

LA FONTE DE LA BIODIVERSITE DANS LES ILES : modélisation de l'impact du réchauffement global sur la végétation orophile de Tahiti

Robin Pouteau¹, Jean-Yves Meyer², Ravahere Taputuarai³ et Benoît Stoll⁴

¹Laboratoire Géosciences du Pacifique Sud, Université de la Polynésie française, BP 6570, Faaa, Tahiti, Courriel : robin.pouteau@upf.pf; ²Délégation à la Recherche, Gouvernement de Polynésie française, BP 20981, Papeete, Tahiti, Courriel : jean-yves.meyer@recherche.gov.pf; ³MaNature, BP 5819, Pirae, Tahiti, Courriel : rtaputuarai@gmail.com; ⁴Laboratoire Géosciences du Pacifique Sud, Université de la Polynésie française, BP 6570, Faaa, Tahiti, Courriel : benoit.stoll@upf.pf

Résumé: La végétation montagnarde, dite "orophile", héberge entre 60 et 70% des plantes endémiques des îles de Polynésie française (Pacifique Sud) dont 25 à 50 % sont strictement inféodées à cet écosystème d'altitude. Celui-ci demeure encore bien conservé car peu dégradé par l'homme et parce que les conditions écologiques particulières des hauts reliefs ne conviennent pas à la plupart des espèces envahissantes. Si le réchauffement global de 0.034°C par an, tel qu'enregistré dans l'île principale de Tahiti depuis 1958, se poursuit, une augmentation de la température de l'air de 3.1°C en 2100 est à craindre. De par ce réchauffement, les conditions climatiques appropriées à la végétation orophile (en particulier la température) seront déplacées plus en altitude. Nos résultats de recherche montrent que la surface de la végétation orophile à Tahiti passera de 14000 ha actuellement à 1500 ha en 2100, ce qui équivaldrait à une régression de 90%. Les conséquences sur la biodiversité de ce phénomène seraient : (i) la disparition de la zone subalpine, un écosystème unique en Polynésie française et une partie intégrante de sa biodiversité, ainsi que l'extinction d'au moins six espèces endémiques à Tahiti et restreintes à cet écosystème montagnard ; (ii) la fragmentation des derniers refuges de forêt ombrophile (ou forêt de nuage) qui se retrouveront sur les plus hauts sommets de l'île induisant un risque supplémentaire d'extinction; et (iii) l'expansion des espèces envahissantes qui ont déjà un impact écologique considérable à Tahiti.

Mots-clés : Biodiversité, Tahiti, végétation orophile, réchauffement global, télédétection, machines à vecteurs supports (SVM)

Abstract: Between 60 and 70% of the native flora of the islands of French Polynesia (South Pacific) are located in montane ecosystems, in the so-called "orophilous vegetation". Due to its cooler climate, this high elevation zone is relatively protected from anthropogenic activities and from the invasion of alien species which are particularly aggressive at lower elevations. If global warming, recorded to be 0.034°C per year since 1958 in the main island of Tahiti, is persisting, air temperature will increase by 3.1°C in 2100, causing a vertical shift of vegetation and a drastic decrease of the orophilous vegetation area. Some endemic species unable to migrate higher in elevation will be doomed. According to our results, orophilous vegetation will decrease from 14,000 ha nowadays to 1,500 ha in 2100, which represents a 90% reduction of the current area. Consequences on biodiversity will be: (i) the loss of a unique ecosystem in French Polynesia, the subalpine zone, and the extinction of, at least, six plant species restricted to this habitat and endemic to Tahiti; (ii) the loss and fragmentation of the cloud forests, which will only be found on the highest summits, leading to an additional risk of extinction; and (iii) the expansion of alien invasive species, having already an enormous ecological impact in Tahiti.

Keywords: Biodiversity, Tahiti, orophilous vegetation, global warming, remote sensing, support vector machines (SVM)

Introduction

Les *scenarii* climatiques les plus récents prévoient une

Référence électronique

Pouteau, R. J.-. Meyer, R. Taputuarai et B. Stoll, 2010, «La fonte de la biodiversité dans les îles : modélisation de l'impact du réchauffement global sur la végétation orophile de Tahiti», VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement, Volume 10 numéro 3, [En ligne], URL :

augmentation de la température moyenne du globe de 1.4°C à 6.4°C pour 2100 (GIEC, 2007). Ce réchauffement climatique aura un impact direct sur la biodiversité terrestre mondiale : migrations chez les animaux, modification de la phénologie des plantes, de la reproduction des insectes et des oiseaux, augmentation des invasions biologiques, etc. Un impact moins connu est celui de la modification de la répartition de la végétation en altitude, notamment au

niveau des étages subalpin et alpin (Krajick, 2004). La végétation montagnarde, dite « orophile », est extrêmement vulnérable en raison de sa surface réduite et de l'existence de nombreuses espèces endémiques (uniques au monde) fortement spécialisées (Fosberg, 1991 ; Meyer, 2004). Un réchauffement moyen global de 3°C d'ici la fin du siècle anéantirait 80% des refuges alpins soit la disparition d'un tiers à la moitié des plantes alpines dans le monde, en particulier entre 200 et 300 plantes indigènes et endémiques de Nouvelle-Zélande (Halloy et Mark, 2003). Ce type de végétation est également présent dans certaines îles tropicales de l'Océan Indien comme La Réunion (archipel des Mascareignes) avec un sommet atteignant 3069 m d'altitude (Cadet, 1974), ou du Pacifique nord, comme l'archipel des îles Hawaii dont les plus hauts sommets volcaniques culminent entre 3000 à 4000 m (Gagné et Cuddihy, 1990). La diversité biologique est déjà menacée par la perte et la fragmentation des habitats naturels, les invasions biologiques par des espèces allochtones et la surexploitation de certaines espèces. Le réchauffement climatique pourrait constituer un facteur supplémentaire aggravant de l'érosion de la biodiversité, particulièrement prononcé dans les écosystèmes insulaires tropicaux (Paulay, 1994). Dans le Pacifique sud, seule l'île de Tahiti (Polynésie française) possède un étage montagnard, relativement préservé des impacts anthropiques, dont la principale menace est le réchauffement global.

Les données météorologiques obtenues à Tahiti durant la période 1958-2002 montrent que la température moyenne de l'air a augmenté de 0.0343°C par an (Laurent et al., 2004). Parmi le panel de *scenarii* climatiques plausibles, nous avons choisi d'utiliser une augmentation linéaire de la température dans le temps, ce réchauffement serait alors de 1.4°C en 2050 et de 3.1°C en 2100. Cette hausse de la température de l'air de 3.1°C à l'horizon 2100 équivaut à la valeur maximale prévue par le Groupe d'Expert Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat (GIEC) dans le Pacifique sud selon le scénario d'émission A1B, jugé le plus probable par le GIEC et l'Agence Internationale de l'Energie (AIE) (GIEC, 2007).

L'objectif de cet article est de donner un ordre de grandeur à la fois spatial et temporel aux conséquences d'un tel réchauffement climatique sur la végétation orophile et la biodiversité de l'île de Tahiti, en nous basant sur l'analyse d'images satellites et une simulation numérique.

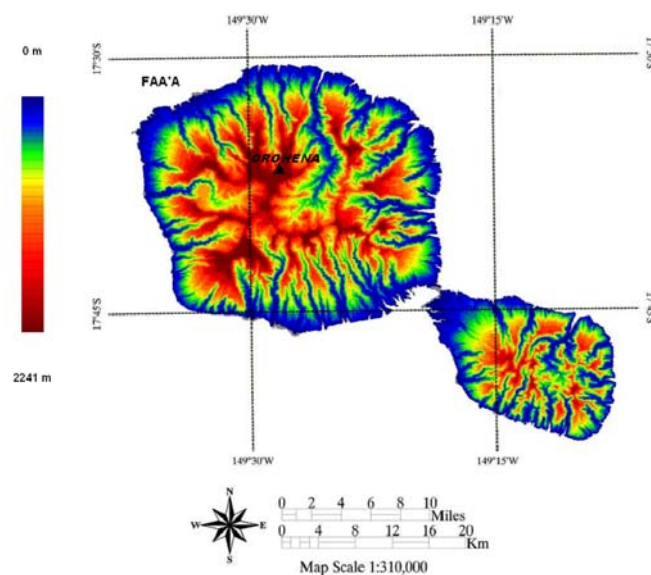


Figure 1. Topographie de l'île de Tahiti et localisation de son point culminant, l'Orohena (2241 m), et de la commune de Faa'a d'où des radiosondages sont effectués quotidiennement par Météo-France

La végétation orophile en Polynésie française

La Polynésie française, collectivité française d'Outre-mer, est composée d'environ 120 îles océaniques regroupées en cinq archipels (Australes, Gambier, Marquises, Société et Tuamotu) situés dans le Pacifique sud, entre 7° et 28° de latitude sud et 134° et 155° de longitude ouest. Si sa surface maritime équivaut à la superficie de l'Europe entière soit presque 5 millions de km², sa surface terrestre n'est que de 3520 km² dont 1045 km² pour la seule île de Tahiti, la plus grande et la plus peuplée (plus de 70% de la population composée de 260 000 habitants en 2007 ; ISPF, 2009). Son sommet, le mont Orohena, culmine à 2241 m d'altitude, ce qui en fait le plus haut sommet de toutes les îles océaniques du Pacifique sud. Tahiti se compose de deux volcans éteints reliés par un isthme, Tahiti Nui au nord-ouest et Tahiti Iti au sud-est, agés de 800 000 et 400 000 ans respectivement (figure 1) (Bonvallot et al., 1993).

La végétation orophile est composée des forêts ombrophiles d'altitude ou « forêts de nuage » (figure 2) et de la zone subalpine (série des « crêtes et maquis sommitaux » selon Florence (1993)) (figure 3), cette

dernière existant uniquement à Tahiti au delà de 1800 m (Meyer et Taputuarai, 2006 ; Meyer, 2010).

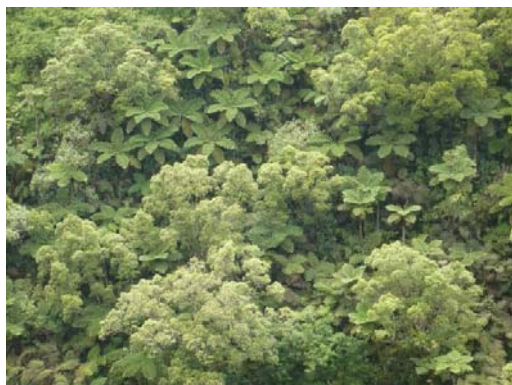


Figure 2. Canopée de forêt ombrophile dominée par l'arbre endémique *Weinmannia parviflora* (Cunoniaceae) et les fougères arborescentes *Cyathea* spp. (photo R. Pouteau)

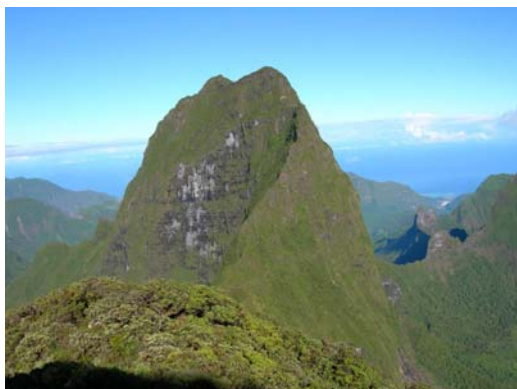


Figure 3. Végétation subalpine et vue sur le mont Orohena, plus haut sommet de Tahiti culminant à 2241 m d'altitude (photo J.-Y. Meyer)

En Polynésie française, les forêts de nuage se rencontrent dans 12 des 37 îles volcaniques hautes de la Société (Huahine, Moorea, Raiatea, Tahaa, Tahiti), des Marquises (Fatu Hiva, Hiva Oa, Nuku Hiva, Tahuata, Ua Huka, Ua Pou) et des Australes (Rapa).

Ces écosystèmes forestiers abritent entre 60 et 70 % des plantes endémiques dont 25 à 50 % sont strictement inféodées à ces milieux (Meyer, 2010). Les forêts de nuage sont caractérisées par une pluviométrie annuelle moyenne allant de 3000 mm.an⁻¹ à 9000 mm.an⁻¹, une hygrométrie élevée et une faible lumière incidente en raison de la ceinture de nuages diurne persistante. Ces forêts présentes

dans les hautes vallées, les vallons, les crêtes et les sommets ont une canopée basse (5 à 10 m de haut) et un sous-bois riche en fougères épiphytes, orchidées, mousses, lichens et fougères arborescentes.

En montagne, les températures sont inférieures à celles du littoral et peuvent atteindre 12°C au mont Aorai culminant à plus de 2000 m d'altitude à Tahiti, 19°C sur le plateau de Toovii à 900 m d'altitude sur l'île de Nuku Hiva (Marquises), 22°C sur le plateau du Temehani entre 600 et 700 m sur l'île de Raiatea (Société) (Papy, 1951). Nous avons même relevé une température minimale de 3°C au sommet du mont Pito Hiti à 2110 m d'altitude, à Tahiti, à 3 heures du matin en août 2007 (données non publiées).

Or, la température de l'air est l'un des principaux facteurs contrôlant la distribution spatiale de la végétation et des processus écologiques clés comme l'évapotranspiration, la fixation et la minéralisation du carbone ou la productivité et la mortalité des plantes (Chen et al., 1999 ; Nagy et al., 2003 ; Richardson et al., 2004). Pour cette raison, l'invasion par des plantes allochtones que connaissent déjà les étages inférieurs de végétation (littoral, xérophile, mésophile et hygrophile) est limitée dans les zones orophiles qui demeurent encore relativement bien conservées (Meyer, 2004 ; Fourdrigniez et Meyer, 2008). Le réchauffement global risque alors d'entraîner une modification des conditions écologiques abiotiques et biotiques caractéristiques des forêts de nuage et de la végétation subalpine en Polynésie française.

Matériel et méthodes

Afin de construire une carte de la végétation orophile de Tahiti, une classification par la méthode des machines à vecteurs supports (SVM) a été appliquée sur une scène SPOT 5. Cette image, projetée dans le système de coordonnées UTM 6 sud, datant de 2002, a une résolution spatiale de 10 m et une résolution spectrale allant du canal vert au moyen infrarouge inclus (0.50-1.75 µm). Le spectre infrarouge est très utile pour l'étude des couverts forestiers, il intervient dans le calcul du fameux indice de végétation NDVI (« normalized difference vegetation index ») et se montre particulièrement sensible à l'anatomie de la feuille (Boureau, 2008). Ce point est primordial puisque la réduction de la lumière incidente directe et la baisse de l'évapotranspiration avec l'augmentation de l'altitude favorise les taxons à feuilles de plus en plus petites et au port de plus en plus prostré. De par la composante orotopographique prononcée de la distribution spatiale de la

végétation dans les îles volcaniques hautes de Polynésie française comme Tahiti, un modèle numérique de terrain (MNT) à 5 m de résolution a été injecté comme variable pour affiner la classification (Halldorsson et al., 2003).

La reconnaissance de la couverture du sol par classification est l'une des recherches méthodologiques centrales en télédétection. La classification dite supervisée ou dirigée fait appel à des classes définies *a priori*. C'est une opération analytique complexe qui consiste à synthétiser l'information d'un jeu d'images qui offrent une description matricielle multidimensionnelle des pixels d'apprentissage pour lesquels on indique explicitement une classe d'attribution.

Les SVM, introduits par Vapnik (1998) et très bien présentés par Burges (1998) et Schölkopf et Smola (2002), sont une technique de classification qui a l'avantage de ne nécessiter aucun prérequis sur la distribution des données, d'être très performante et de permettre l'utilisation de données nombreuses et hétérogènes (Waske et Benediktsson, 2007). Elle consiste à projeter dans un espace de grande dimension, au moyen d'une fonction noyau, un ensemble de vecteurs puis à chercher un hyperplan qui sépare de manière optimale les pixels appartenant à chacune des classes, le but étant de maximiser le nombre de pixels inclus dans l'ensemble d'apprentissage que le SVM est capable d'assigner correctement.

La végétation a été identifiée et géolocalisée *in situ* à l'occasion de nombreuses prospections tandis qu'ombres et nuages ont été repérés *de visu* sur l'image pour sélectionner nos pixels d'apprentissage représentant 20 ha pour chaque classe (50% pour l'apprentissage, 50% pour la validation). Ces effectifs balancés permettent d'éviter des problèmes de sur- ou sous-classification reportés dans la littérature (Waske et al., 2009). Ces données de terrain ont été utilisées pour entraîner les SVM et évaluer la précision de la carte de végétation produite.

Puis nous avons simulé par un modèle simple (1), la dynamique de retrait de la végétation orophile à partir du MNT et de la carte de la végétation orophile obtenue par classification SVM. *Nota bene* que ce modèle tient uniquement compte des besoins thermiques des espèces orophiles et nullement des autres aspects de leur écologie (précipitations, luminosité, relations biotiques) ni du phénomène de résilience des écosystèmes. En effet, l'évolution des paramètres écologiques autres que la température ainsi que la capacité des écosystèmes à retrouver un état d'équilibre après une perturbation

dépendent de facteurs nombreux et complexes difficilement modélisables qui pourraient avoir un effet tampon sur les perspectives qui suivent.

$$H_{t+1} = H_t + \frac{t.k}{LR} \quad (1)$$

H_t = limite basse de la série orophile à un instant t (m) ; t = durée considérée (année) ; k = coefficient d'augmentation de la température ($0.0343^\circ\text{C}\cdot\text{an}^{-1}$) ; LR = diminution de la température de l'air en fonction de l'altitude ($^\circ\text{C}\cdot\text{m}^{-1}$).

Dans les îles hautes océaniques, la diminution de la température de l'air en fonction de l'altitude (appelée « *Lapse Rate* » par les anglo-saxons et notée LR ci-après) varie selon les auteurs et la situation géographique. Dans les îles Hawaïi, selon Loope et Giambelluca (1998), le LR varierait entre $0.0065^\circ\text{C}\cdot\text{m}^{-1}$ et $0.0040^\circ\text{C}\cdot\text{m}^{-1}$ suivant l'altitude. Il aurait la valeur stable de $0.0058^\circ\text{C}\cdot\text{m}^{-1}$ d'après Baruch et Glodstein (1999).

Des radiosondages sont effectués quotidiennement par Météo-France à la station météorologique de Faa'a ($17^\circ55'$ sud, $149^\circ61'$ ouest ; <http://weather.uwyo.edu/upperair/sounding.html> ; station n°98938). Nous avons utilisé les 10 dernières années d'enregistrement de la température de l'air dans l'intervalle d'altitude 2 m-2241 m pour effectuer une régression linéaire entre température de l'air et altitude tous les trois mois, à partir de janvier 2000. L'évolution de la pente de ces régressions (du LR) a été étudiée et leur moyenne a été calculée. Les coefficients de détermination des régressions vont de $r^2 = 0,77$ à $r^2 = 0,95$, le nombre de mesures mensuelles par radiosondage va de $n = 421$ à $n = 719$.

Enfin, afin d'évaluer l'impact du réchauffement global sur les espèces des hauts sommets et leur distribution, nous avons relevés *in situ*, pour chaque espèce rencontrée, la gamme d'altitude dans laquelle elle était présente. Cette étude a été réalisée lors d'une mission héliportée le long d'un transect sur la crête qui mène à l'Orohena et qui passe par Pito Hiti. Pour les espèces spécialistes des hauts sommets (définies arbitrairement comme présentes qu'au dessus de 1400 m d'altitude), nous avons regardé dans quelle gamme d'altitude elles se retrouveront d'après nos simulations.

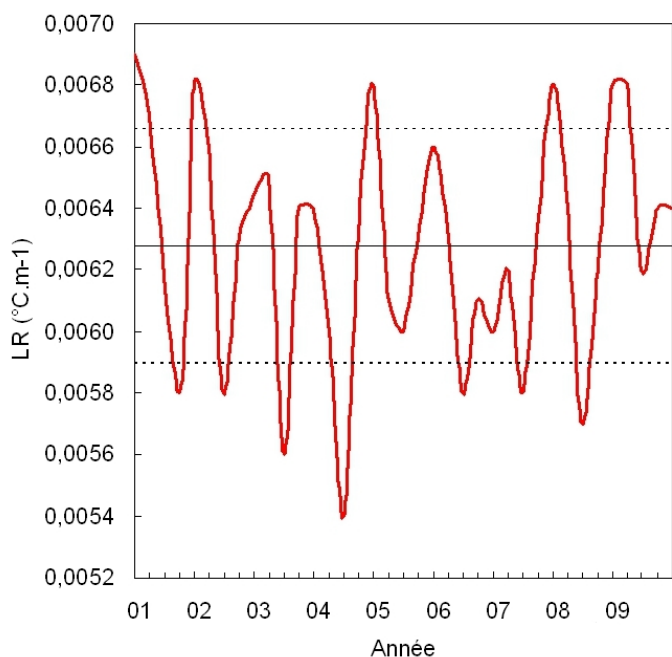


Figure 4. Évolution de la diminution de la température de l'air en fonction de l'altitude (LR) mesurée par radiosondage à Faa'a de novembre 2000 à janvier 2010 entre 2 m et 2241 m. La ligne continue représente la moyenne, les lignes en pointillés l'écart-type.

Résultats

Rapport entre température de l'air et altitude

La figure 4 montre que le LR est marqué par une saisonnalité prononcée, avec une amplitude intra-annuelle d'environ $0.0010^{\circ}\text{C}\cdot\text{m}^{-1}$ entre les étés et les hivers austraux, le climat de la Polynésie française étant unimodal. Cette saisonnalité a déjà été observée ailleurs et serait due au double effet de la température de l'air (LR est plus élevé quand il fait chaud et inversement) (Blandford et al., 2008) et de l'humidité (LR est plus élevé quand il fait humide et inversement) (Pepin et al., 1999). La relation entre l'état du climat et la valeur de LR suggère que ce dernier risque d'augmenter en concomitance avec le réchauffement global ce qui pourrait engendrer un phénomène d'emballlement.

La valeur moyenne obtenue de LR est de $0.0063^{\circ}\text{C}\cdot\text{m}^{-1}$. Dans le contexte du réchauffement global, un déplacement vertical des étages de végétation de 220 m par rapport à la répartition actuelle en 2050 et 490 m en 2100 est donc à prévoir.

Cartographie de la végétation orophile de Tahiti

La précision globale de la classification (*sensu* Congalton et Green, 2009) est supérieure à 99%. Elle indique que la superficie actuelle de la végétation orophile de l'île de Tahiti est de 14000 hectares. Sa limite inférieure est d'environ 850 m sur les zones les plus sèches de la côte ouest de Tahiti Nui et 550 m sur sa côte est tandis qu'elle n'est que de 300 m à Tahiti Iti. Cette variation s'explique par une influence conjointe des alizés et de la topographie, aussi nommée effet de Foehn. Ces résultats corroborent globalement la cartographie de la végétation de Tahiti réalisée par Florence (1993), basée sur l'interprétation de photographies aériennes et une vérité terrain. En ce sens, la classification SVM produite est validée. Cet exemple illustre parfaitement l'intérêt de la télédétection et des méthodes statistiques associées pour l'analyse spatiale des écosystèmes. L'imagerie aérienne offre une vision fiable, économique, synthétique et surtout synoptique précieuse dans les territoires mal renseignés et difficiles d'accès comme les îles hautes polynésiennes.

Modélisation de l'impact du réchauffement global sur la végétation orophile de Tahiti

Comme l'illustrent les figures 5 et 6, le résultat de la modélisation montre une régression de la végétation orophile de 54% en 2050 et 90% en 2100, passant de 14000 ha actuellement à 6500 ha en 2050 et 1500 ha en 2100. À cet horizon, la végétation orophile aura presque entièrement disparue de Tahiti Iti (culminant à 1306 m) et sera concentrée sur les hauts sommets de Tahiti Nui.

Conséquences attendues sur quelques espèces orophiles

A la suite de relevés botaniques sur un transect altitudinal, quinze espèces ont été trouvées systématiquement qu'au dessus de 1400 m (Figure 7). D'après nos simulations, l'espèce indigène protégée *Oreobolus furcatus*, aujourd'hui uniquement trouvée sur le sommet de l'Orohena, aura totalement disparu de Polynésie française en 2050.

A l'horizon 2100, ce ne seront pas moins de huit espèces supplémentaires dont six endémiques de Tahiti (*Bidens orofenensis*, *Coprosma orohenensis*, *Myrsine orohenensis*, *Pittosporum orohenense*, *Sclerotheca magdalena* et *Pipturus grantii*) qui seront éteintes et deux indigènes (*Deschampsia nubigena* et *Ehrharta diplax*) qui auront disparu. Le reste des taxons relevés verront leur aire de distribution drastiquement réduite.

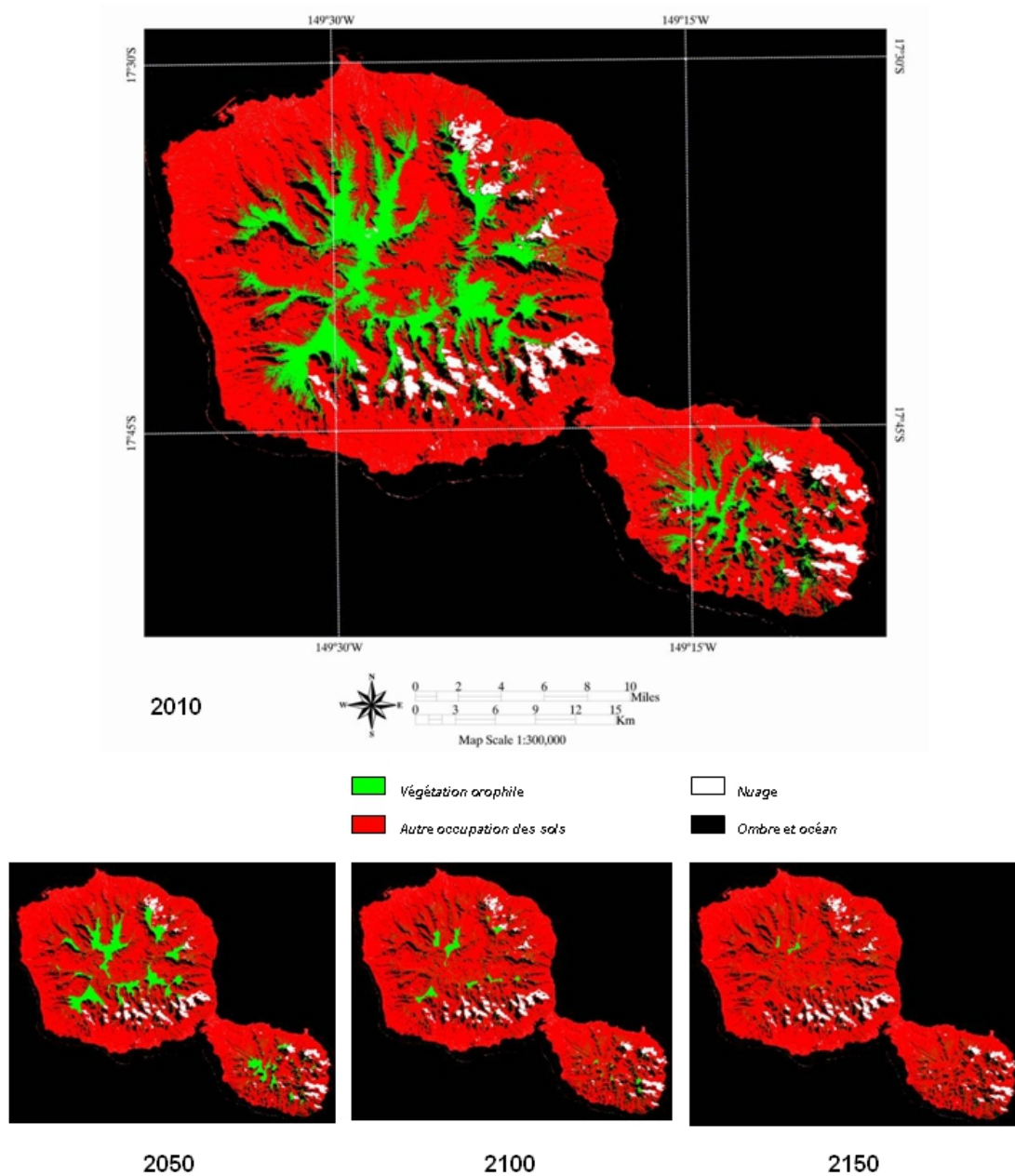


Figure 5. Résultats de la modélisation de la perte et de la fragmentation de la végétation orophile à Tahiti à différents horizons temporels sous l'effet du réchauffement climatique.

Discussion

Dans le contexte du réchauffement global, nos résultats montrent qu'un déplacement vertical des étages de végétation de 220 m par rapport à la répartition actuelle en 2050 (+1.4°C) et 490 m en 2100 (+3.1°C) est à prévoir. Ces valeurs sont inférieures à celles observées *in situ* par Lenoir et al. (2008) qui rapportent un déplacement vertical moyen

de 171 espèces de 29.4 m par décennie au cours du vingtième siècle (soit une augmentation de la température de l'air de 0.6 à 1.0°C selon l'altitude et les auteurs) dans les montagnes d'Europe occidentale. Ce chiffre équivaut à dire que ce cortège d'espèces s'est déplacé verticalement de 294 m malgré une augmentation de température de moins de 1.0°C.

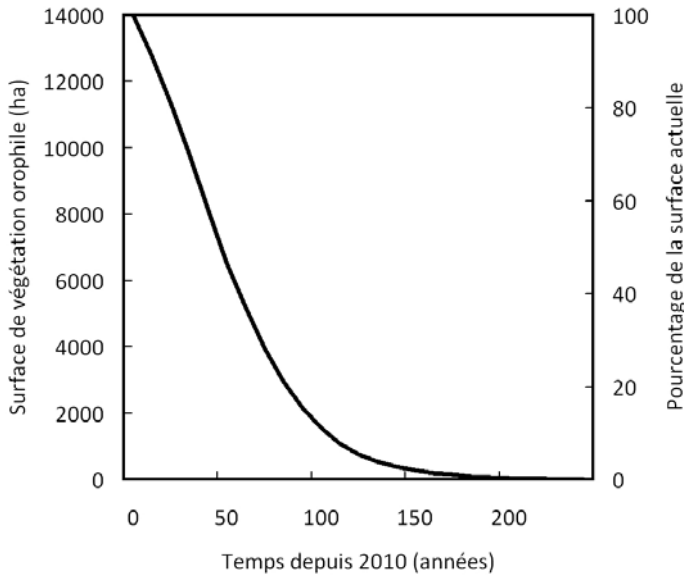


Figure 6. Dynamique de la perte de végétation orophile à Tahiti en fonction du temps sous l'effet du réchauffement global.

Le présent article ne vise aucunement à proposer ou même soutenir une quelconque idée de l'évolution future de la société et du climat. Il cherche simplement à spatialiser au niveau local un scénario climatique hypothétique pour mettre en exergue ses conséquences connexes (dans notre cas : disparition de la zone subalpine, perte et fragmentation de la forêt de nuage, renforcement des invasions biologiques). La spatialisation de *scenarii* de réchauffement global à l'échelle de leur impact est nécessaire pour pouvoir s'y adapter (Robinson et Finkelstein, 1991), surtout dans les petits territoires insulaires comme Tahiti qui sont peu (pas) renseignés sur ce sujet et où le facteur topographique est très prégnant. Cette approche permet de mettre en évidence certains traits d'évolution plausibles de la végétation orophile et de la biodiversité qu'elle abrite.

L'écosystème, une composante de la biodiversité

La zone subalpine tropicale est aujourd'hui uniquement localisée sur les monts Orohena (2241 m), Pito Hiti (2110 m) et Aorai (2066 m) et sa superficie totale ne dépasse pas 125 ha (Meyer et Taputuarai, 2006). Si les conditions thermiques qui règnent actuellement au delà de 1800 m d'altitude à Tahiti sont nécessaires au maintien de la végétation subalpine, alors, d'après nos hypothèses, celle-ci disparaîtra complètement avant 2100. La première

conséquence du réchauffement climatique sur la végétation orophile de Polynésie française pourrait donc être la perte d'un écosystème unique ainsi que les espèces endémiques associées, notamment neuf espèces de plantes indigènes dont six endémiques de Tahiti.

La notion de biodiversité fait référence à trois niveaux étroitement liés par un flux d'actions et de rétroactions : la diversité génétique, la diversité spécifique et la diversité écosystémique. Si l'étage subalpin venait à disparaître, c'est une composante à part entière de la biodiversité de Polynésie française qui disparaîtrait. Le niveau d'intégration de l'écosystème étant le plus haut, la disparition de l'étage subalpin pourrait entraîner une perte en espèces et en gènes potentiellement intéressants pour l'Homme et la nature et en services écosystémiques comme la régulation des régimes hydrologiques.

Perte d'habitat et extinction

L'approche par simulation spatialisée que nous avons choisi d'utiliser révèle une perte et une fragmentation sévères de la forêt de nuage ce qui pourrait engendrer un risque d'extinction supplémentaire (Gu et al., 2002). En effet, la perte et la fragmentation d'habitats naturels sont reconnues pour être une cause majeure de la sixième vague d'extinction massive (Groombridge, 1992). En isolant les populations et en réduisant leur effectif, la perte et la fragmentation des habitats augmentent la probabilité d'extinction par stochasticité démographique et/ou environnementale (Burkey, 1995). La relation entre perte d'habitat et extinction peut s'exprimer par l'équation (2) (Rosenzweig, 1995).

$$\frac{S_{t+1}}{S_t} = \left(\frac{A_{t+1}}{A_t} \right)^z \quad (2)$$

S = nombre d'espèces à un instant t ; A_t = surface de l'habitat à un instant t ; z = coefficient, typiquement dans l'intervalle 0,1-0,4 (McGuinness, 1984 ; Rosenzweig, 1995 ; He et Legendre, 1996).

D'après cette relation théorique, le taux d'extinction entre 2010 et 2100 à Tahiti pourrait alors être de 20% jusqu'à 59% pour la forêt de nuage seule (*i.e.* hors extinctions dues à la disparition de la zone subalpine).

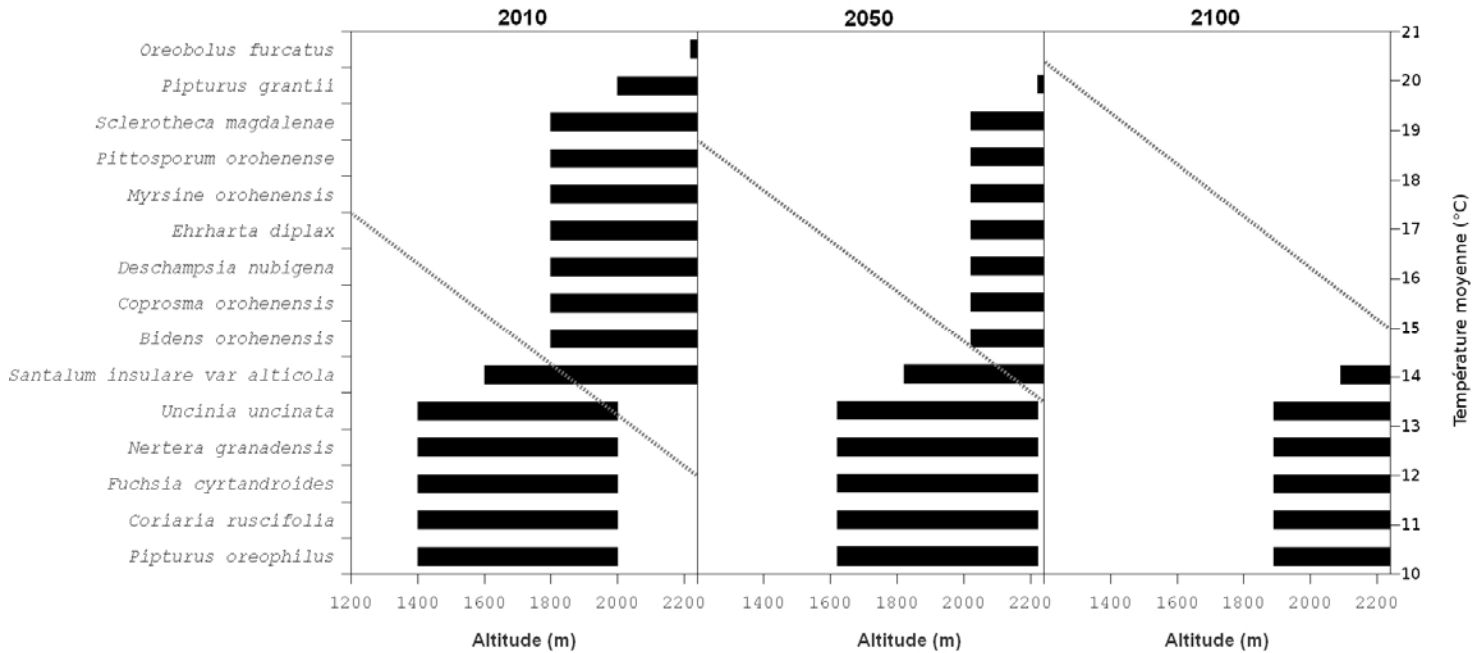


Figure 7. Gammes d'altitude correspondant aux niches écologiques de quelques espèces orophiles et leur évolution plausible à différents horizons temporels sous l'effet du réchauffement climatique. L'évolution de la température moyenne en fonction de l'altitude est représentée pour les différents horizons temporels par une droite noire se référant à l'axe des ordonnées à droite.

Invasions biologiques

La végétation orophile de Tahiti est encore relativement bien conservée (obs. pers.). Deux hypothèses peuvent expliquer ce constat : soit les conditions thermiques qui demeurent en altitude ne conviennent pas à la plupart des espèces allochtones, soit c'est la structure de la forêt orophile (canopée basse, sous-bois dense composé de nombreux épiphytes et lianes, faible luminosité) qui ne leur conviennent pas. Dans les deux cas, l'augmentation de la température, via la régression de la végétation orophile ou pas, risque donc de provoquer un accroissement d'aire pour les plantes allochtones avec un risque accru d'invasion biologique (Fourdrigniez et Meyer, 2008). Les invasions biologiques sont aussi largement considérées comme une menace pour la biodiversité mondiale (Mack et al., 2000 ; Gurevitch et Padilla, 2004 ; Millenium Ecosystem Assessment, 2005) et tout particulièrement dans les écosystèmes insulaires (Cronk et Fuller, 1995 ; Denslow, 2003 ; Tassin et al., 2006 ; Reaser et al., 2007). De nombreuses hypothèses ont été avancées pour expliquer la vulnérabilité d'un territoire aux invasions biologiques (Mooney et al., 2005 ; Richardson et Pyšek, 2006). Les espèces envahissantes pourraient être plus compétitives (Daehler, 2003), moins sujettes aux ennemis naturels

(DeWalt et al., 2004) ou encore profiter de traits d'évolution nouveaux et de niches écologiques vacantes (Vitousek, 1990).

A Tahiti, on dénombre 593 espèces de plantes allochtones dont 57 sont considérées comme hautement envahissantes (Fourdrigniez et Meyer, 2008). Parmi elles, le petit arbre envahissant *Miconia calvescens* fait figure d'exemple puisqu'il a déjà envahi les deux tiers de l'île (Meyer et Florence, 1996) !

Conclusion

Du fait de leur spécialisation, de leurs habitats restreints et d'une impossibilité de migrer plus en altitude, les espèces végétales orophiles sont particulièrement vulnérables au réchauffement global. La régression de la végétation orophile de Tahiti causée par celui-ci contribuerait à augmenter la « fonte » de la biodiversité terrestre en Polynésie française. D'après nos simulations, l'impact du réchauffement climatique sur la végétation orophile se manifestera par (i) la disparition de la zone subalpine et du cortège d'espèces endémiques qu'elle abrite ; et (ii) l'aggravation de la dégradation des habitats, facteur majeur d'extinction, déjà fortement atteints par la déforestation, les

feux (notamment l'incendie accidentel au sommet du mont Orohena en 1996) et les invasions biologiques. De plus, la modification plausible du régime des précipitations avec des périodes de sécheresse accrues et/ou l'augmentation de la fréquence et de l'intensité des cyclones, associés à des vents violents et des pluies torrentielles, seraient autant de facteurs aggravants pour l'intégrité de la végétation orophile en provoquant l'ouverture de la canopée, l'augmentation des chablis et des glissements de terrain, ce qui accélérerait encore l'invasion de plantes allochtones (Loope et Giambelluca, 1998).

Sans mesures de protections adaptées, un patrimoine d'intérêt scientifique, écologique, culturel et une richesse économique potentielle pourraient avoir disparu à l'horizon 2150. Un suivi précis des changements microclimatiques, de la répartition et de la phénologie des espèces végétales s'avère nécessaire. L'une des mesures d'adaptation aux changements climatiques serait de protéger l'ensemble de la série orophile des îles de Polynésie française (par classement en espaces naturels protégés), notamment les plus hauts sommets de Tahiti, qui constitueront les uniques refuges potentiels pour toutes les espèces végétales et animales endémiques des forêts humides d'altitude.

Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier les trois relecteurs anonymes de cet article pour leurs recommandations qui ont permis d'améliorer significativement sa qualité ainsi que Marie Fourdrigniez et l'association de protection de la nature Te Rau Ati Ati a Taua a Hiti Noa Tu pour leur aide sur le terrain. Ils adressent également leurs remerciements à SPOT Image pour l'accès aux données SPOT 5 acquises par le biais du programme ISIS (Incitation à l'utilisation Scientifique des Images SPOT) du Centre National d'Etudes Spatiales CNES-Toulouse.

Bibliographie

- Baruch, Z., G. Goldstein, 1999, Leaf construction cost, nutrient concentration, and net CO₂ assimilation of native and invasive species in Hawaii, *Oecologia*, 121, pp. 183-192.
- Blandford, T. R., K. S. Humes, B. J. Harshburger, B. C. Moore, V. P. Walden, H. Ye, 2008, Seasonal and synoptic variations in near-surface air temperature lapse rates in a mountainous basin, *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 47, pp. 249-261.
- Bonvallet, J., J.-F. Dupon, E. Vigneron, J.-C. Gay, C. Morhange, C. Ollier, G. Peugniez, B. Reitel, F. Yon-Cassat, 1993, *Atlas de la Polynésie française*, Paris, Editions de l'ORSTOM.
- Boureau, J. H., 2008, *Manuel d'interprétation des photographies aériennes infrarouges. Application aux milieux forestiers et naturels*, Nogent-sur-Vernisson, Institut Forestier National, 268 p.
- Burges, C. J., 1998, A tutorial on support vector machines for pattern recognition, In Fayyad U. (éd), *Data Mining Knowledge Discovery*, Norwell, MA, Kluwer, pp. 121-167.
- Burkey T. V., 1995, Extinction rates in archipelagos: implications for populations in fragmented habitats. *Conservation Biology*, 9, pp. 527-541.
- Cadet, T., 1974, Etude sur la végétation des hautes altitudes de l'île de la Réunion (Océan Indien), *Vegetatio* 29, 2, pp. 121-130.
- Chen J., S. C. Saunders, T. R. Crow, R. J. Naiman, K. D. Brosofske, G. D. Mroz, B. L. Brookshire, J. F. Franklin, 1999, Microclimate in forest ecosystem and landscape ecology, *Bioscience*, 49, pp. 288-297.
- Congalton R. G., K. Green, 2009, *Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices*, Boca Raton, FL, CRC Press, 2nd ed, 137 p.
- Cronk Q. C. B., J. L. Fuller, 1995, *Plant Invaders*, Londres, Chapman & Hall.
- Daehler C.C., 2003, Performance comparisons of co-occurring native and alien invasive plants: implications for conservation and restoration, *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 34, pp. 183-211.
- Denslow J. S., 2003, *Weeds in paradise: thoughts on the invasibility of tropical islands*, *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 90, pp. 119-127.
- DeWalt S. J., J. S. Denslow, K. Ickes, 2004, Natural-enemy release facilitates habitat expansion of the invasive tropical shrub *Clidemia hirta*, *Ecology*, 85, pp. 471-483.
- Florence J. 1993, La végétation de quelques îles de Polynésie, Planches 54-55, In Bonvallet J., J.-F. Dupon, E. Vigneron, J.-C. Gay, C. Morhange, C. Ollier, G. Peugniez, B. Reitel, F. Yon-Cassat, *Atlas de la Polynésie française*, Paris, Editions de l'ORSTOM.
- Fosberg F. R., 1991, Polynesian plant environments, pp. 11-23, In Cox P. A., Banack, S. A. (éds), *Islands, plants and Polynesians*, Portland, Dioscorides Press.
- Gagné W.C., L. W. Cuddihy, 1990, *Vegetation. Manual of the Flowering Plants of Hawai'i. Volume 1*, Honolulu, Univ. of Hawaii and Bishop Museum Press.
- Groombridge B. (éd), 1992, *Global biodiversity: state of the earth's living resources*, New York, Chapman & Hall, 585 p.
- Gu W., R. Heikkilä, I. Hanski, 2002, Estimating the consequences of habitat fragmentation on extinction risk in dynamic landscapes, *Landscape Ecology*, 17, pp. 699-710.
- Gurevitch J., D. K. Padilla, 2004, Are invasive species a major cause of extinctions?, *Trends in Ecology and Evolution*, 19, 9, pp. 470-474.
- Halloy S. R. P., A. F. Mark, 2003, Climate-Change Effects on Alpine Plant Biodiversity: A New Zealand Perspective on Quantifying the Threat, *Antarctic and Alpine Research*, 35, 2, pp. 248-254.
- He L., P. Legendre, 1996, On species-area relationship, *American naturalist*, 148, pp. 719-737.
- Fourdrigniez M., J.-Y. Meyer, 2008, Liste et caractéristiques des plantes introduites naturalisées en Polynésie française. Contribution à la Biodiversité de Polynésie française, 17, Papeete, Délégation à la Recherche.
- Halldorsson J. H., J. A. Benediktsson, J. R. Sveinsson, 2003, Support vector machines in multisource classification, *IEEE International Geosciences and Remote Sensing Symposium*, 3, pp. 2054-2056.
- ISPF (Institut de la statistique de Polynésie française), 2009, Atlas démographique de la Polynésie française – Recensement de la population 2007, *Regards*, hors-série N°2, [en ligne] URL : http://www.ispf.pf/ISPF/Libraries/Regards/Atlas1_-

- _Information_g%C3%A9n%C3%A9rale_et_chapitre_1_-_Population.pdf. Consulté le 22 mars 2010.
- GIEC (Groupe d'Expert Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat), 2007, Climate Change 2007: Synthesis Report, WMO, UNEP, [en ligne] URL : www.ipcc.ch. Consulté le 22 mars 2010.
- Krajick K., 2004, Climate Change: All Downhill From Here?, *Science*, 303, 5664, pp. 1600-1602.
- Laurent V., K. Maamaatuaiahutapu, J. Maiou, P. Varney, 2004, *Atlas climatologique de la Polynésie française*. Papeete, Météo-France, Direction interrégionale de Polynésie française, 201 p.
- Lenoir J., J. C. Gégout, P. A. Marquet, P. de Ruffray, H. Brisse, 2008, A significant upward shift in plant species optimum elevation during the 20th century, *Science*, 320, 5884, pp. 1768-1771.
- Loope L. L., T. Giambelluca, 1998, Vulnerability of island tropical montane cloud forests to climate change, with special reference to East Maui, Hawaii, *Climatic Change*, 39, 2-3, pp. 503-517.
- Mack R. N., D. Simberloff, W. M. Lonsdale, H. C. Evans, M. Clout, F. A. Bazzaz, 2000, Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. *Ecological Applications*, 10, pp. 689–710.
- McGuinness, K. A., 1984, Equations and explanations in the study of species-area curves, *Biological Reviews*, 59, pp. 423-440.
- Meyer, J.-Y., J. Florence, 1996, Tahiti's native flora endangered by the invasion of *Miconia calvescens* DC. (Melastomataceae), *Journal of Biogeography*, 23, 6, pp. 775-783.
- Meyer, J.-Y., 2004, Threat of invasive alien plants to native flora and forest vegetation of Eastern Polynesia, *Pacific Science*, 58, 3, pp.357-375.
- Meyer, J.-Y., R. Taputuarai, 2006, Impacts du changement climatique sur la biodiversité terrestre de Polynésie française : la végétation et la flore de la zone subalpine des hauts-sommets de Tahiti comme modèle d'étude. Point d'Etape sur la Recherche française dans le Pacifique, Université de Polynésie française, Tahiti, 9-12 octobre 2006 (Poster).
- Meyer, J.-Y., 2010, Montane cloud forests on remote islands of Oceania: the example of French Polynesia (South Pacific Ocean), In Brijnzel L. A., F. N. Scatena, L. S. Hamilton, (éds.), *Mountains in the Mist: Science for Conserving and Managing Tropical Montane Cloud Forests*, Cambridge University Press.
- Mooney H. A., R. N. Mack, J. A. McNeely, L. E. Neville, P. J. Schei, J. K. Waage (éds.), 2005, *Invasive Alien Species. A New Synthesis*, Washington DC., Island Press.
- Millenium Ecosystem Assessment, 2005, *Ecosystems and human well-being: biodiversity synthesis*, Washington DC., World Resources Institute.
- Nagy L., G. Grabherr, C. Körner, D. B. A. Thompson, (éds.), 2003, *Alpine biodiversity in Europe*, Ecological Studies 167, Berlin, Springer, 480 p.
- Papy H. R., 1951, Sur un problème écologique posé par la végétation des hauts sommets de Tahiti et du plateau Temehani à Raiatea (Océanie française), *Bulletin de la Société pour les Etudes Océaniques*, 84, 8, pp. 183-191.
- Paulay G., 1994, Biodiversity on oceanic islands: its origin and extinction, *American Zoologist*, 34, pp. 134-144.
- Pepin N., D. Benham, K. Taylor, 1999, Modeling lapse rates in the maritime uplands of northern England: Implications for climate change, *Arctic Antarctic and Alpine Research*, 31, pp. 151-164.
- Reaser J.K., L. A. Meyerson, Q. Cronk, M. De Poorter, L. G. Eldrege, E. Green, M. Kairo, P. Latasi, R. N. Mack, J. Mauremootoo, D. O'Dowd, W. Orapa, S. Sastroutomo, A. Saunders, C. Shine, S. Thrainsson, L. Vaiutu, 2007, Ecological and socioeconomic impacts of invasive alien species in island ecosystems, *Environmental Conservation*, 34, pp. 98–111.
- Richardson A. D., 2004, Foliar chemistry of balsam fir and red spruce in relation to elevation and the canopy light gradient in the mountains of the northeastern United States, *Plant and Soil*, 260, pp. 291-299.
- Richardson D.M., P. Pyšek, M. Rejmánek, M. G. Barbour, F. D. Panetta, C. J. West, 2000, Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions, *Diversity and Distributions*, 6, pp. 93-107.
- Robinson P. J., P. L. Finkelstein, 1991, The development of impact-oriented climate scenarios, *Bulletin of American Meteorology Society*, 72, pp. 481-490.
- Rosenzweig M. L., 1995, *Species diversity in space and time*, New York, Cambridge University Press.
- Schölkopf B., A. Smola, 2002, *Learning with kernels*, Cambridge, MIT Press, 658 p.
- Tassin J., C. Lavergne, S. Muller, V. Blanfort, S. Baret, T. Le Bourgeois, J. Triolo, J.-N. Rivière, 2006, Bilan des connaissances sur les conséquences écologiques des invasions de plantes à l'île de La Réunion (Archipel des Mascareignes, Océan Indien), *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)*, 61, pp. 35–52.
- Vapnik V. N., 1998, *Statistical Learning Theory*, New York, John Wiley & Sons.
- Vitousek P. M., 1990, Biological invasions and ecosystem processes: towards an integration of population biology and ecosystem studies, *Oikos*, 57, pp. 7-13.
- Waske B., J. A. Benediktsson, 2007, Fusion of Support Vector Machines for Classification of Multisensor Data, *IEEE Transactions on Geosciences and Remote Sensing*, 45, 12, pp. 3858-3866.
- Waske B., J. A. Benediktsson, J. R. Sveinsson, 2009, Classifying remote sensing data with support vector machines and imbalanced training data, In *Multiple Classifiers Systems*, Heidelberg, Springer, pp. 375-384.