragile, car soumise à des perturbations de plus en plus fortes. Celles-ci peuvent être d'origine naturelle – cyclones, *tsunami*, glissements de terrains, explosion démographique d'espèces indigènes dites « proliférantes » – ou d'origine anthropique – destruction et modification des habitats, surexploitation des ressources, pollutions, invasion par des espèces introduites. Le développement économique des états insulaires est lié en particulier aux activités halieutiques, agricoles, industrielles et touristiques qui se traduisent par une perturbation des habitats essentiels au maintien de la biodiversité marine et terrestre des zones littorales et des bassins versants. Face à ce constat, des inventaires de biodiversité s'intensifient, dans le Pacifique sud (missions aux Australes et à Rapa en Polynésie française entre 2002-2004, expédition Santo 2006 au Vanuatu, programme « Moorea Biocode » de barcodage de la biodiversité terrestre et marine initié en 2006, études liées au classement au patrimoine mondial de l'humanité des lagons de Nouvelle-Calédonie en 2008, campagnes océanographiques aux Marquises en 2011-2012).

Dans cette étude, la conservation de la biodiversité insulaire en Polynésie française est traitée à travers deux questions de gestion environnementale : les phénomènes d'invasion biologique, en particulier par le petit arbre *Miconia calvescens* (Melastomataceae), et le maintien ou la restauration de la biodiversité terrestre et marine. Cette biodiversité insulaire s'explique par l'histoire et la géographie des îles, notamment leur isolement par rapport aux continents les plus proches. La Polynésie française appartient à l'un des 34 *points chauds* de la biodiversité mondiale (« Polynesia-Micronesia hotspot »), comprend quatre zones d'endémisme aviaire selon *BirdLife International* et un « Centre de diversité végétale » (aux Marquises) selon l'UICN et le WWF. La flore vasculaire terrestre primaire comprend environ 890 espèces indigènes dont 550 endémiques (soit un taux d'endémisme de 62 %, atteignant 74 % pour les plantes à fleurs) et 11 genres endémiques. Pour la biodiversité marine, ce sont plus de 1024 espèces de poissons, 1500 mollusques, 978 crustacés, 176 coraux, et 425 algues qui ont été répertoriés. Les archipels de la Société, des Tuamotu et des Marquises sont considérés comme l'une des 43 écorégions marines prioritaires du WWF (Meyer & Salvat, 2009). Les écosystèmes coralliens représentent l'un des principaux apports en protéines des populations insulaires, surtout en Polynésie et Micronésie où les ressources terrestres sont limitées (Coyne *et al.*, 1984 ; Dalzell *et al.*, 1996). Comment alors concilier préservation de la biodiversité exceptionnelle de ces milieux et développement durable des activités liées à cette biodiversité ?

Moorea, d'une surface terrestre de 135 km² et culminant à 1207 m d'altitude, située à une vingtaine de kilomètres de Tahiti (Îles du Vent de l'archipel de la Société), est représentative d'une île océanique tropicale haute, d'origine volcanique dont l'âge géologique est estimé entre

1,1 et 2,4 MA (Clouard & Bonneville, 2004), relativement bien préservée mais actuellement soumise à une pression anthropique forte et croissante, notamment sur la frange côtière. Jusqu'à la seconde moitié du XIX^{ème} siècle, les Polynésiens, arrivés il y a un peu plus de 1000 ans, ont principalement occupé les basses et moyennes vallées propices à leur agriculture de subsistance (taro, *Colocasia esculenta*, patate douce, *Ipomoea batatas*, ignames, *Dioscorea* spp., châtaignier du Pacifique, *Inocarpus fagifer*, arbre à pain, *Artocarpus altilis* et bananiers, *Musa* spp.) contrastant avec l'occupation européenne qui a entraîné le reflux des populations vers la ceinture littorale, avec des contraintes importantes sur le milieu marin et un relatif soulagement pour les vallées (Garanger, 1993). Aujourd'hui, une réoccupation de l'espace sur les hauteurs semble s'effectuer sur de nombreuses îles comme Tahiti, avec de nouvelles introductions d'espèces (Larue, 2006). La déforestation, les incendies, l'urbanisation, les plantations forestières, l'extension des grandes cultures d'ananas, l'invasion par des plantes introduites (l'arbuste épineux *Lantana camara*, le petit arbre *Tecoma stans*, les lianes *Merremia peltata* et *Mikania micrantha*, le miconia, le tulipier du Gabon *Spathodea campanulata*, le caféier *Coffea arabica* et la ronce *Rubus rosifolius*) et animales, contribuent à modifier profondément les habitats naturels de l'île. Moorea, reste toutefois relativement moins touchée par les invasions biologiques végétales que Tahiti où, par exemple, Miconia introduit comme plante ornementale en 1937 dans un jardin botanique couvre actuellement près de 75 % de l'île soit plus de 80 000 hectares, alors qu'à Moorea, seuls 20-25 % de la surface sont concernés, représentant quelques vallées humides et les plus hauts sommets et pentes situés au dessus de 500 m d'altitude.

En milieu marin et côtier, plusieurs espèces ont été introduites, telles que le troca (*Trochus niloticus*) en 1957 et le palétuvier (*Rhizophora stylosa*) importé de Nouvelle-Calédonie dans les années 1930 pour permettre le développement de l'huître qui ne s'est jamais adaptée. Des cas de prolifération de l'étoile de mer dévoreuse de corail, *Acanthaster planci* localement appelée *taramea*, ont été notés ponctuellement au début des années 80 (Faure, 1989) et plus récemment de 2006 à 2009, au cours d'une invasion des plus intenses jamais enregistrées en Polynésie française (Kayal *et al.*, 2011). Les causes de cette perturbation d'origine naturelle ne sont toujours pas identifiées (Kayal *et al.*, 2012 ; Mohsen *et al.*, 2012).

La biodiversité marine est, quant à elle, sous la menace du cumul des perturbations sur l'écosystème corallien : l'artificialisation des rives, l'apport de sédiments dus à l'urbanisation, l'augmentation de la pression démographique et des usages liés à l'écosystème marin et la fréquence des phénomènes de blanchissement du corail avec pour conséquence la raréfaction des ressources. Les études à Moorea montrent un certain développement des récifs depuis les événements catastrophiques destructeurs de 1982-1983 (*taramea*, cyclones, El Niño). La partie frangeante contiguë à la côte et subissant de plein fouet les activités humaines localisées sur le littoral, est la plus touchée. L'estimation des rendements de pêche montre que le lagon est surexploité (Brenier *et al.*, 2013).

Sur 115 sites de conservation importants et prioritaires en milieu terrestre identifiés en Polynésie française par un collège d'experts en fonction de la richesse spécifique et écologique des sites et du degré de menace, huit sites sont présents à Moorea, dont deux considérés comme ayant une priorité de conservation haute (Meyer *et al.*, 2005). Cependant il n'existe pas aujourd'hui d'aires protégées terrestres sur l'île (Meyer, 2007), mais nous noterons que le domaine d'Opunohu a fait l'objet d'une demande de classement en espace protégé par la commune de Moorea-Maiao, en 2012. Le Plan Général d'Aménagement (PGA) et le Plan de Gestion de l'Espace Maritime (PGEM) nouvellement mis en place par les autorités locales sur l'île proposent un zonage et une réglementation des usages de l'espace insulaire. Le choix de la localisation de huit Aires Marines Protégées (AMP) est le résultat de nombreuses discussions entre riverains, scientifiques et gestionnaires, dont la principale recommandation était d'intégrer pour chaque AMP, l'ensemble de la zone allant du rivage à la pente externe.

Dans cette étude nous proposons d'évaluer l'état de la biodiversité terrestre et marine de l'île de Moorea à l'aide d'indices qui permettent de la caractériser et d'établir un diagnostic à partir d'un état zéro. Une réflexion méthodologique est également engagée pour proposer une restitution cartographique des indices de biodiversité terrestre et marine sur une base commune, afin de fournir des indicateurs pertinents pour l'aide à la décision en matière de gestion environnementale.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Le suivi de la biodiversité implique des indices capables de déceler des changements au cours du temps. La première difficulté méthodologique pour comparer des observations et interpréter des différences se situe au niveau du protocole d'observation (quelles unités d'observation, quelles variables à mesurer sur le terrain). Les tableaux I et II présentent les échelles d'observation propres à chacun des protocoles utilisés à Moorea pour la biodiversité terrestre et marine. On retrouve une similitude entre les échantillonnages faunistique et floristique visant à caractériser la diversité écologique de l'île de Moorea, ainsi que des spécificités propres qui sont présentées ci-dessous. On notera aussi les particularités sémantiques dans les noms de station et transect.

TABLEAU I

Échelles d'observation pour l'échantillonnage de la biodiversité terrestre

Échelle	Caractéristique	Biodiversité terrestre		
		Remarque	Superficie	Objectif
Population statistique	Zone : 4 types de végétation	Échantillonnage stratifié en fonction du type de végétation, de l'envahissement et de l'altitude	6600 m ²	Comparaison des zones envahies
Unités statistiques de 1 ^{er} ordre	Transect	Représentative de la zone	Gradient altitudinal	Étude des formations végétales en fonction de l'altitude et des activités anthropiques
Unités statistiques de deuxième ordre (unité d'observation)	Station	1 station par habitat ou biotope (3 ou 4 stations = 1 transect). Il n'y a pas de réplicats de chaque station	10x20 m ou 20x20 m Quadrat de 1x1 m	Étude des formations végétales du point de vue diversité et abondance
	Plan d'échantillonnage stratifié emboîté	Station dans transect dans zone		Étude de la composition, structure et abondance des communautés. Etude de la dynamique de l'invasion et de la régénération

TABLEAU II

Échelles d'observation pour l'échantillonnage de la biodiversité marine

Échelle	Caractéristique	Biodiversité marine		
		Remarque	Superficie	Objectif
Population statistique	Zone : 8 Aires Marines Protégées + 5 Aires Marines Témoins	Choix non aléatoire des zones. AMT supposée être couplée à une AMP : au point zéro on suppose que AMT=AMP	Variable suivant la zone	Comparaison AMP/ AMT pour efficacité de la protection. Comparaison des peuplements en fonction des facteurs environnementaux et anthropiques
Unité statistique de 1 ^{er} ordre	Radiale	Représentative de la zone AMT ou AMP	Gradient côte-large : fonction de la distance du récif barrière	Mise en évidence de l'effet habitat : variabilité inter-habitat
Unité statistique de deuxième ordre	Station	1 station par habitat	3 transects séparés chacun de 25 m = 250m ² (125x2)	Caractérisation du peuplement de la station : variabilité intra-habitat
Unité statistique de troisième ordre (unité d'observation)	Transect	3 réplicats par station	50 m ² (25x2)	Étude de la variabilité intra-station
	Plan d'échantillonnage stratifié emboîté appliqué deux fois par an	Transects dans station dans zone par saison (2) et par année (2)		Étude de la variabilité spatio-temporelle

MILIEU TERRESTRE

L'étude de la végétation, réalisée en 2006, s'appuie sur deux méthodes classiques en phytoécologie et foresterie : pour la caractérisation floristique des formations végétales dans les différentes stations d'étude, un inventaire de toutes les espèces végétales est réalisé et un coefficient d'abondance-dominance avec une échelle de 6 valeurs allant de + (espèce rare) à 5 (plus de 75 % de recouvrement) est attribué à chacune d'elles ; pour la structuration de la végétation, le diamètre à hauteur de poitrine ou DBH de toutes les espèces ligneuses dans les stations est mesuré. Pour notre étude, la borne inférieure choisie pour le DBH est de 1 cm, contre habituellement 5 ou 10 cm en forêt tropicale sempervivente continentale, en raison des structures forestières insulaires particulières. Ces mesures sont complétées par une ligne-quadrat dans l'axe central de chaque station, d'une largeur d'un mètre où sont notés toutes les plantules et les plants juvéniles des espèces ligneuses de diamètre inférieur à la limite fixée. La dimension des parcelles est de 20 x 10 m (soit 200 m²) afin de tenir compte des conditions physiographiques et topographiques particulières de Moorea (Fig. 1).

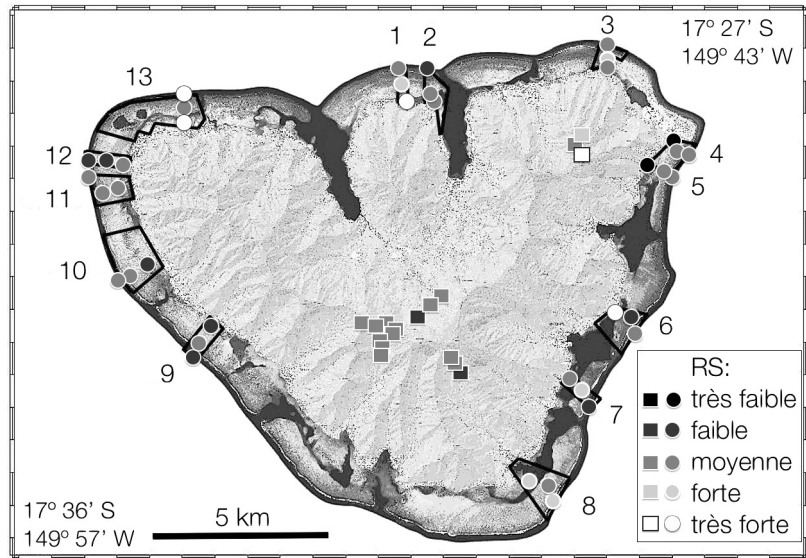


Figure 1. — Carte de localisation des stations d'échantillonnage (carré : milieu terrestre ; rond : milieu marin) et de la richesse spécifique de la flore terrestre (2006) et de la faune marine (saison chaude, 2005) après standardisation des données (Tab. X). Les stations terrestres du nord-est sont désignées par FAI (1 à 3), du centre-ouest par VAI (1 à 4) et MOU (1 à 3), du centre-est par OPU (1 à 4) et du centre-sud par MAA (1 à 3). Les valeurs des stations marines sont standardisées par habitat. Les intitulés de ces stations sont les suivants : 1. AMT Entre deux baies ; 2. AMP Pihaena ; 3. AMP Aroa ; 4. AMP Nuarei ; 5. AMT Temae ; 6. AMP Ahi ; 7. AMT Afareaitu ; 8. AMP Maatea ; 9. AMT Haapiti ; 10. AMP Taotaha ; 11. AMP Tetaiuo ; 12. AMT Gendron ; 13. AMP Tiahura. Seules les stations marines 4 et 5 possèdent la couleur noire (RS : très faible) au niveau du récif frangeant.

L'échantillonnage est du type stratifié, qui tient compte de deux facteurs : le type forestier et le degré d'invasion par *Miconia calvescens*. Pour le premier, on s'appuie sur les catégories proposées par Florence (1993) dans l'Atlas de la Polynésie française en distinguant :

- la série mésotropicale (Mth), avec une transition vers la série hygrotropicale représentée à moyenne altitude par la forêt naturelle à *Metrosideros collina-Commersonia bartramia*, la forêt à *Weinmannia parviflora-Alstonia costata-Cyathea affinis* et une forêt de transition à *Neonauclea forsteri-Crossostylis biflora-Weinmannia parviflora* ;

- la série hygrotropicale (Ha, Hba, Hma) représentée à basse et moyenne altitude par :

- la forêt naturelle à *Neonauclea forsteri-Angiopteris evecta* : pour l'essentiel, il s'agit déjà d'un faciès secondaire à *Spathodea campanulata*, grand arbre d'introduction européenne, ou d'un faciès édaphique à *Inocarpus fagifer*, grand arbre d'introduction polynésienne ;

- le faciès à *Aleurites moluccana*, arbre d'introduction polynésienne ;

- le groupement saxicole à *Tecoma stans*, arbuste à petit arbre d'introduction européenne.

Le second facteur permet de choisir des situations contrastées dans les densités de *Miconia* : absent ou peu dense ; densité moyenne en sous-bois, avec un couvert continu de juvéniles avec ou sans individus reproducteurs adultes en strate continue ou non ; densité forte de juvéniles en couvert plus ou moins monospécifique, avec une strate arborée indigène ou une strate supérieure plus ou moins monospécifique de *Miconia*.

Les stations les plus envahies sont celles de la série hygrotropicale de basse altitude à *Neonauclea* envahie aussi par *Spathodea* ou des forêts de transition de moyenne altitude. Celles à l'opposé, où *Miconia* est peu présent, relèvent souvent d'un faciès à *Inocarpus* de basse altitude.

En résumé l'échantillonnage en milieu terrestre couvre 4 types de végétation avec 3 à 4 parcelles ou stations pour chacun. Il n'y a pas de réplicat de chaque parcelle.

Nous insistons sur le fait que le PGEM mis en place par les autorités locales a permis d'établir un protocole important de mesures sur le milieu marin étalé sur deux ans, alors que de très faibles moyens étaient alloués au milieu terrestre.

MILIEU MARIN

Un suivi des AMP a été mis en place en 2004 à la demande du Service de la Pêche où les communautés marines de huit aires protégées (AMP) et cinq aires témoins (AMT) sont étudiées deux fois par an, conformément au protocole BACIPS (« Before After Control Impact Series ») de manière à contrôler l'impact de la mise en réserve (Osenberg *et al.*, 1992). Le principe de la méthode repose sur la surveillance en parallèle de deux zones, avant et après la mise en réserve de l'une d'entre elles, et l'analyse de l'évolution temporelle des descripteurs retenus (Lison de Loma *et al.*, 2008). La surveillance porte sur les 13 aires marines réparties autour de l'île, allant du rivage jusqu'à 70 mètres de profondeur sur la pente externe (Fig. 1). Chaque aire marine est divisée en trois biotopes, appelé ici habitat : le récif frangeant, le récif barrière et la pente externe ; échantillonnés par comptage visuel en plongée à -10 mètres de profondeur. Trois réplicats par station sont déterminés dans chaque habitat, représentés matériellement par un transect (25 m x 2 m) localisé de manière aléatoire. Le suivi porte donc sur 117 unités d'échantillonnage représentées par les transects. Le plan d'échantillonnage et la localisation des stations tiennent compte de la variabilité inhérente au système observé : variabilité d'habitats entre la côte et l'océan qui justifie la stratification, profondeur fixe, trois réplicats pour estimer la variabilité aléatoire liée à l'observation et à la mobilité des poissons et la couverture saisonnière pour intégrer le phénomène du recrutement.

Parmi les cinq peuplements 'descripteurs' retenus dans le programme de surveillance (coraux, algues, poissons, mollusques, échinodermes), seul le peuplement de poissons est considéré dans cette étude. L'espèce est identifiée par observation visuelle en plongée et la taille de chaque poisson observé est estimée. Le nombre moyen d'individus par 50 m² est calculé deux fois par an (saison chaude et saison froide) pendant deux ans (entre 2004 et 2006) pour chaque espèce et dans chaque zone.

CALCUL DE LA DIVERSITÉ : QUELS INDICES ?

Le traitement des données repose sur le choix de quelques indices pour caractériser la biodiversité et pour évaluer le niveau de perturbation des milieux par l'analyse de la structure des communautés biologiques et leur adaptation aux perturbations : espèces envahissantes pour le milieu terrestre et impact des usages, surtout la pêche, pour le milieu marin.

La mesure de la biodiversité induit plusieurs hypothèses (Magurran, 2005) :

– toutes les espèces sont égales – on ne fait pas de distinction entre les espèces, qu'elles soient emblématiques ou en danger, et on traite les espèces très abondantes de la même manière que les espèces peu abondantes. L'abondance relative d'une espèce dans un assemblage donné est le seul facteur qui détermine son importance dans la mesure de la diversité. Il est possible de faire des exceptions, et de donner par exemple plus de poids aux espèces les plus rares, ou aux espèces endémiques et de comparer la diversité de ces espèces choisies dans différents sites ;

– on considère également que tous les individus sont égaux, qu'ils soient petits ou gros. Cependant les techniques de comptage peuvent parfois entraîner des biais : les transects marins ne favorisent pas le comptage des individus cryptiques ;

– on suppose que les abondances d'espèces ont été calculées avec des unités comparables.

On distingue aussi différentes notions de diversité suivant les critères pris en compte pour mesurer la variabilité interspécifique ou entre les écosystèmes : la présence-absence des espèces, leur abondance, leur appartenance à des groupes d'espèces, telles que les familles, ou leurs caractéristiques de taille. Les indices utilisés vont varier suivant les variables prises en compte pour leur calcul et sont regroupés en trois catégories :

– la *richesse spécifique* (Rs) soit le nombre d'espèces recensées à l'échelle insulaire (*diversité γ*) ou à l'échelle de l'habitat (*diversité α*) ;

Le nombre d'espèces peut également être calculé en distinguant des espèces à caractéristiques particulières, telles que les espèces envahissantes des espèces non envahissantes ou les espèces rares des espèces dominantes. Cette approche permet ainsi d'évaluer le niveau de perturbation des milieux terrestres par les espèces envahissantes en se basant sur le calcul de l'indice d'envahissement (IE') obtenu avec la formule de Hawthorne (1995) :

$$IE' = [(2IE + nIE)/(IE + nIE)] \times 100$$

avec IE = nombre d'espèces envahissantes, nIE = nombre d'espèces non envahissantes.

Pour le milieu marin, sachant que le cortège spécifique des milieux coralliens se caractérise par un grand nombre d'espèces peu abondantes et peu fréquentes, on distingue le nombre d'espèces rares des autres espèces en faisant l'hypothèse que ces espèces sont indicatrices d'un degré de non-perturbation de l'écosystème. On considère par exemple qu'une espèce est rare si elle est représentée par un ou deux individus sur l'ensemble des observations (Chazdon *et al.*, 1998 in Magurran, 2005).

– la *diversité spécifique et l'équitabilité*, basées sur la caractérisation des distributions d'abondance des espèces : on cherche à décrire la régularité de ces distributions, c'est-à-dire à caractériser comment les individus se répartissent au sein du cortège spécifique. Plus la régularité est prononcée, plus le système est considéré à l'équilibre.

La diversité spécifique est exprimée à l'aide de l'indice de diversité (H) de Shannon et Weaver (1949) :

$$H = -\sum p_i \times \log_2 p_i \text{ où } p_i = N_i/N ; N_i = \text{effectif des individus de l'espèce } i ; N = \text{effectif total des } S \text{ espèces.}$$

L'indice d'équitabilité traduit la régularité de la distribution indépendamment du nombre d'espèces présentes et s'exprime par :

$$He = H / \log_2(S) \text{ où } S = \text{nombre d'espèces présentes.}$$

– la diversité basée sur la composition spécifique : on cherche à décrire les communautés par des espèces caractéristiques permettant de discriminer les milieux inventoriés sur la base de leur occurrence (distribution géographique) et de leur abondance numérique ou pondérale.

Pour le milieu terrestre nous avons retenu l'indice de valeur d'importance (IVI) des espèces (Curtis & Mac Intosh, 1950). En d'autres termes, il s'agit d'évaluer la prépondérance spécifique pour la zone échantillonnée ou pour des regroupements de stations correspondants à des types forestiers avec :

$$IVI = \text{FREQesp} + \text{DENSesp} + \text{DOMesp}$$

FREQesp = rapport de la fréquence spécifique (nombre de stations/placettes où l'espèce est présente) au total des fréquences spécifiques de toutes les espèces.

DENSesp = rapport de la densité absolue d'une espèce (nombre d'individus par unité de surface) au total des densités absolues de toutes les espèces.

DOMesp = rapport de l'aire basale d'une espèce (surface de la section du tronc mesurée à une hauteur $\leq 1,3$ m) au total des aires basales de toutes les espèces.

Afin de dégager les espèces caractéristiques du milieu marin en fonction des conditions environnementales, nous avons analysé les données avec un arbre de régression multiple (« Multiple Regression Tree » ou MRT) basé sur une décomposition de la variance de l'abondance des espèces par transect en fonction de facteurs explicatifs (habitat, saison, année), suivi du calcul de l'indice IndVal (« indicator value index ») (Claudet *et al.*, 2006). Cette approche permet de discriminer les unités d'observation en différents groupes et d'associer à chaque branche de l'arbre de régression un ou plusieurs facteurs significatifs expliquant le regroupement des observations, ainsi qu'une ou plusieurs espèces indicatrices. Les espèces indicatrices caractérisent un groupe d'observations correspondant à une feuille de l'arbre de régression si elles sont simultanément abondantes et fréquentes dans le groupe, comparées à l'ensemble de l'échantillon. L'indice IndVal correspond au produit de l'abondance relative et de la fréquence d'occurrence relative. Il a une valeur maximale quand une espèce est trouvée dans toutes les observations du groupe et dans aucun autre groupe. La signification statistique de l'espèce est évaluée par une procédure de randomisation.

Enfin la dernière approche utilisée en milieu marin, consiste à mesurer la diversité interhabitat (diversité β) en prenant en compte la composition spécifique pour comparer des observations à l'aide d'un arbre de classification (groupement hiérarchique selon l'association moyenne). Parmi la panoplie des nombreux indices proposés (Legendre & Legendre, 1998), la similarité entre les compositions spécifique de deux observations est mesurée par l'indice de Steinhaus (Poujade, 2005), prenant en compte les abondances des espèces. L'expression de l'indice de similarité de Steinhaus S_{St} entre deux observations i et j est : $S_{St} = 2W / (A + B)$ où W = somme du minimum de toutes les espèces, ce minimum étant défini comme l'abondance de chaque espèce pour celui des deux observations i et j où elle est plus rare ; A et B = somme des abondances de toutes les espèces dans chacune des deux observations. La méthode est appliquée à partir des unités statistiques primaires (radiales) décrites par la composition spécifique moyenne des 9 transects par AMP ou AMT afin de comparer la diversité entre les aires marines protégées ou non.

Parmi la panoplie de mesures de diversité proposées, on distingue des indices quantitatifs et qualitatifs, simples ou multiples, qui possèdent différentes caractéristiques numériques et graphiques importantes à considérer pour la compréhension et la communication des indicateurs. Le tableau III récapitule les indices pris en compte dans cette étude pour caractériser et/ou suivre la biodiversité terrestre et marine de l'île de Moorea.

TABLEAU III

Liste des indices utilisés pour caractériser et suivre la biodiversité terrestre et marine de Moorea et de leurs caractéristiques

Indice	Domaine	Catégorie	Mesures	Représentation graphique
Rs IE [*]	Marin / Terrestre	Richesse spécifique	Nombre d'espèces	Histogramme
H/He	Marin + Terrestre	Distribution d'abondance	Régularité de l'abondance des espèces	Profil / Diagrammes rang-fréquence
IVI	Terrestre	Composition spécifique / espèces caractéristiques	Fréquence spécifique densité absolue + aire basale d'une espèce	Histogramme
IndVal-MRT/ S _{St}	Marin	Composition spécifique/ espèces caractéristiques	Abondances d'espèces et facteurs discriminants	Arbre de décision/ classification

(Rs : Richesse spécifique, IE^{*} : indice d'envahissement, H : Indice de diversité, He : Indice d'équitabilité, IVI : Indice de valeur d'importance des espèces, MRT : Arbre de régression, S_{St} : Indice de similarité de Steinhaus)

RESTITUTION CARTOGRAPHIQUE DES INDICES

Une réflexion méthodologique a été menée sur la restitution des indices sous forme cartographique afin d'illustrer la variabilité des stations à l'aide d'un code de couleur et d'exprimer les indices en valeur semi-quantitative, facilitant la compréhension de la carte. On propose de baser la représentation sur une règle commune pour tous les indices et les deux milieux (terrestre et marin) en tenant compte de la variabilité propre à l'indice considéré.

La méthode repose sur la standardisation de l'indice considéré, exprimé en valeur centrée-réduite (écart-réduit) sur la base de l'ensemble des observations et d'après la formule :

$$Ni' = (Ni - \mu) / \sigma$$

avec Ni = indice calculé sur l'unité d'observation i , μ = indice moyen par unité d'observation, σ = écart-type de l'indice entre les unités d'observation.

Les valeurs standardisées, et les valeurs brutes correspondantes de l'indice, sont réparties dans cinq classes qui pourront être représentées par différents codes de couleur sur les cartes. Si la variable considérée montre une distribution normale, chacune de ces classes est associée à une probabilité d'obtenir une unité d'échantillonnage de la population statistique dans l'intervalle correspondant. On a ainsi une probabilité de 68,2 % d'observer une valeur comprise entre plus ou moins 1 écart-type de la moyenne de la distribution. Ceci permet de pointer des valeurs ayant une faible probabilité d'appartenir à la population statistique et donc de révéler des observations présentant un écart par rapport aux valeurs « normales » observées par ailleurs. On opte donc pour un code de couleur permettant de dégager des situations extrêmes par rapport à des situations moyennes.

À titre d'exemple, nous avons illustré la restitution cartographique de la richesse spécifique calculée sur les stations (unités statistiques d'ordre 2), des milieux terrestres et marins.

RÉSULTATS

RICHESSE SPÉCIFIQUE À L'ÉCHELLE INSULAIRE

La richesse spécifique exprimée à l'échelle insulaire par les données issues des prospections botaniques est égale à 467 espèces végétales dont 57 % représente la flore indigène et 43 % la flore introduite (naturalisée et envahissante). Ces données sont stockées à l'Herbier de Tahiti et des Îles (PAP) sous la forme de spécimens d'herbier. L'échantillonnage réalisé sur les quatre types forestiers de l'île a dégagé une richesse spécifique totale de 142 espèces. Parmi celles-ci, un total de 112 espèces représente 42 % de la flore indigène de l'île. Le tableau IV résume les rapports entre les différentes catégories de flore du plan d'échantillonnage terrestre avec celles de l'échelle insulaire.

TABLEAU IV

Richesse spécifique de Moorea et de l'échantillonnage 2006 en milieu terrestre en fonction des types de flore

	Moorea	Echantillonnage 2006
Flore indigène	265	112 (42%)
Flore introduite	202	30 (15%)
Flore totale	467	142 (30%)

La liste faunistique des poissons établie en 2006 recensait 1024 poissons en Polynésie dont 718 pour l'île de Moorea. L'échantillonnage des AMP et AMT sur les 4 campagnes entre 2004 et 2006 a permis l'observation de 221 espèces sur 117 transects.

On note un écart important entre la diversité insulaire trouvée dans la littérature ou les bases de données et les résultats des campagnes d'échantillonnages terrestres et marines retenues dans cette étude. L'évaluation de la diversité à l'échelle d'une communauté ou de l'île dépend en effet :

- de l'échelle d'observation, notamment pour le marin où les listes sont établies sur la base de comptages visuels en plongée, pêches expérimentales et/ou débarquements de pêche.
- de l'intensité de l'échantillonnage : chaque nouvelle campagne d'échantillonnage apporte son nouveau lot d'espèces observées, car de nombreuses espèces présentent une occurrence très faible avec une faible abondance. L'échantillonnage terrestre de 2006 a permis de rajouter trois espèces endémiques non citées jusqu'alors pour Moorea.

RICHESSE SPÉCIFIQUE À L'ÉCHELLE DE L'HABITAT

La richesse spécifique du milieu terrestre, à l'échelle de l'habitat, est calculée sur les 17 stations réparties dans 4 principaux types ou séries de végétation. En fonction des espèces pré-

sentés, les types forestiers sont caractérisés (Tab. V) et la proportion de *Miconia* est calculée par rapport à tous les individus inventoriés (arbres à DBH ≥ 1 cm). Les trois premières stations contiennent également quelques pieds adultes de *Miconia* dans la canopée. La figure 2 montre pour chaque station la richesse spécifique de la flore indigène et de la flore totale (indigène et introduite). Les « forêts à *Inocarpus* » (MAA1, ou OPU3) sont parmi les plus pauvres du fait de conditions édaphiques particulières qui limitent l'installation d'espèces appartenant à la « forêt à *Neonauclea-Angiopteris* ». *Inocarpus*, espèce introduite et plantée par les Polynésiens pour ses graines comestibles, a réussi à coloniser la plupart des forêts de bords de rivière (ou ripisylves). À l'autre extrémité, les parcelles (FAI3 ou FAI2) qui appartiennent à la forêt mésotropicale à hygrotropicale d'altitude avec *Weinmannia*, *Myrsine* ou *Cyathea* dominants, représentent les milieux les plus riches.

TABLEAU V
Types forestiers et envahissement de *Miconia calvescens* par station

Station	Série	Type forestier	Effectif	Proportion de <i>Miconia</i>
VAI1	Hba	Forêt à <i>Spathodea-Neonauclea</i> ; Sous-bois à <i>Miconia</i>	220	84%
MOU3	MtH	Forêt à <i>Weinmannia-Astronidium</i> ; Sous-bois à <i>Miconia</i>	256	74%
VAI4	Hba	Forêt à <i>Spathodea-Neonauclea</i> ; Sous-bois à <i>Hibiscus-Miconia</i>	129	63 %
OPU3	Hba	Forêt à <i>Inocarpus</i>	67	58%
VAI3	Hba	Forêt à <i>Spathodea-Neonauclea</i> ; Sous-bois à <i>Miconia-Syzygium</i>	315	57%
FAI3	Ha	Forêt à <i>Weinmannia</i> ; Sous-bois à <i>Cyathea-Miconia</i>	392	55%
VAI2	Hma	Forêt à <i>Neonauclea-Hibiscus</i> ; Sous-bois à <i>Miconia-Ixora</i>	158	49%
FAI1	Ha	Forêt à <i>Weinmannia-Neonauclea</i> ; Sous-bois à <i>Cyathea-Miconia</i>	136	49%
OPU4	Hba	Forêt à <i>Spathodea-Aleurites</i> ; Sous-bois à <i>Miconia-Hibiscus</i>	54	46%
MOU2	Hma	Forêt à <i>Spathodea-Neonauclea</i> ; Sous-bois à <i>Miconia-Crossostylis</i>	151	36 %
FAI2	MtH	Forêt à <i>Weinmannia-Myrsine</i> ; Sous-bois à <i>Cyathea-Miconia</i>	191	20%
MOU1	Hba	Forêt à <i>Neonauclea-Hibiscus</i> ; Sous-bois à <i>Ixora-Syzygium</i>	158	16%
OPU1	Hba	Forêt à <i>Spathodea-Neonauclea-Hibiscus</i> ; Sous-bois à <i>Ixora-Cyclophyllum</i>	199	10%
OPU2	Hba	Forêt à <i>Neonauclea-Barringtonia</i> ; Sous-bois à <i>Ixora-Cyclophyllum</i>	67	6%
MAA3	Hma	Forêt à <i>Spathodea-Crossostylis</i> ; Sous-bois à <i>Hibiscus-Cyathea</i>	84	1%
MAA1	Hba	Forêt à <i>Inocarpus-Neonauclea</i> ; Sous-bois à <i>Coffea</i>	106	0%
MAA2	Hba	Forêt à <i>Neonauclea-Inocarpus</i> ; Sous-bois à <i>Syzygium malaccense</i>	49	0%

Ha ; série hygrotropicale d'altitude, Hba ; série hygrotropicale de basse altitude, Hma ; série hygrotropicale de moyenne altitude, MtH ; série mésotropicale transition hygrotropicale. La colonne « effectif » représente le nombre d'individus inventoriés (arbres à DBH ≥ 1 cm)

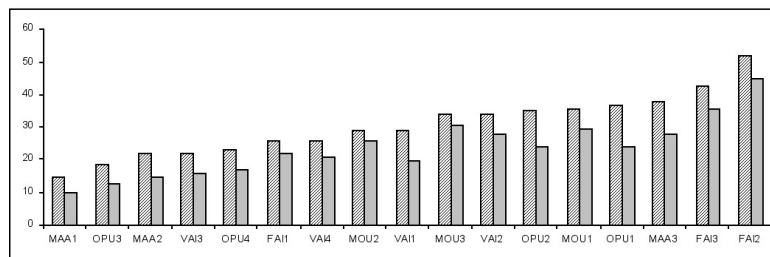


Figure 2. — Diagramme en bâtons de la richesse spécifique de la flore terrestre classée par ordre croissant (gris : flore indigène ; hachuré : flore totale). L'axe des « x » représente le sigle des parcelles et l'axe des « y » le nombre d'espèces/parcelle.

Pour le milieu marin, le tableau VI donne la richesse spécifique moyenne et la variabilité intertransect par habitat indiquant une faible variabilité et une moyenne plus élevée (30,1 espèces) pour la pente externe par rapport aux deux autres habitats (10,1 ou 9,7 espèces). Ces statistiques reflètent les pressions environnementales côtières subies par le peuplement de poissons et les différences dues au processus de colonisation larvaire et de migration lors de la croissance et de la reproduction des individus. La variabilité, décrite par le coefficient de variation et l'écart-type, se décompose en plusieurs sources : aléas d'échantillonnage (variabilité intrastation ou interréplicat), temps (saison et année), espace (variabilités interhabitat, interstation et statut de protection). L'effet de ces différentes sources peut être testé, par exemple, par l'analyse de variance.

TABLEAU VI

Statistiques descriptives de la richesse spécifique des poissons récifaux de Moorea sur un échantillon total de 468 transects. L'unité de valeur est le nombre d'espèces/transect de 50m²

Statistique	Echantillon total	Récif frangeant	Récif barrière	Pente externe
moyenne	16,7	10,1	9,7	30,1
minimum	0	0	2	13
maximum	48	24	22	48
écart-type	11	5,5	4	6,6
coefficient de variation	0,66	0,54	0,41	0,22

RICHESSE SPÉCIFIQUE EN FONCTION DES CARACTÉRISTIQUES DES ESPÈCES

L'indice IE' calculé pour le milieu terrestre repose uniquement sur le nombre d'espèces et ne permet pas de mesurer leur prépondérance, il fournit néanmoins un état des lieux, sachant que *Miconia* est présent sur la quasi-totalité des stations au moins au stade de plante. Le nombre d'espèces envahissantes est égal à 5 sur l'ensemble des stations et pour mieux caractériser l'envahissement de *Miconia*, nous avons appliqué un coefficient de pondération à l'indice IE' tel que : $IEp = IE' (1 + Ni/N)$ où Ni/N représente la part relative du nombre d'individus de cette espèce.

La figure 3 indique clairement l'importance relative de *Miconia* par rapport aux autres espèces végétales. Les indices les plus faibles ($IEp < 120$) sont représentés principalement par les stations à faciès à *Inocarpus* de basse altitude, alors que les stations les plus envahies ($IEp > 150$) relèvent majoritairement de la série hygrotropicale de basse et moyenne altitude à *Neonauclea* envahie aussi par *Spathodea*.

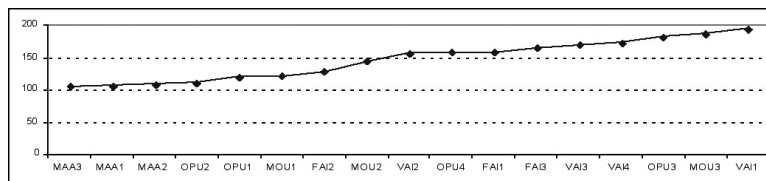


Figure 3. — Indice d'envahissement IEp de *Miconia calvescens* par station terrestre, classé par ordre croissant.

Au cours des 4 campagnes d'échantillonnage en milieu marin, 42 % des 221 espèces échantillonnées sont classées comme espèces rares : 50 espèces représentées par un individu et 43 espèces par deux individus. Le suivi du nombre d'espèces rares au cours du temps et dans l'espace devrait permettre de voir si les mesures de protection favorisent la biodiversité par la présence d'espèces observées avec, par exemple, 1 ou 2 individus dans une station.

DIVERSITÉ SPÉCIFIQUE ET ÉQUITABILITÉ

Pour le milieu terrestre, nous avons procédé à une double évaluation de l'indice de diversité (H) de Shannon et Weaver calculé à partir de la flore ligneuse indigène et introduite d'une part, et de la seule flore ligneuse indigène, d'autre part. Avec la flore ligneuse indigène, l'indice varie de 0,72 à 3,32, exprimant ainsi de fortes variations d'abondance d'espèces. Un indice H proche de zéro traduit un milieu fortement marqué par une espèce abondante et d'autres espèces faiblement représentées. Les différentes valeurs de l'indice H apportent plusieurs informations sur la régularité de l'abondance des espèces au sein de chacune des stations :

- La faible abondance d'une espèce envahissante (*Miconia calvescens*) se traduit par une forte augmentation de la diversité spécifique (VAI1 et MOU3), mais qui peut être tempérée par une forte diminution du nombre d'espèces (VAI3) ;
- les stations dont la richesse spécifique est essentiellement composée d'espèces introduites subissent une baisse de l'indice H (MAA1, MAA2, OPU4 et OPU1) ;
- l'émergence d'une ou plusieurs espèces indigènes abondantes (*Cyathea affinis* et *Crossostylis biflora*) suite à l'absence d'espèces introduites plus ou moins abondantes s'exprime par une diminution de l'indice de diversité H (FAI1, FAI3 et MAA3).

Concernant l'indice d'équitabilité, la figure 4 montre des différences plus marquées entre les deux courbes, avec des valeurs systématiquement inférieures pour les indices calculés avec la flore « ligneuse indigène et introduite » à partir de la station MOU3. Cette différence soutenue est due à la surabondance des espèces introduites avec en particulier *Miconia calvescens*, présent dans la quasi-totalité des stations, sauf dans MAA2 et MAA1 où il s'agit de *Syzygium malaccense* et de *Coffea arabica*. Le cas de la station FAI3 reste intéressant car l'égalité des indices traduit l'abondance de deux espèces dont l'une est envahissante (*Miconia calvescens*) et l'autre indigène (*Cyathea affinis*).

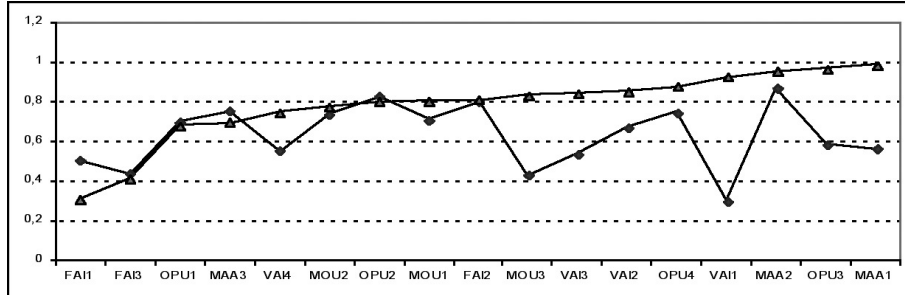


Figure 4. — Graphique de l'indice d'équitabilité He par station terrestre. Ligne croissante : flore ligneuse indigène. Ligne brisée : flore ligneuse indigène et introduite.

L'indice de Shannon est également calculé pour la communauté de poissons récifaux : il varie de 0 (pas d'espèce sur un transect) à 4,57, avec une moyenne de 2,56 par transect alors que l'indice d'équitabilité, avec une moyenne de 0,71, traduit la régularité de la distribution indépendamment du nombre d'espèces présentes. La distribution d'abondance est représentée par la figure 5 sous la forme de diagrammes rang-fréquence (Frontier, 1977). Cette figure révèle un profil caractéristique (convexe) d'une communauté plus équilibrée pour la pente externe et moins soumise aux perturbations anthropiques par rapport au récif frangeant qui présente une décroissance régulière de la série des espèces. Outre la présence d'une espèce dominante, le profil des transects de récif barrière, d'une diversité moyenne équivalente à celle du récif frangeant, illustre un partage plus équitable des ressources entre les espèces de poissons.

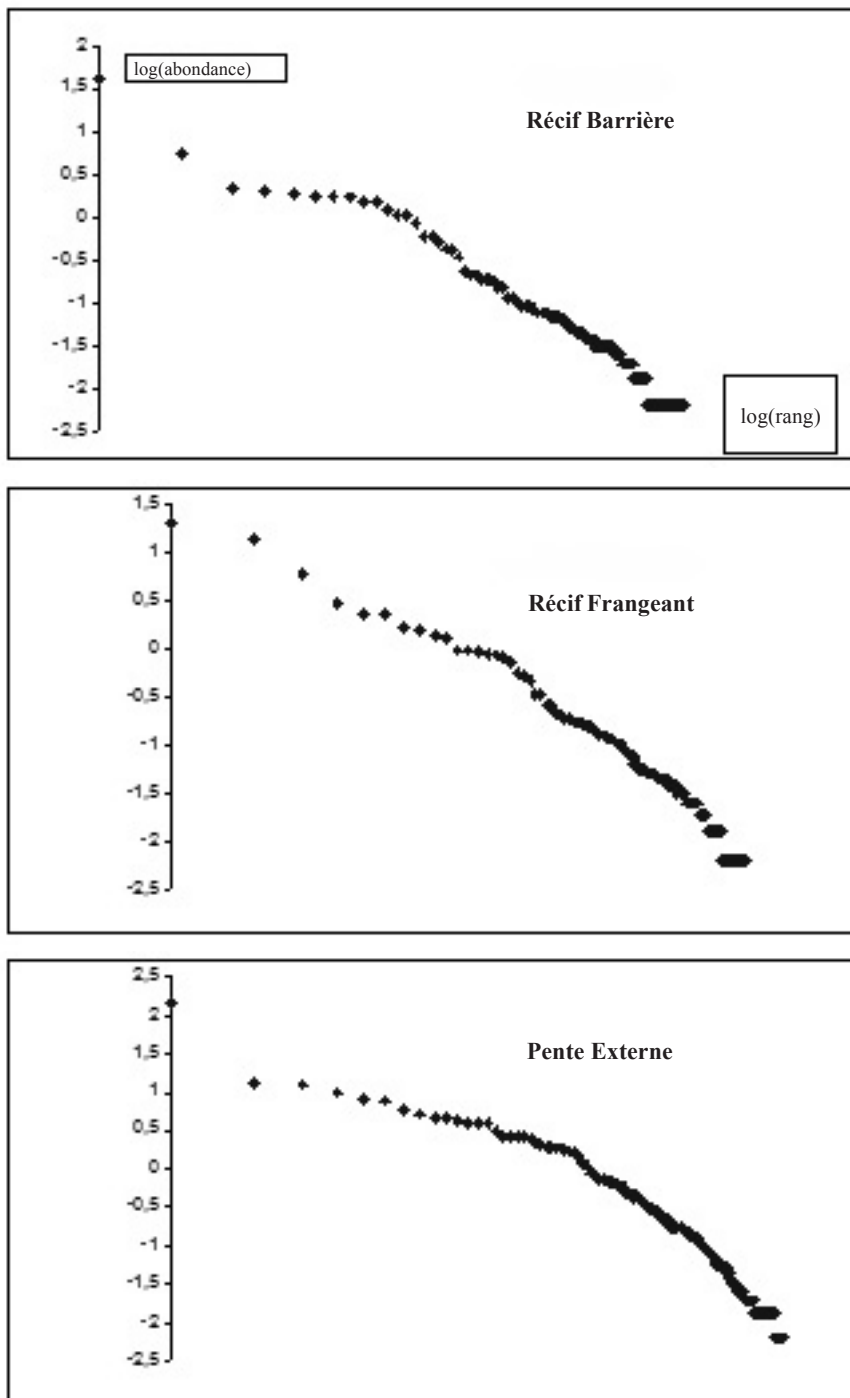


Figure 5. — Diagrammes rang-fréquences des communautés de poissons récifaux ; L'axe des « x » représente le nombre d'individus observés par espèce et l'axe des « y » le rang de l'espèce classé par ordre décroissant de la plus abondante (rang 1) à la moins abondante (rang maximal = nombre d'espèces) (récif barrière : 130 espèces, récif frangeant : 124 espèces, pente externe : 231 espèces).

DIVERSITÉ BASÉE SUR LA COMPOSITION SPÉCIFIQUE

En milieu terrestre, l'étude de la prépondérance spécifique repose sur le regroupement des stations suivant trois entités floristiques : la « forêt à *Metrosideros-Commersonia* », la « forêt à *Neonauclea-Angiopteris* » (incluant le faciès à *Aleurites*) et la « forêt à *Inocarpus* ». L'examen des tableaux VII, VIII et IX montre que les espèces envahissantes telles que *Miconia* et *Spathodea* possèdent les indices parmi les plus forts et tout particulièrement pour *Miconia* qui est classé en premier dans les forêts de moyenne altitude, du fait d'une densité relative très élevée (52 et 42 %). L'analyse des valeurs de l'indice IVI démontre que les types forestiers retenus par l'Atlas de la Polynésie française (1993) sont obsolètes pour l'île de Moorea : les espèces émergentes comme *Neonauclea* régressent au bénéfice de *Spathodea* et le sous-bois à celui de *Miconia*, toutes deux considérées comme envahissantes en Polynésie française. De même la série à *Weinmannia-Cyathea* est, elle aussi, progressivement envahie par ces deux espèces. Seule la forêt à *Inocarpus* semble plus résistante à l'invasion, il conviendrait par exemple de mener des études d'autoécologie et d'écophysiologie plus fines pour approcher ce phénomène.

TABLEAU VII

Indice de valeur d'importance des espèces (IVI) pour la « forêt à Metrosideros-Commersonia »

Forêt à <i>Metrosideros-Commersonia</i>	Dominance relative	Fréquence relative	Densité relative	Indice IVI
<i>Miconia calvescens</i>	12,01	7,14	52,2	71,35
<i>Cyathea affinis</i>	18,95	7,14	22,87	48,96
<i>Weinmannia parviflora</i>	33,44	7,14	4,92	45,5
<i>Astronidium</i> sp.	8,44	5,36	1,84	15,64
<i>Crossostylis biflora</i>	4,29	7,14	2,15	13,58
<i>Alstonia costata</i>	1,28	7,14	3,69	12,11
<i>Myrsine fusca</i>	4,26	3,57	3,59	11,42
Autres espèces	17,33	55,37	8,74	81,44

TABLEAU VIII

Indice de valeur d'importance des espèces (IVI) pour la « forêt à Neonauclea-Angiopteris »

Forêt à <i>Neonauclea-Angiopteris</i>	Dominance relative	Fréquence relative	Densité relative	Indice IVI
<i>Miconia calvescens</i>	3,99	7,87	42,68	54,54
<i>Spathodea campanulata</i>	26,64	7,08	10,93	44,65
<i>Neonauclea forsteri</i>	27,87	7,87	4,62	40,36
<i>Hibiscus tiliaceus</i>	18,6	7,87	5,47	31,94
<i>Ixora mooreensis</i>	1,52	7,08	9,3	17,9
<i>Syzygium malaccense</i>	1,01	6,3	8,85	16,16
<i>Crossostylis biflora</i>	4,01	5,51	5,99	15,51
<i>Cyclophyllum barbatum</i>	0,78	5,51	3,71	10
Autres espèces	15,58	44,91	8,45	68,94

TABLEAU IX

Indice de valeur d'importance des espèces (IVI) pour « la forêt à Inocarpus »

Forêt à <i>Inocarpus</i>	Dominance relative	Fréquence relative	Densité relative	Indice IVI
<i>Inocarpus fagifer</i>	69,01	12	16,28	97,29
<i>Neonauclea forsteri</i>	24,39	12	5,43	41,82
<i>Coffea arabica</i>	0,19	8	33,48	41,67
<i>Miconia calvescens</i>	0,09	4	17,65	21,74
<i>Syzygium malaccense</i>	0,15	8	10,4	18,55
<i>Pisonia tahitensis</i>	0,51	12	4,52	17,03
Autres espèces	5,66	44	12,24	61,9

En milieu marin, l'analyse de l'arbre de régression sur les abondances montre que l'habitat constitue le premier facteur explicatif de la composition en espèces : il représente 36 % de la variance expliquée par le modèle, la pente externe étant significativement différente du lagon (récifs frangeants et barrière). À l'intérieur de cet habitat, le deuxième facteur qui explique 13 % de la variance, distingue les sites de la côte ouest des autres sites. Les espèces indicatrices de chaque chemin de l'arbre sont ensuite recherchées au moyen de l'indice IndVal: on trouve pour la pente externe, 32 espèces indicatrices de cet habitat qui représentent une densité moyenne par transect de 193,6 individus sur une moyenne globale de 268,9 individus. On peut donc estimer 70 % du nombre moyen d'individus en comptant uniquement ces 32 espèces indicatrices. Parmi les groupes d'espèces caractéristiques identifiées pour chaque branche, des espèces indicatrices d'un effet « pêche » (ou son interdiction) sont proposées en fonction de différents critères : occurrence (%), dominance, abondance moyenne, écart-type, facilité d'identification, espèce ciblée par la pêche et taille maximale d'un individu. Les deux premiers critères sont basés sur des statistiques descriptives des stations considérées et les trois derniers critères sur une connaissance experte. L'espèce *Chlorurus sordidus* (un poisson-perroquet) est par exemple proposée pour la pente externe de la côte ouest de Moorea ; ciblée par la pêche et caractéristique de l'état initial de la zone décrit lors des échantillonnages de 2004-2006, elle pourrait être suivie en tant qu'espèce indicatrice pour évaluer l'effet de la mesure de protection au cours du temps.

L'analyse de la matrice symétrique de l'indice de Steinhaus mesurant la similarité entre les 13 aires marines de Moorea réalisée par classification automatique permet de mettre en évidence trois groupes spatiaux de stations (Fig. 6). L'association entre l'AMP Pihaena et l'AMT Afareaitu est très certainement due à leur proximité avec les abords des passes océaniques avoisinantes (Fig. 1). Ces deux aires marines sont les seules sur l'île à être situées aussi proches des passes, ce qui peut provoquer un apport d'espèces océaniques parmi les espèces lagunaires, et ainsi créer un peuplement mixte composé de familles particulières : ces stations sont riches en *Siganidae*, *Apogonidae*, *Lethrinidae* et *Synodontidae*. Le regroupement des aires marines Taotaha, Tetaiuo et Gendron pourrait être dû à l'activité du nourrissage de requins réalisé dans les environs. En effet, les familles majoritairement présentes dans ces aires marines sont principalement carnivores (*Carcharinidae* et *Fistularidae*).

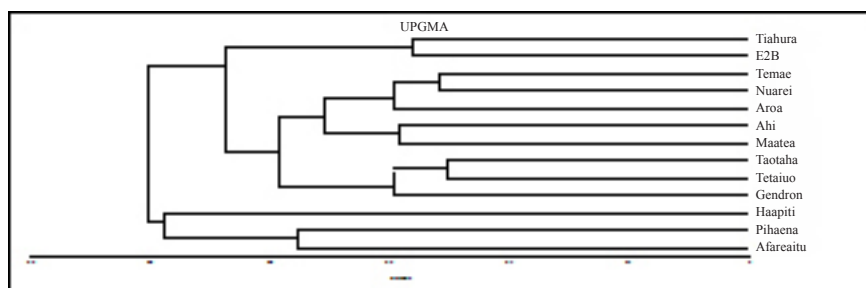


Figure 6. — Arbre de classification des zones AMP et AMT dont la similarité est mesurée par l'indice de Steinhaus (Poujade, 2005).

REPRÉSENTATION DE LA BIODIVERSITÉ PAR RESTITUTION CARTOGRAPHIQUE






Les valeurs standardisées de la richesse spécifique calculée par station marine et terrestre, et les valeurs brutes correspondantes, sont réparties dans les cinq classes représentées par cinq codes de couleur sur les cartes (Tab. X, Fig. 1). Cette méthode a l'avantage de définir un référentiel à un état zéro qui permet des comparaisons dans l'espace et dans le temps pour faciliter la lecture et l'aide à la décision.

Pour le milieu marin, deux approches sont abordées : une standardisation sur l'ensemble des stations, sans faire de distinction entre les habitats et une standardisation propre à chaque habitat. En effet, on a vu que la richesse spécifique des trois habitats était très contrastée (pente externe plus riche que les récifs des lagons) : la représentation d'une carte de la richesse standardisée sur l'ensemble des stations ne met pas en évidence les contrastes entre les zones,

dégageant visuellement la forte richesse de la pente externe par rapport au lagon. Une carte de richesse standardisée par habitat permet de mieux appréhender les deux sources de variabilité: le gradient côte-large et le pourtour de l'île (Fig. 1). Les zones les plus riches sont au nord-ouest de l'île alors que les récifs frangeants du nord-est pourraient être soumis à de fortes perturbations dues à des impacts anthropiques liés au tourisme (hôtel, golf, plage).

TABLEAU X

Répartition en cinq classes de la richesse spécifique (Rs) standardisée (valeur centrée réduite) pour les milieux terrestre et marin. Entre parenthèses, est indiquée, en italiques, la valeur absolue correspondante de la Rs en nombre d'espèces observées par habitat

Richesse spécifique (Rs)	Milieu terrestre	Milieu marin (2005, saison 2) (Frangéant, Barrière, Pente externe)	Couleur
très faible	inf. à -2 (<i>< 15</i>)	< -0,79 (<i>F : < 6, B : < 7 ; PE : < 25</i>)	noir 
faible	de -2 à -1 (<i>15 à 20</i>)	de -0,79 à -0,26 (<i>F : 6 à 9, B : 7 à 9 ; PE : 25 à 28</i>)	gris 
moyenne	de -1 à +1: (<i>20 à 40</i>)	de -0,26 à +0,26 (<i>F : 9 à 11, B : 9 à 12 ; PE : 28 à 32</i>)	gris moyen 
forte	de +1 à +2 (<i>40 à 50</i>)	de 0,26 à 0,79 (<i>F : 11 à 13, B : 12 à 14 ; PE : 32 à 35</i>)	gris clair 
très forte	sup à +2: (<i>> 50</i>)	> 0,79 (<i>F : > 13, B : > 14 ; PE : > 35</i>)	blanc 

Pour le milieu terrestre, la représentation d'une carte de la richesse standardisée permet de mettre en évidence le contraste entre deux zones avec au centre de l'île des forêts à *Neonauclea* envahies par *Spathodea* et *Miconia* (basse altitude) caractérisées par une faible ou moyenne richesse spécifique, tandis qu'au nord-est nous trouvons la forêt de moyenne altitude à *Weinmannia Metrosideros* qui possède les milieux les plus riches.

DISCUSSION ET CONCLUSION

L'analyse de la biodiversité végétale de basse et moyenne altitude de Moorea, le long des transects altitudinaux, montre des processus d'invasion différents en relation avec les facteurs mésoclimatiques et autoécologiques. Les moyens disponibles n'ayant pas permis d'effectuer des mesures temporelles et de déployer un dispositif d'échantillonnage réparti dans toute l'île de Moorea, les données de l'étude terrestre ne permettent pas, à la différence de celles de l'étude marine, d'analyser la dimension temporelle des mécanismes en jeu. Le choix de la localisation des parcelles s'est porté en priorité dans le centre et dans la zone nord-est de l'île, afin de mieux prendre en compte le poids des espèces invasives dans l'évaluation de la biodiversité et de pouvoir réaliser un état zéro. Il faut malgré tout noter que c'est la première fois que ce type d'inventaire forestier et de mesures par des indices est réalisé en Polynésie française. Les analyses fournies par un indice tel que l'IVI mettent en évidence les processus d'envahissement par *Miconia calvescens* et *Spathodea campanulata* et la nécessité de mettre en œuvre des mesures de protection sur les zones d'altitude riches en biodiversité. L'étude du milieu terrestre tranche sur celle du milieu marin par l'absence d'aires protégées mais elle représente une étape indispensable en vue d'une politique de conservation.

L'étude en milieu marin visait à comparer les aires protégées à des aires témoins afin de tester ultérieurement l'efficacité des mesures de protection mises en place en 2004 et de

proposer un protocole de suivi allégé. Pour la période considérée (2004-2006), il ne se dégage pas de différences entre les zones témoins et les zones en réserve, suite à l'analyse globale des principales sources de variabilité intervenant sur les peuplements de poissons (exposition des côtes au vent et au courant, variabilité saisonnière et annuelle). Cette situation souligne que ces observations peuvent servir de référence pour définir un état zéro d'avant le plan de gestion dont l'efficacité ne peut pas être effective deux ans après sa mise en place. Conformément au protocole BACIPS, la comparaison de l'évolution des zones protégées avec leur zone témoin permettra de contrôler l'effet des autres facteurs expliquant la diversité des populations de poissons (Lison de Loma *et al.*, 2008). À partir des variations spatio-temporelles observées au cours des saisons et de deux années successives autour de l'île, un suivi pourrait être proposé en diminuant l'effort d'échantillonnage dans le temps, l'espace et le type de variables mesurées sur le terrain en fonction des indices de biodiversité retenus.

Les études théoriques défendent l'idée d'une influence positive de la biodiversité sur la productivité, la résilience et la résistance des écosystèmes aux perturbations d'origine naturelle ou anthropique, telles que les phénomènes invasifs ou l'exploitation des ressources (Allison, 2004 ; Alday *et al.*, 2013). Les aires protégées, en favorisant la restauration de la biodiversité, devraient donc permettre une meilleure diversité écologique, que ce soit au travers de la protection des habitats essentiels aux espèces ou de l'accomplissement des processus biologiques et écologiques inhérents à un bon équilibre entre les communautés. Il est cependant très délicat de trouver une relation de cause à effet entre la mise en protection du milieu et la biodiversité, notamment en milieu marin. Les espèces marines se reproduisant avec des millions de propagules, l'effet "réserve" n'agit pas en direct sur la biodiversité (plus d'espèces dans l'espace protégé) et la variabilité naturelle des espèces nécessite des analyses statistiques sophistiquées pour mettre en évidence les différents effets observés en tenant compte des différentes sources de variabilité des données (Ferraris *et al.*, 2005). L'effet de la protection est surtout traduit en termes de gestion du milieu et des usages, restauration des habitats et des ressources exploitées, soit des effets directs qui peuvent ensuite avoir des répercussions sur la biodiversité.

Différentes évaluations de la biodiversité sont nécessaires pour appréhender un phénomène complexe tel que la réponse d'un système vivant à une perturbation. Celle-ci se décompose souvent sous la forme de plusieurs impacts, à différentes échelles de temps et/ou d'espace, que ce soit au niveau de la structure du système ou des processus mis en jeu. En caractérisant la biodiversité par des indices synthétiques tels que le nombre ou le type d'entités (espèces) impliquées dans la structure et dans ces processus, on essaie d'appréhender ces modifications multiples et variées pouvant se répercuter sur le nombre des niches écologiques disponibles (cortège spécifique), le processus de colonisation (nature des espèces) ou les interactions entre les espèces (distribution d'abondances). Une représentation simultanée de ces différents indices sera souvent utile et nécessaire pour interpréter l'état et l'évolution de l'écosystème, chacun apportant son lot de connaissances. Des tableaux de bord d'indicateurs sont généralement requis pour avoir une vision globale du système étudié, souvent représentés avec un code de couleur allant du rouge au vert (du noir au blanc sur notre Fig. 1) pour illustrer l'état du phénomène étudié par rapport à un seuil de référence. À partir de l'exemple de la richesse spécifique, une carte composite des différents indices de diversité, standardisés, permettrait de décrire la qualité écologique des zones en termes de densités, de nombre d'espèces, d'équilibre dans la répartition des individus au sein de ces espèces et d'espèces caractéristiques à chaque zone ; chacune des zones pourrait être également décrite par des caractéristiques fonctionnelles (indice de diversité fonctionnelle) telle que la structure en groupes trophiques ou la structure en tailles des poissons afin d'illustrer l'effet de l'aire protégée sur les espèces soumises à la pêche, comme le nombre d'individus ou le nombre d'espèces des carnivores (Bozec *et al.*, 2005 ; Mellin *et al.*, 2006). Le calcul de la richesse spécifique, en distinguant les espèces envahissantes ou les espèces rares, peut s'apparenter à un indice de diversité fonctionnelle dans la mesure où on considère que la capacité d'envahissement, de domination ou de rareté des espèces correspond à des fonctions spécifiques reflétant un état particulier de l'écosystème.

Le travail méthodologique mené en parallèle sur les écosystèmes marin et terrestre de l'île de Moorea souligne tout l'intérêt des indices utilisés classiquement en écologie en tant qu'indi-

cateurs de biodiversité utiles à la gestion, que ces derniers soient dictés par des objectifs de conservation ou d'exploitation durable. Les protocoles de collecte et de traitement des données pour calculer les indices de diversité (ou métriques) et tester les différences dans le temps et l'espace doivent cependant être définis en fonction des objectifs de gestion afin de proposer des indicateurs pertinents et rigoureux utiles à la prise de décision (Pelletier *et al.*, 2008 ; Pelletier, 2011). Le rapprochement entre écologues terrestres et marins a permis d'enrichir la réflexion méthodologique propre à chacun des domaines, en particulier sur le choix de la standardisation des indices utilisés afin de proposer une représentation cartographique globale des indicateurs avec un seul code de lecture, défini par rapport à un niveau de référence (état zéro ou seuil à atteindre). Dans le cas de la richesse spécifique, le code de couleur est défini en fonction de la distribution statistique des valeurs des indices, dans le but de proposer un état zéro qui tient compte de la variabilité observée au sein des jeux de données considérés. Ce type d'outil offre ainsi la possibilité de réaliser des suivis spatio-temporels de la biodiversité insulaire en facilitant l'aide à la décision si les indicateurs proposés sont définis en rapport avec des objectifs de gestion, tels que le contrôle des espèces envahissantes, la restauration des habitats, ou la régulation des activités de pêche.

Les programmes pluridisciplinaires en environnement sont une nécessité si l'on souhaite étudier l'impact de l'évolution des écosystèmes terrestres et de l'usage des sols sur les écosystèmes marins et mener des recherches sur les interfaces Terre-Mer. Cette analyse faite conjointement sur la diversité insulaire terrestre et marine a montré tout l'intérêt d'un tel rapprochement et mériterait d'être poursuivie pour se concrétiser *in fine* au travers des plans de gestion, tels que le PGA et PGEM de l'île de Moorea.

REMERCIEMENTS

Ils sont adressés à : F. Crozier IRD-MNHN ; N. Maihota et T. Maruhi , IRD-Tahiti ; P. Peltre, IRD-LCA ; R. Taputuarai, Délég. Rech. Polynésie française ; S. Martinez, Univ. Auckland ; J. Claudet de l'EPHE-CNRS ; T. Lison de Loma, Y. Chancerelle et C. Vieux, CRIOBE J. Forichon, Gekko Etudes - Grenade. Ce travail a été réalisé et financé dans le cadre de l'Action Thématique Interdépartementale « Aires Protégées » de l'IRD de 2004 à 2006. Les résultats ont été présentés lors des séminaires de l'ATI à Ouagadougou (28, 29, 30 novembre 2005) et aux Aiguilles, parc naturel régional du Queyras (28-30 novembre 2006).

Nous tenons à rendre un dernier hommage à Tiscar Mellado-Forichon qui a largement contribué à l'élaboration du SIG, à l'analyse des données et qui nous a tragiquement quittés en octobre 2013, des suites d'une longue maladie, en lui dédiant cet article.

CONTRIBUTIONS DES AUTEURS

Réflexion méthodologique et conceptualisation : J. Ferraris, J. Florence, H. Chevillotte. Analyse des données : J. Ferraris, H. Chevillotte, E. Emmanuelli, T. Mellado, J. Florence. SIG : T. Mellado, J. Florence, É. Habert. Terrain et fourniture des données : J.-Y. Meyer, J. Florence, R. Galzin, H. Chevillotte. Rédaction de l'article : H. Chevillotte, J. Ferraris, J.-Y. Meyer.

RÉFÉRENCES

- ALDAY, J.G., COXE, S., PAKEMAN, R.J., HARRIS, M.P.K., LE DUC, M.G. & MARRS, R.H. (2013). — Overcoming resistance and resilience of an invaded community is necessary for effective restoration: a multi-site bracken control study. *J. Appl. Ecol.*, 50: 156-167.
- ALLISON, G. (2004). — The influence of species diversity and stress intensity on community resistance and resilience. *Ecol. Monogr.*, 74: 117-134.
- BOZEC, Y.-M., KULBICKI, M., CHASSOT, E. & GASCUEL, D. (2005). — Trophic signature of coral reef fish assemblages: towards a potential indicator of ecosystem disturbance. *Aquat. Liv. Res.*, 178: 103-109.
- BRENIER, A., MAHAFINA, J., GALZIN, R. & FERRARIS, J. (2013). — Suivi participatif et durabilité des écosystèmes coralliens. *Nat., Sci. Soc. (sous presse)*.
- CLAUDET, J., PELLETIER, D., JOUVENEL, J.Y., BACHET, F. & GALZIN, R. (2006). — Assessing the effects of marine protected area (MPA) on a reef fish assemblage in a northwestern Mediterranean marine reserve: Identifying community-based indicators. *Biol. Conserv.*, 130: 349-369.

- CLOUARD, V. & BONNEVILLE, A. (2004). — Importance of submarine landslides in French Polynesia. Pp 209-238 in: R. Hekinian, P. Stoffers & J.-L. Cheminée (eds.). *Oceanic hot spots: Intraplate submarine magmatism and tectonism*. Springer Verlag.
- COYNE, T., BADCOCK, J. & TAYLOR, R. (1984). — The effect of urbanisation and western diet on the health of Pacific island populations. *Technical Paper - South Pacific Commission (SPC)*. Noumea, New Caledonia, 186: 1-175.
- CURTIS, J.T. & MCINTOSH, R.P. (1950). — The interrelations of certain analytic and synthetic photosociological characters. *Ecology*, 31: 434-455.
- DALZELL, P., ADAMS, T.J.H. & POLUNIN, N.V.C. (1996). — Coastal fisheries in the Pacific Islands. *Oceanogr. Mar. Biol.*, 34: 395-531.
- FAURE, G. (1989). — Degradation of coral reefs at Moorea island (French Polynesia) by *Acanthaster planci*. *J. Coast. Res.*, 5: 295-305.
- FERRARIS, J., PELLETIER, D., KULBICKI, M. & CHAUVET, C. (2005). — Assessing the impact of removing reserve status on the Abore Reef fish assemblage. *New Caledonia Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 292: 271-286.
- FLORENCE, J. (1993). — La végétation de quelques îles de Polynésie française, pl. 54-55 in: Orstom (ed.). *Atlas de la Polynésie française*. Paris.
- FRONTIER, S. (1977). — Réflexion pour une théorie des écosystèmes. *Bull. Ecol.*, 8: 445-464.
- GARANGER, J. (1993). — Le peuplement ancien, pl. 59 in: Orstom (ed.). *Atlas de la Polynésie française*. Paris.
- HAWTHORNE, W.D. (1995). — *Ecological profiles of Ghanaian forest trees*. Tropical Forestry Papers 29. Oxford Forestry Institute, Department of Plant Sciences, University of Oxford, United Kingdom.
- KAYAL, M., LENIHAN, H.S., PAU, C., PENIN, L. & ADJEROUD, M. (2011). — Associated refuges among corals mediate impacts of a crown-of-thorns starfish *Acanthaster planci* outbreak. *Coral Reefs*, 30: 827-837.
- KAYAL, M., VERCELLONI, J., LISON DE LOMA, T., BOSSERELLE, P., CHANCERELLE, Y., GEOFFROY, S., STIEVENART, C., MICHONNEAU, F., PENIN, L., PLANES, S. & ADJEROUD, M. (2012). — Predator crown-of-thorns starfish (*Acanthaster planci*) outbreak, mass mortality of corals and cascading effects on reef fish and benthic communities. *PLoS One*, 7 (10): e47363.
- LARUE, S. (2006). — *Couvert végétal, arbre et représentation en Polynésie française, rémanence paysagère et dynamique actuelle*. Assises de la Recherche en Polynésie française.
- LEGENDE, P. & LENGENDRE L. (1998). — *Numerical Ecology*. Elsevier Science B.V., Amsterdam.
- LISON DE LOMA, T., OSENBURG, C., SHIMA, J., CHANCERELLE, Y., DAVIES, N., BROOKS, A. & GALZIN, R. (2008). — A framework for assessing impacts of Marine Protected Area in Moorea (French Polynesia). *Pacific Science*, 62: 427-438.
- MAGURRAN, A.E. (2005). — *Measuring biological diversity*. Blackwell Science, Ltd, Londres.
- MELLIN, C., FERRARIS, J., GALZIN, R., KULBICKI, M. & PONTON, D. (2006). — Diversity of coral reef fish assemblages: Modelling of species richness spectra from multi-scale environmental variables in the Tuamotu Archipelago (French Polynesia). *Ecol. Model.*, 198: 409-425.
- MEYER, J.-Y. (2007). — Conservation des forêts naturelles et gestion des aires protégées en Polynésie française. *Bois et Forêt des Tropiques*, 291: 25-40.
- MEYER, J.-Y. & SALVAT, B. (2009). — French Polynesia, Biology. Pp. 332-338 in: R. Gillespie & D. Clague (eds). *Encyclopedia of Islands*. California University Press.
- MEYER, J.-Y., THIBAUT, J.-C., BUAUD, J.-F., COOTE, T. & FLORENCE, J. (2005). — *Sites de conservation importants et prioritaires en Polynésie française*. Contribution à la Biodiversité de Polynésie française N°13. Sites Naturels d'Intérêt Ecologiques V, Délégation à la Recherche, Papeete.
- MOHSEN, K., VERCELLONI, J., LISON DE LOMA, T., BOSSERELLE, P., CHANCERELLE, Y. ET AL. (2012). — Predator Crown-of-Thorns Starfish (*Acanthaster planci*) outbreak, mass mortality of corals, and cascading effects on reef fish and benthic communities. *PLoS One*, 7 (10): e47363. doi:10.1371/journal.pone.0047363.
- PELLETIER, D. (2011). — Indicators: Constructing and validating indicators of the effectiveness of marine protected areas. Pp 247-290 in: J. Claudet (éd.). *Marine protected areas: a multidisciplinary approach*. Cambridge University Press.
- PELLETIER, D., CLAUDET, J., FERRARIS, J., BENEDETTI-CECCHI, L., & GARCIA-CHARTON, J.A. (2008). — Models and indicators for assessing conservation and fisheries related effects of marine protected areas. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 65: 1-15.
- POUJADE, S. (2005). — *Étude de la variabilité spatiale des peuplements du récif de Moorea. Polynésie française, avant la mise en place de 8 Aires Marines Protégées*. Master II, Université de La Rochelle.