



HAL
open science

Planification de la conservation de la biodiversité et modélisation territoriale à l'île de la Réunion

Erwann Lagabrielle

► **To cite this version:**

Erwann Lagabrielle. Planification de la conservation de la biodiversité et modélisation territoriale à l'île de la Réunion. Géographie. Université de la Réunion, 2007. Français. NNT : . tel-00247406v3

HAL Id: tel-00247406

<https://theses.hal.science/tel-00247406v3>

Submitted on 19 Feb 2008

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.

Université de la Réunion

THESE

**Planification de la conservation de la biodiversité
et modélisation territoriale à l'île de la Réunion**

Spécialité : Géographie

Présentée et soutenue publiquement par :

Erwann LAGABRIELLE

Le 30 Octobre 2007

Directeurs de thèse

Thomas Le Bourgeois (UMR 53 PVBMT Cirad-Université de la Réunion), Directeur de thèse

Pr. Marc Robin (directeur de l'UMR CNRS 6554 LETG Université de Nantes), Co-directeur de thèse

Membres du Jury de thèse

Pr. Dominique Strasberg (UMR 53 PVBMT Cirad-Université de la Réunion), Président du jury

Mathieu Rouget (University of Cambridge, South African National Biodiversity Institute), Rapporteur

Amanda T. Lombard (University of Cape Town), Rapporteur

Pr. Henrich Bruggemann (ECOMAR - Université de la Réunion)

Laurent Durieux (IRD, Unité 140 Espace, Brazilia)

Sigrid Aubert (Cirad Réunion, département Environnements et sociétés)

Thomas Le Bourgeois (UMR 53 PVBMT Cirad-Université de la Réunion), Directeur de thèse

Pr. Marc Robin (directeur de l'UMR CNRS 6554 LETG Université de Nantes), Co-directeur de thèse



Cette thèse a été financée par le Conseil Régional de la Réunion et l'Union Européenne (FSE).



Le Cirad a financé une partie du salaire, le budget d'équipement, de fonctionnement et des missions.



Le projet INTERREG APIC-BIO (Coopération Réunion-Afrique du Sud) financé par le Conseil Régional de la Réunion et l'Union Européenne (FED), porté par l'Université de la Réunion, a financé des missions en Afrique du Sud.



Académie d'Agriculture de France

Le fond Dufrenoy a financé une mission en Afrique du Sud.

Citation de la thèse

Lagabrielle, Erwann (2007). *Planification de la conservation de la biodiversité et modélisation territoriale à l'île de la Réunion*. Thèse de Géographie, Université de la Réunion, 166 p.

Thesis citation

Lagabrielle, Erwann (2007). *Biodiversity conservation planning and territory modelling in Réunion Island*. PhD thesis in Geography, University of Réunion Island, 166 p.

Remerciements

*Cette thèse est dédiée à la mémoire de Jean-Marc Robbez-Masson,
chercheur en écologie du paysage et Maître de Conférence à l'ENSA-M.*

J'exprime ma gratitude à l'ensemble des personnes qui ont contribué à la réalisation de cette thèse. Je remercie mes directeurs de thèse, Thomas Le Bourgeois (Cirad-Université de la Réunion) et Marc Robin (Université de Nantes), qui m'ont accompagné durant ces trois années de recherche. Sigrid Aubert (Cirad) et Laurent Durieux (IRD, JRC-EU) ont également contribué largement à mon encadrement. Dominique Strasberg (Université de la Réunion), à l'initiative du sujet de recherche, a été un guide précieux lors de cette randonnée de géographe au pays des écologues.

Cette thèse a bénéficié du soutien financier et/ou matériel de la Région Réunion, de l'Europe (FSE et FED), du Cirad, de l'Université de la Réunion, de l'IRD, de la Mission Parc National, de la DIREN, de l'ONF, du CNES, du Conservatoire Botanique National de Mascarin et de l'Académie d'Agriculture de France. Je suis reconnaissant à ces institutions de m'avoir accordé leur confiance.

Je remercie tout particulièrement Guylaine Suzanne et Patrick Hervé de la Direction Régionale de la Recherche et des Technologies qui m'ont conseillé lors du montage du projet INTERREG APIC-bio France-Afrique du Sud (Accompagnement de la Planification Intégrée de la Conservation de la Biodiversité). Le projet APIC-bio fût le support d'interactions fructueuses entre chercheurs réunionnais et sud-africains. Je me suis nourri et inspiré de ces échanges pour orienter mes travaux de thèse. Christine Jacquet (Université de la Réunion) fût une personne précieuse pour articuler l'ensemble des éléments du projet et organiser les missions de part et d'autre de l'Océan Indien.

Ce travail de recherche a bénéficié des travaux d'étudiants en Master dont les stages ont été financés par le projet APIC-bio : Karine Payet (Université de Stellenbosch, SANBI), Nokuthula Wistebaar (Université du Cap, SANBI) et Denis Maréchal (Université de la Réunion). Je remercie ces étudiants pour leur investissement et leur souhaite toute la réussite qu'ils méritent.

De mes missions en Afrique du Sud je garderai en mémoire l'accueil chaleureux de Dave Richardson (Center for Invasion Biology), Llewellyn Foxcroft (Kruger Park) et Mathieu Rouget (SANBI, Cape Town, Pretoria) ainsi que toute sa dynamique équipe du SANBI. J'ai également beaucoup apprécié mon séjour au Global Environment Unit du European Joint Research Center d'Ispra en Italie.

Je tiens à remercier toutes les personnes qui ont jalonné mon parcours d'apprentis-chercheur: Agnès Bégue (Cirad), Jonathan Vayssière (Cirad), William's Daré (Cirad), Aurélie Botta (Cirad), Josie Carpanin (Cirad), Hervé Saint-Macary (Cirad), Bernard Reynaud (Cirad) Cyril Dutour (Cirad), Chantale Terrentroy (Cirad), Gérard Le Breton (Cirad), Jean-Philippe Choisis (Cirad), Nadège Nanguet (Cirad), Cécile Martignac (Cirad), Pascale Metzger (IRD), Bernard Lortic (IRD), Gilbert David (IRD), Christian Depraetere (IRD), Emmanuelle Vaudour (INA-PG), Pierre Bazile (ENGREF), Stéphane Baret (CBNM), Vincent Bouillet (CBNM), Jean Hivert (CBNM), Joël Dupont (SREPEN), Christian Léger (DIREN), Sarah Cacères (ONCFS), Céline Fabre (CNASEA), Julien Triolo (ONF), Alain Brondeau (ONF), Patrick Thomas (UAFP), Jean-Michel Probst (ANP), Aurélie Sand (CNES), Hélène de Boissezon (CNES), Marylène Hoarau (Mission Parc National), Lucien Tron (Mission Parc National), Jacques Merlin (Mission Parc National), Jean-François Bénard (Mission Parc National), Jean-Cyrille Notter (Mission Parc National), Nicolas Villeneuve (Université de la Réunion), Gwenaëlle Pennober (Université de la Réunion), Claudine Ah-Peng (Université de la Réunion), Paul Fattal (Université de Nantes) et Bernard Fichaut (Université de Brest). J'espère n'oublier personne.

Je remercie également les correcteurs anonymes qui ont corrigé les articles qui constituent les chapitres de cette thèse. Je suis honoré que Mathieu Rouget (University of Cambridge, SANBI) et Mandy Lombard (University of Cape Town) aient accepté d'évaluer cette thèse.

J'adresse ma reconnaissance à mes parents, à mon frère et à mes grands parents qui m'ont encouragé tout au long de mon parcours d'étudiant. Enfin, mille pensées à Marine, nous aurons bientôt le bonheur d'être trois.

Sommaire

Chapitre 1 – Introduction générale	2
Chapitre 2 - Les dynamiques d'occupation du sol à la Réunion (1989-2002)	11
Chapitre 3 - Co-construction d'une carte d'occupation du sol avec l'imagerie Spot 5 à l'île de la Réunion	35
Chapitre 4 - Suivi des constructions de bâtis dans les zones d'étalement urbain en utilisant l'analyse orientée-objet d'images Spot 5 et des données SIG existantes	53
Chapitre 5 - Une introduction à la planification systémique de la conservation de la biodiversité à l'île de la Réunion (Océan Indien)	68
Chapitre 6 - Identifier et cartographier les processus de la biodiversité pour la planification systémique de la conservation dans les régions insulaires : le cas d'étude générique de l'île de la Réunion	85
Chapitre 7 - Planification systémique de la conservation et de la restauration dans les régions insulaires : le cas d'étude générique de l'île de la Réunion	110
Chapitre 8 - Intégrer la conservation dans la planification de l'occupation du sol: une approche par modélisation d'accompagnement à l'île de la Réunion	140
Chapitre 9 – Conclusion	164

Contents

Chapter 1 – General introduction	2
Chapter 2 - Land use trend on Réunion Island (1989-2002)	11
Chapter 3 - Collaborative land use mapping using Spot 5 images on Réunion Island	35
Chapter 4 - A method for monitoring building construction in urban sprawl areas using object-based analysis of Spot 5 images and existing GIS data	53
Chapter 5 - An introduction to Systematic Conservation Planning in Réunion Island (Indian Ocean)	68
Chapter 6 - Identifying and mapping biodiversity processes for systematic conservation planning in tropical islands: a generic case study on Réunion Island	85
Chapter 7 -Systematic conservation and restoration planning in insular regions: a generic case study on Réunion Island	110
Chapter 8 - Integrating conservation with participatory land-use planning: a companion modelling approach applied on Réunion Island	140
Chapter 9 – Conclusion	164

Chapitre 1

Introduction générale

1. Introduction

Face au développement économique rapide des territoires, l'environnement et les ressources renouvelables sont soumis à des pressions croissantes. La diversité biologique est aujourd'hui extrêmement menacée. Désormais, l'enjeu n'est plus d'empêcher la disparition de la biodiversité mais d'en ralentir l'érosion.

L'objet de cette thèse est de proposer et de mettre en œuvre des concepts, des techniques et des méthodes pour planifier la conservation de la biodiversité dans l'espace géographique. Nous nous intéressons en particulier aux outils de la télédétection, à la construction de modèles avec les experts et les décideurs pour accompagner la planification de la conservation sur le territoire. La zone d'application est l'île volcanique tropicale de la Réunion (2512 km²), située dans l'Océan Indien à 700 km à l'Est de Madagascar.

Dans ce chapitre d'introduction, nous définissons les termes du sujet et nous exposons la problématique de recherche. La présentation de la structure de la thèse conclut cette introduction. La présentation de la zone d'étude fait l'objet du chapitre 2.

2. Définitions

Afin d'introduire la problématique dans son contexte épistémologique, nous définissons les termes du sujet: la *Biodiversité*, l'*île*, la *Conservation*, le *Territoire*, la *Planification* et la *Modélisation*.

Le Terme de « **biodiversité** » est un néologisme, une contraction de l'expression « Biological diversity ». Il fût proposé en 1985 par W. Rosen puis repris en 1988 par E. Wilson et M. Peter dans leur ouvrage « Biodiversity » (Wilson & Peter, 1988). Cet ouvrage avait pour objectif de fonder «une nouvelle alliance entre les forces scientifiques, gouvernementales et commerciales» pour empêcher l'érosion de la biodiversité.

Même s'il existe aujourd'hui de multiples définitions du terme biodiversité (Gaston & Spicer, 2002) nous retiendrons la définition de la Convention sur la Diversité Biologique signée par la Conférence des Parties à Rio en 1992. Dans son Article 2, la biodiversité est ainsi définie comme étant la "variabilité des organismes vivants de toute origine, y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie; cela comprend la diversité au sein des espèces, et entre les espèces ainsi que celle des écosystèmes".

La biodiversité peut se concevoir selon différentes structures conceptuelles. Nous retiendrons la structure proposée par Noss, 1990), comprenant la diversité structurelle, la diversité compositionnelle et la diversité fonctionnelle (processus écologiques et évolutifs) (Figure 1).

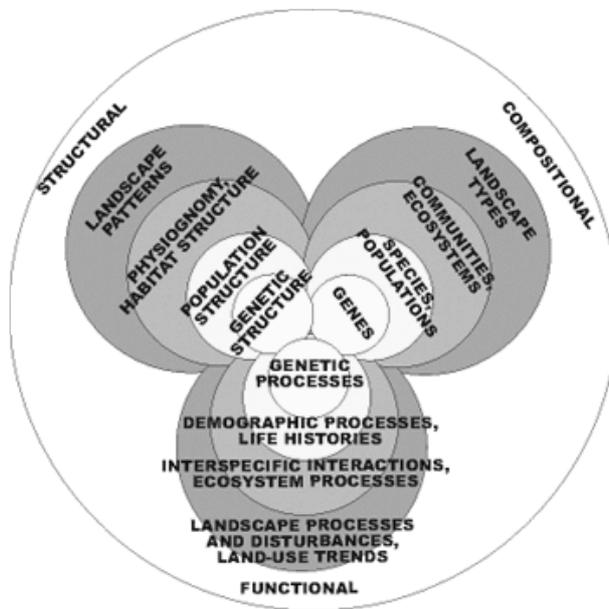


Figure 1. Représentation conceptuelle des composantes de la biodiversité selon Noss (1990).

Le concept de biodiversité est un concept fédérateur, un mot-valise (Gaston & Spicer, 2002), chargé de valeurs *per se*. Le terme de biodiversité se décline aujourd'hui sur trois modes d'utilisation qu'il convient de distinguer. Intuitivement, la biodiversité est une idée vaguement synonyme de *nature*, concept philosophique irréductible à la seule connaissance biologique. La biodiversité est également un construit social, économique et politique, un enjeu au cœur des interactions entre la nature et l'Homme (Callicott *et al.*, 1998). Ces interactions sont considérées dans l'optique d'une répartition et d'une pérennisation des services procurés par la biodiversité dans un contexte écologique, évolutif, mais aussi socioculturel (Blondel, 2002). Dans le champ des sciences de la vie, la biodiversité est une *entité ou une hiérarchie d'entités objectivement mesurables* à l'aide d'outils et d'indicateurs. La relation entre ces trois registres épistémologiques est abordée plus en détail dans le *Chapitre 8*.

Dans le cadre de cette thèse nous nous intéressons plus particulièrement à la conservation de la biodiversité dans les îles océaniques, telles que définies par Arthur *et al.* (1967). Ce sont des îles lointaines du continent (>100 km), de petite taille (< 10 000 km²) et qui ne lui ont jamais été reliées (à l'issue d'évènements tectoniques ou suite à une baisse du niveau des océans par exemple). Au sein de cette classe d'île, les îles volcaniques, comme la Réunion, sont les plus représentées.

A titre indicatif, on compte 45 états insulaires (dont l'Australie), sur les 192 états communément recensés. Le site internet *Island* (UNEP, 1998, Dahl, 1991) du Programme des Nations Unies pour l'Environnement recense environ 1900 îles dites 'significatives' et dont la surface est comprise entre 0.1 km² et 10 000 km².

Dans le domaine de la géographie (humaine en particulier), l'espace insulaire peut constituer un objet d'étude scientifique à part entière. Ce positionnement conceptuel reste cependant un objet de débat (Taglioni, 2005). L'île, caractérisée par une faiblesse structurelle liée à sa petite taille et à son isolement, est ici considérée une micro-composante de l'espace géographique régional et mondial (Lestrade, 1987). La notion d'isolement est cependant toute relative, si on la considère dans le plan spatial (distance métrique), temporel (distance-temps) ou économique (accès et coût des transports) et par rapport aux autres îles ou au continent.

Les caractéristiques écologiques des îles océaniques sont exposées en détail dans l'introduction du *Chapitre 6*. On retiendra simplement que la biodiversité des îles océaniques est caractérisée par une richesse spécifique plus faible que sur le continent (toute chose égale par ailleurs) et par un fort d'endémisme (Whittaker, 1998).

Les îles océaniques ont constitué un modèle fondateur pour l'émergence et la validation de la théorie écologique (Vitousek *et al.*, 1995, Case & Cody, 1987). Les concepts dérivés de la biogéographie insulaire ont ainsi été appliqués à la conservation, notamment pour la délimitation des aires protégées en fonction de seuils critiques d'isolement et de surface (Whittaker, 1998).

Dans le champ conceptuel de la biologie, la **conservation** désigne toute action, tout moyen mis en oeuvre pour préserver la diversité biologique *in situ* ou *ex situ* (Margules & Pressey, 2000). Si la conservation a longtemps été synonyme d'aire protégée, il est désormais admis que la conservation peut s'intégrer aux espaces et aux pratiques agricoles ou urbaines sans impliquer la délimitation d'un territoire excluant toute activité humaine (Arendt, 2003).

La conservation de la biodiversité vise à modifier ou à stabiliser, dans l'espace et dans le temps, des interactions entre les systèmes écologiques et sociaux. L'action de conserver représente un enjeu en soi dans la mesure où elle implique un impact sur la société (social ou économique) et un impact attendu sur la nature (pour en garantir la persistance). Le télescopage des actions de conservation avec les enjeux sociétaux et plus largement avec les représentations et avec les interactions sociales, est générateur de conflits (Primack, 1995). Ces conflits portent sur la gestion du territoire et de ses ressources.

Le **territoire** est un espace géographique qualifié par une relation d'appartenance sociale, économique, politique, juridique ou culturelle ou par une spécificité naturelle (George & Verger, 2006). Il est défini par des limites ou des frontières (terme juridique) qui forment son périmètre.

Basiquement, le territoire physique est indifférencié du terme plus neutre d'aire ou d'espace, il est caractérisé par une métrique topographique qui le rend accessible à l'analyse spatiale. On parlera ainsi de façon indifférenciée du territoire ou de l'aire de répartition d'une plante ou d'un animal.

Dans le champ épistémologique des sciences sociales, le territoire est un objet autrement plus complexe. Il est défini comme un "agencement de ressources matérielles et symboliques capables de structurer les conditions pratiques de l'existence d'un individu ou d'un collectif social et d'informer en retour cet individu ou ce collectif sur sa propre identité" (Lévy & Lussault, 2003). Cette définition implique une relation dialectique entre le territoire et la société: le territoire est ainsi support, enjeu et produit des interactions entre les hommes et leur environnement. La planification spatiale vise à organiser ces interactions dans le temps et dans l'espace.

La **planification** est la programmation d'actions et d'opérations à mener dans un domaine précis, avec des objectifs (qui peuvent évoluer), des moyens et des connaissances limitées à optimiser et sur une durée fixée. Le plan s'intègre dans le cadre d'une stratégie qui poursuit des objectifs plus globaux et à plus long terme.

Tandis que la planification de l'aménagement du territoire est corollaire de l'Histoire de l'humanité, le concept de conservation de la nature *per se* est apparu tardivement à la fin du XIX^{ème} siècle (Perkins, 1864). La conservation est un mode de gestion planifiée de l'espace qui répond au constat d'une dégradation rapide de l'environnement sous l'effet de la croissance de l'urbanisation, des espaces agricoles, des pollutions et des usages non maîtrisés des ressources renouvelables (le *Chapitre 5* propose un historique du concept de *planification de la conservation*). L'émergence du concept correspond également à la prise de conscience d'une finitude de l'environnement à toutes les échelles.

L'incorporation d'acteurs sociaux, aux enjeux multiples et souvent divergeant voire conflictuels, au sein du processus de planification spatiale a conduit à l'élaboration du concept de planification intégrée. La planification intégrée consiste en un processus continu et dynamique visant à rapprocher les intérêts des différents acteurs de la planification (groupes économiques et scientifiques, impératifs sociaux et réglementation), en élaborant et en mettant en oeuvre des plans de gestion qui assureront la protection ou la restauration de l'environnement, ainsi que le développement durable des ressources renouvelables (Commission Océanographique Intergouvernementale de l'Océan Indien, 1997). Le processus de planification intégrée s'appuie notamment sur des modèles conceptuels et des modèles informatiques qui permettent d'anticiper, de prédire et d'envisager différents scénarios et leurs impacts sur l'écosociosystème (Blandin, 2004).

Un **modèle** est une représentation de la réalité qui implique un processus de réduction de la complexité et une abstraction quant aux entités et aux processus modélisés (Van Der Leeuw, 2004). La notion de modèle est cependant très variable en fonction du champ disciplinaire considéré. Le modèle peut ainsi être une extraction d'une partie du réel pour l'expliquer plus globalement. Ce procédé d'analyse réductionniste est utilisé en écologie pour tester la validité d'hypothèses (approche hypothético-déductive). L'exemple le plus connu est la théorie de l'évolution construite et validée à partir d'observations d'oiseaux aux Galapagos (Darwin, 1980 [1859]). La modélisation peut également viser à une simple représentation d'un état. La carte est ainsi une modélisation de l'espace géographique dans un langage graphique (Brunet, 1987). Dans ce cas, le modèle s'intègre dans le cadre d'une démarche qu'on pourra qualifier d'inductive.

Dans le cadre des travaux de cette thèse, le modèle est développé pour appuyer les deux approches (hypothético-déductive et inductive). Le modèle vise ainsi à reproduire le fonctionnement d'un système (écologique ou social) pour l'expliquer (et anticiper son évolution) mais également pour favoriser l'émergence de nouveaux questionnements. Le partage de la connaissance et des représentations sociales via le processus de co-construction du modèle est une fonction émergente de la modélisation en sciences sociales (Antona *et al.*, 2003). D'autres fonctions du modèle (représentation, explication, prédiction ou prospection, partage des connaissances et des représentations) sont abordées dans le *Chapitre 8*.

3. Problématiques de recherche

La problématique générale de recherche porte sur la relation entre les hommes et la nature et plus précisément entre les hommes à propos de la nature dans le contexte du territoire (Grenier, 2000). Cette question, infiniment vaste, peut être abordée selon de multiples angles d'analyse: philosophique, sociologique, mathématique, etc. Ici, nous avons choisi de nous restreindre à appréhender cette problématique selon un double point de vue géographique et écologique, en faisant appel aux techniques d'acquisition, d'analyse et de partage de l'information géographique. Quatre problématiques ont été identifiées :

- Comment identifier et mesurer les enjeux de conservation et de restauration de la biodiversité *in situ*?
- Comment quantifier les dynamiques d'occupation du sol interagissant avec les enjeux de conservation à l'aide des outils de la télédétection?
- Comment optimiser un plan de conservation de la biodiversité dans un espace en mutation spatiale et socio-économique rapide?
- Quel est l'apport de la modélisation d'accompagnement pour co-construire une gestion durable du territoire et de la biodiversité avec les décideurs et les experts?

Le territoire insulaire de l'île de la Réunion constitue ici un cas d'application. Nous avons cependant apporté un soin particulier à extraire la composante générique des résultats. Ceci nous amène finalement à poser la problématique transversale aux quatre questions énoncées ci-dessus :

- La gestion du territoire et de la biodiversité insulaire est-elle spécifique? En d'autres termes, l'île est-elle un objet d'étude à part entière nécessitant des concepts et des méthodes de gestion spécifiques comme le suggère la Conférence de la Barbade sur les Petits Etats Insulaires en Développement (1994) ou alors est-ce un sous-ensemble de l'espace géographique global dont la gestion ne nécessite que de faibles ajustements comparativement aux espaces continentaux?

4. Champs de recherche

A l'interface entre science et société, cette thèse s'inscrit dans une conception d'utilité sociale de la science (Barré, 2004). Dès lors, nous posons l'hypothèse que la connaissance scientifique est un construit social au même titre que d'autres formes de connaissances non académiques. Nous resituons

donc la connaissance dans un cadre social élargi sans prétendre à une connaissance objective absolue. Néanmoins nous discutons de l'apport de la science pour construire une relation durable entre l'Homme et la nature et entre les hommes à propos de la nature. Nous nous interrogeons également sur le positionnement du chercheur au sein de cette relation, celui-ci étant souvent observateur *et* acteur de l'interaction.

Nous abordons en particulier le champ de recherche de la biologie de la conservation, discipline d'urgence et de crise (Meine *et al.*, 2006, Soulé, 1986). Cette science entend proposer une gestion de l'espace essentiellement fondée sur des principes écologiques. Nous remettons en perspective cette approche en adoptant le regard du géographe: l'espace-enjeu de la conservation est également envisagé comme un espace-support et un espace-produit de la relation dialectique entre les hommes et leur espace.

Cette thèse entend ainsi contribuer à un renouvellement conceptuel et méthodologique pour l'appréhension des enjeux de conservation de la biodiversité dans le contexte des interactions entre les systèmes complexes écologiques et sociaux, à différentes échelles spatiales et à différents niveaux d'organisation sociale.

La récente approche anglo-saxonne du *Systematic Conservation Planning* (Margules & Pressey, 2000) fondée sur une conception implicitement positiviste de la relation Homme-nature est ainsi remise en perspective dans le cadre de la posture constructiviste de la *modélisation d'accompagnement* (Antona *et al.*, 2003). Cette dernière approche s'inscrit dans l'idée d'une co-évolution et d'une co-adaptation des systèmes écologiques et sociaux. Elle est un écho concret du concept de résilience (Kinzig *et al.*, 2006, Gunderson & Holling, 2002).

Sur un plan technique, cette thèse aborde plus précisément le domaine de la géomatique et plus particulièrement celui de la télédétection. Ce champs de recherche est abordé via la mise au point de méthodes d'analyse d'image (basée sur le pixel, analyse structurale et analyse orientée-objet). Nous abordons également les techniques d'optimisation spatiale pour planifier la gestion du territoire (Kirkpatrick *et al.*, 1983).

Sur un plan géographique cette recherche s'inscrit dans une volonté d'accompagner la gestion intégrée du territoire et de la biodiversité dans les petits espaces insulaires et plus largement dans les zones côtières. Les îles sont le support de mutations socio-économiques et spatiales extrêmement rapides qui menacent la durabilité écologique de leurs écosystèmes. L'île de la Réunion est envisagée comme un cas d'application représentatif d'autres espaces insulaires. Ce travail de recherche propose ainsi des orientations pour l'aménagement du territoire réunionnais, la conservation de la biodiversité et la gestion du Parc National de la Réunion qui a été créé officiellement en mars 2007. Ce parc couvre plus de 40 % de la surface de l'île.

5. Structure de la thèse

La thèse est structurée en neuf chapitres. L'idée maitresse qui a guidée l'organisation des chapitres est de suivre le processus de planification de la conservation et de l'aménagement du territoire depuis l'identification des enjeux jusqu'à leur gestion. Le Tableau 1 propose une vue globale de l'organisation des chapitres de la thèse, les objectifs et les principaux résultats obtenus.

Chaque chapitre est un article scientifique organisé classiquement. Il contient ainsi une introduction et des questions de recherche, une présentation du site d'étude (adaptée à la problématique abordée), une description des matériels et des méthodes, une discussion sur le domaine de validité, les limites et la portée générale des résultats. Des notes introductives font le lien avec le chapitre précédent.

Chaque chapitre est précédé d'un titre, d'un résumé et de mots-clés traduits en anglais et en français. Les chapitres 4, 6, 7 et 8 sont rédigés en anglais. Lorsqu'un chapitre est cité en référence, il est appelé tel que suit: *Chapitre x*. Les noms des co-auteurs et leurs contacts sont précisés en entête de chapitre. Seul le chapitre-article 4 n'a pas été rédigé en premier auteur. La bibliographie est citée à la fin de chaque chapitre.

Au moment de la rédaction de cette introduction, un chapitre a été publié (*revue M@ppemonde*), deux chapitres sont acceptés pour publication (*Revue Internationale de Géomatique, International Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*) et les quatre autres chapitres sont soumis (*Cahiers Nantais de Géographie, Biological Conservation, Conservation Biology, Environmental Modelling and Softwares*).

Chapitre	Objectifs	Résultats
Chapitre 1 Introduction	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Définir les termes du sujet. ▪ Définir le contexte scientifique et opérationnel. ▪ Exposer la problématique. ▪ Exposer la structure de la thèse. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Erosion de la biodiversité mondiale: urgence de la conservation. ▪ La conservation de la biodiversité, enjeu territorial à contruire et à modéliser avec les experts et les décideurs. ▪ Contexte insulaire particulier. ▪ Enjeu opérationnel important à la Réunion: dynamiques spatiales et création du Parc National.
Chapitre 2 Dynamiques d'occupation du sol 1/100 000	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Présenter le site d'étude. ▪ Quantifier les dynamiques d'occupation du sol à la Réunion au 1/100 000. ▪ Mettre au point une méthode de détection des changements avec des images Spot 1-4. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Mise au point d'une méthode de détection des changements combinant: analyse en composantes principales + analyse pixellaire + analyse structurale. ▪ Dynamiques spatiales rapides et de grande ampleur entre 1989 et 2002: effet domino centripète vers les Hauts de l'île. ▪ Urbanisation +157%, surface agricole stable. ▪ Urbanisation + 250 % dans les limites actuelles du Parc National.
Chapitre 3 Cartographie d'occupation du sol 1/25 000	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Cartographier l'occupation du sol de la Réunion à l'échelle du 1/25 000. ▪ Proposer une méthode de cartographie à partir d'images Spot 5 se substituant aux données photo-interprétées. ▪ Combiner télédétection et approche participative. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Méthode de classification: analyse basée sur le pixel. ▪ Cartographie régionale de l'occupation du sol en 13 classes (validité: 97,7 %) (+ 1 classe de bâtis individuels). ▪ Méthode rapide, demande peu de moyens humains. ▪ Ne se substitue pas à la photo-interprétation mais constitue une méthode intercalaire peu onéreuse entre deux campagnes aériennes très coûteuses. ▪ Approche participative permet d'identifier la demande des utilisateurs et contribue à améliorer le processus de classification.
Chapitre 4 Suivi de l'expansion urbaine 1/25 000	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Cartographier le bâti individuel. ▪ Mettre au point et tester une méthode rapide d'extraction des bâtis pour le suivi régulier de l'expansion urbaine à partir d'images Spot 5 (2,5 m de résolution). 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Méthode de classification: analyse d'image orientée objet + algorithme de segmentation. ▪ Méthode rapide, demande peu de moyens humains. ▪ 97,9 % des centroïdes des bâtis classés sont situés dans un rayon de 50 m autour des bâtis photo-interprétés. ▪ Données Spot 5 peu adaptées pour extraire le bâti individuel mais bon complément aux images aériennes pour suivre l'évolution de l'étalement urbain au 1/25000.
Chapitre 5 Introduction au Systematic Conservation Planning (SCP)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Resituer la planification de la conservation dans son contexte historique et géographique. ▪ Exposer les composantes d'un plan systémique de conservation. ▪ Présenter les premiers résultats d'une application à la Réunion. ▪ Identifier les apports et les limites de la méthode, identifier des axes de recherche. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Synthèse historique et géographique sur la planification de la conservation depuis les approches <i>ad hoc</i> jusqu'au <i>Systematic Conservation Planning (SCP)</i>. ▪ Composantes basiques d'un plan <i>SCP</i>: enjeux et cibles de conservation, vulnérabilité, aléas, optimisation, implémentation. ▪ Introduction au concept d'irremplacabilité. ▪ <i>SCP</i>: approche globale mais peu intégrée, nombreuses hypothèses socio-économiques implicites. ▪ Questions: comment combiner <i>SCP</i> et approche participative avec les décideurs de l'aménagement du territoire? Piste de la co-construction du plan de conservation.

Tableau 1 (suite page suivante). Organisation des chapitres de la thèse, objectifs et principaux résultats.

Chapitre	Objectifs	Résultats
<p align="center">Chapitre 6 Cartographie des processus écologiques et évolutifs</p>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Identifier les processus écologiques et évolutifs maintenant et générant la biodiversité à la Réunion. ▪ Cartographier ces processus à partir d'informations géographiques basiques. ▪ Délimiter des corridors écologiques à grande échelle. ▪ Extraire les aspects génériques des résultats pour répliquer la méthode dans d'autres systèmes insulaires. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Méthode d'identification basée sur une synthèse de connaissances locales et sur une revue de littérature scientifique. ▪ Méthode de cartographie basée sur : modèle numérique de terrain, réseau hydrologique, carte d'irremplacabilité, carte des habitats, pressions et opportunités pour la conservation de la biodiversité. ▪ Cinq composantes spatiales des processus écologiques et évolutifs (CSPEE) sont cartographiées. ▪ Ces processus sont interrompus dans les Bas de l'île ▪ Un réseau de corridors reliant les Bas aux Hauts de l'île est optimisé selon la méthode des itinéraires et des surfaces de moindre coût, en fonction de contraintes et d'objectifs éco-socio-économiques. ▪ Nécessité d'intégrer ces corridors aux plans d'aménagement du territoire à l'échelle régionale.
<p align="center">Chapitre 7 Plan systématique régional de conservation et de restauration de la biodiversité</p>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Identifier des zones prioritaires pour la conservation et la restauration de la biodiversité à la Réunion. ▪ A l'intérieur et à l'extérieur des aires protégées existantes. ▪ Proposer des pistes pour la mise en œuvre du plan. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Plan de conservation/restauration développé en 10 étapes. ▪ Cartographie des Grandes Unités d'Habitat: combinaison d'expertises locales, de données de télédétection et de traitements géomatiques. ▪ Synthèse d'informations géographiques sur les plantes et les vertébrés à la Réunion. ▪ Définition de cibles de conservation et de restauration. ▪ Nécessité d'étendre la conservation sur les franges basses du Parc National et d'intégrer les corridors écologiques. ▪ La moitié de la surface du système d'aires protégées contribue à atteindre les cibles de conservation et de restauration. ▪ Plan construit avec des experts mais pas avec les décideurs: constitue une première synthèse pour orienter la réflexion et structurer une stratégie de conservation.
<p align="center">Chapitre 8 Modélisation d'accompagnement</p>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Proposer une méthode de planification intégrée de l'aménagement et de la conservation de la biodiversité. ▪ Mettre en œuvre un processus de modélisation et de planification participative. ▪ Accompagner l'élaboration du Schéma d'Aménagement Régional. ▪ Evaluer l'impact des scénarios d'aménagement sur la biodiversité. ▪ Evaluer l'impact du plan systématique de conservation sur les scénarios d'aménagement du territoire. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Construction participative d'un Système Multi-Agents à composante spatiale pour modéliser le fonctionnement du territoire. ▪ Les décideurs refusent d'intégrer le plan de conservation systématique: ne maîtrisent pas le processus de construction de l'information et le plan réduit leurs degrés de liberté. ▪ Lobby conservationniste peu représenté au sein des décideurs: groupe d'intérêts peu structuré, sans stratégie, manque d'anticipation. ▪ Définition de 4 scénarios d'aménagement régional : les simulations montrent qu'ils ont un impact graduel sur la biodiversité. ▪ Test de scénarios alternatifs pour le futur de la conservation de la biodiversité selon approche systématique : évaluation de l'impact économique du plan de conservation sur le secteur agricole. ▪ Interactions complexes entre les composantes sociales, économiques et écologiques du système territorial : système complexe aux évolutions non-linéaires et incertitude sur les conséquences des actions de gestion, remise en cause partielle de la méthode SCP.
<p align="center">Chapitre 9 Conclusion</p>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Synthétiser et discuter les résultats de la thèse. ▪ Evaluer leur portée générale. ▪ Proposer des pistes de recherche à approfondir. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Importance de prendre en compte les entités et les processus de la biodiversité. ▪ Besoin d'une planification globale de la conservation dans les îles: unification des domaines terrestre, côtier et marin. ▪ Nécessité d'une approche intégrée de la planification de la conservation avec les experts et avec les décideurs de l'aménagement du territoire, en amont de la prise de décision. ▪ Optimisation spatiale inutile si absence d'optimisation des interactions sociales. ▪ Lobby conservationniste doit se structurer et agir stratégiquement dans le cadre des négociations pour la conservation et l'aménagement du territoire et doit faire le bilan des valeurs qui guident son action. ▪ Modélisation d'accompagnement pour l'accompagnement de la gestion du territoire et des ressources renouvelables constitue un axe de recherche à approfondir et à combiner avec des processus de modélisation plus déterministes (ne pas opposer les deux approches).

6. Références

- Anonyme (1992). *Convention on Biological Diversity*. United Nation Conference, Rio.
- Anonyme (1994). *Report on the Global Conference on the Sustainable Development of Small Island Developing States*. Global Conference on the Sustainable Development of Small Island Developing States, Bridgetown, Barbados, United Nations General Assembly.
- Anonyme (1997). *Guide méthodologique d'aide à la gestion intégrée de la zone côtière de la Commission Océanographique Intergouvernementale de l'Océan Indien*. Unesco.
- Antona, M., D'Aquino, P., Aubert, S., Barreteau, O., Boissau, S., Bousquet, F., Daré, W., Etienne, M., Page, C.L., Mathevet, R., Trébuil, G. & Weber, J. (2003). Our companion modelling approach (La modélisation comme outil d'accompagnement). *Journal of Artificial Societies and Social Simulation*, **6**, 2.
- Arendt, R. (2003). Linked landscapes: Creating greenway corridors through conservation subdivision design strategies in the northeastern and central United States. *Landscape and Urban Planning*, **68**, 2-3, p. 241-269.
- Case, T.J. & Cody, M.L. (1987). Testing theories of island biogeography. *American Scientist*, **75**, p. 402-411.
- Dahl, A.L. (1991). *Island Directory*, UNEP, Nairobi.
- Mac Arthur, R.H. & Wilson, E.O. (1967). *Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton N.J.
- Barré, R. (2004). La science est morte, vive la science - Le nouveau contrat en la science et la société post-moderne : l'avènement de la recherche mode 2. *Natures, sciences, sociétés*, **12**, 1, p. 52-55.
- Blandin, P. (2004). *Vers une évolution durable de l'anthroposystème*. Colloque de Prospective Sociétés et environnements. INSU/CNRS (Département des Sciences de l'Homme et de la Société), Paris.
- Blondel, J. (2002). *Rapport de conjoncture IFB 2002*, IFB.
- Brunet, R. (1987). *La carte, mode d'emploi*. Fayard/Reclus, Paris.
- Callicott, J.B., Crowder, L.B. & Mumford, K. (1998). Current normative concepts in conservation. *Conservation Biology*, **13**, 1, p. 22-35.
- Darwin, C. (1980 [1859]). *L'origine des espèces*. La Découverte, Paris.
- Gaston, K.J. & Spicer, J.I. (2002). *Biodiversity An introduction*. Blackwell Science.
- George, P. & Verger, F. (2006). *Dictionnaire de la géographie (8e édition)*.
- Grenier, C. (2000). *Conservation contre nature*. IRD Editions, coll. Latitudes 23, Paris.
- Gunderson, L. & Holling, C.S.e. (2002). *Panarchy: understanding transformations in human and natural systems*. Island Press, Washington, DC.
- Kinzig, A.P., Ryan, P., Etienne, M., Allison, H., Elmqvist, T. & Walker, B.H. (2006). Resilience and regime shifts: assessing cascading effects. *Ecology and Society*, **11**, 1-art.20, [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art20/>.
- Kirkpatrick, S., Gelatt, C. & Vecchi, M. (1983). Optimization by simulated annealing. *Science*, **220**, p. 671-680.
- Lévy, J. & Lussault, M. (2003). *Dictionnaire de la Géographie et de l'espace des sociétés*. Belin, Paris.
- Lestrade, S. (1987). Les problèmes économiques des petits Etats insulaires d'après l'exemple des Caraïbes. *Le courrier ACP-UE*, **104**, p. 78-84.
- Margules, C.R. & Pressey, R.L. (2000). Systematic conservation planning. *Nature*, **405**, p. 243-253.
- Meine, C., Soulé, M. & Noss, R.F. (2006). "A mission-driven discipline": the growth of conservation biology. *Conservation Biology*, **20**, p. 631-651.

- Noss, R.F. (1990). Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. *Conservation Biology*, **4**, 4, p. 355-364.
- Perkins, G. (1864). *Man and nature; or, Physical geography as modified by human action*. C. Scribner, New York.
- Primack, R.B. (1995). *A primer of Conservation Biology*. Sinauer Associates Inc., Sunderland.
- Soulé, M.E. (1986). Conservation Biology. The Science of Scarcity and Diversity. *The Journal of Applied Ecology*, **24**, 3, p. 1092-1094.
- Taglioni, F. & Bernardie, N. (2005). *Les dynamiques contemporaines des petits espaces insulaires. De l'île-relais aux réseaux insulaires*. Karthala, Paris.
- UNEP (1998). *Island directory. Basic environmental and geographic information on the significant islands of the world*. [on line] URL: <http://islands.unep.ch/isldir.htm>
- Van Der Leeuw, G.M. (2004). Why model? *Cybernetics and Systems*, **35**, 2-3, p. 117-128.
- Vitousek, P.M., Loope, L. & Adersen, H.E. (1995). *Islands: Biological Diversity and Ecosystem Function*. Springer-Verlag, Berling.
- Wilson, E.O. & Peter, M. (1988). *Biodiversity*. National Academic Press, Washington DC.
- Whittaker, R.J. (1998). *Island Biogeography, Ecology, Evolution and Conservation*. Oxford University Press, Oxford.

Chapitre 2

Les dynamiques d'occupation du sol à la Réunion (1989-2002)

Land use trends on Reunion Island (1989-2002)

Note introductive.

Dans le chapitre d'introduction, nous avons resitué la problématique de recherche dans son environnement scientifique et technique. Dans ce *Chapitre 2*, nous abordons plus particulièrement le contexte géographique de la recherche à l'île de la Réunion et les enjeux de développement local en analysant les dynamiques d'occupation du sol. Ce chapitre a été publié sous la forme d'un article dans la revue en ligne de géographie *M@ppemonde*. Cette étude des dynamiques spatiales est conduite en mettant au point une méthode de détection des changements à partir d'images Spot 1 à 4. Les mouvements spatiaux observés sont notamment analysés en tant que traductions spatiales de mutations socio-économiques. Nous nous intéressons plus particulièrement aux dynamiques d'occupation du sol dans les zones actuellement protégées (Parc National) et nous envisageons des scénarios d'évolution.

Nous montrons que la conservation de la biodiversité et plus largement la préservation des paysages naturels et du cadre de vie associé, passe par une gestion intégrée de l'espace à l'échelle de l'île. Ceci nous amène également à resituer la problématique du développement durable des petits espaces insulaires dans un contexte de dynamiques économiques mondiales. Compte tenu de l'exiguïté de ces espaces et de leur isolement, les choix de gestion et d'aménagement sont plus qu'ailleurs décisifs, ils entraînent des conséquences radicales et à court terme sur des systèmes socio-économiques et écologiques structurellement vulnérables.

Les dynamiques d'occupation du sol à la Réunion (1989-2002)

Land use trends on Reunion Island (1989-2002)

Publié/Published: Lagabrielle, E., Metzger, P., Martignac, C., Lortic, B. & Durieux, L. (2007) Les dynamiques d'occupation du sol à La Réunion (1989-2002). *M@ppemonde*, 86, 2, [online] URL: <http://mappemonde.mgm.fr/num14/articles/art07205.pdf>

Erwann Lagabrielle¹, Pascale Metzger², Cécile Martignac³, Bernard Lortic⁴, Laurent Durieux⁵

¹ *Cirad-Université de La Réunion, UMR 53 PVBMT, Pôle de Protection des Plantes - 7 chemin de l'Irat 97410 Saint-Pierre, France*

² *IRD - Campus de l'Université de la Réunion, 97000 Saint-Denis, France*

³ *Cirad - 20 Chemin Grand Canal, 97000 Saint-Denis Messagerie Cedex 9*

⁴ *IRD - 32 avenue Henri Varagnat F-93143 Bondy Cedex*

⁵ *IRD - Maison de la Télédétection, Boulevard André Breton, 64000 Montpellier, France*

Résumé.

La Réunion (Océan Indien) est un espace insulaire en essor socio-économique rapide depuis deux décennies. La composante spatiale observable de ces mutations a été cartographiée par télédétection à partir d'images Spot sur la période 1989-2002. La méthode de détection des changements mise en oeuvre est une comparaison de classifications (maximum de vraisemblance et analyse structurale). Les résultats obtenus confirment une forte croissance des espaces urbains, une migration spatiale des activités agricoles en altitude ainsi que de nettes disparités intra-régionales en termes évolution. L'analyse révèle également des dynamiques plus marquées sur les mi-pentes et les Hauts de l'île, et de façon surprenante dans l'enceinte actuelle du Parc National. Ces résultats remettent partiellement en cause des postulats d'aménagement à la Réunion, en particulier l'idée d'une ville s'étendant exclusivement sur les espaces agricoles.

Abstract.

Reunion Island in the Indian Ocean is experiencing rapid socio-economic change. The spatial component of this change was mapped using Spot images between 1989 and 2002. The change detection method used is a comparison of classifications (maximum likelihood and structural analysis). The results confirm a rapid increase in urban spread, a spatial migration of agricultural activities from lowland to upland areas and sharp disparities between micro-regions. The analysis also reveals more pronounced trends in midland and upland areas and, surprisingly, inside the current boundaries of the National Park. These results challenge some regional development assumptions on Reunion Island, particularly the idea that urbanisation is spreading exclusively into agricultural areas.

Mots-clés.

Mutations socio-économiques, La Réunion, Télédétection

Keywords.

Remote sensing, Reunion Island, Socio-economic change

1. Introduction

L'île volcanique de la Réunion (2512 km²), située dans l'Océan Indien, est unanimement considérée comme un espace insulaire en mutation socio-économique rapide (Benjamin & Godard, 1999). La traduction spatiale de ces mutations est étudiée depuis plus d'un demi-siècle (Defos Du Rau, 1960, Cadet, 1980 voir également Sand, 1863). L'accélération des dynamiques spatiales à la Réunion est liée à un essor socio-économique rapide, consécutif de la départementalisation du territoire en 1946 (Chatelain, 1993) et plus récemment, des nombreux aides européennes dont a bénéficié cette région ultrapériphérique de l'Europe à partir des années 1990. La croissance des espaces urbains, notamment sur le littoral et les mi-pentes de l'île, figure au premier rang des préoccupations d'aménagement dans ce petit espace insulaire (Jauze & Ninon, 2006). Cette croissance urbaine, qui se caractérise par des densités très faibles -"villes-jardins" (Lajoie & Actif (2001)- est également le fruit d'une dynamique démographique spectaculaire: le taux annuel de croissance de la population est environ 3 fois supérieur à celui de la métropole. Il y a actuellement 776 000 habitants sur l'île (estimation INSEE 2005) et les projections prédisent 1 million d'habitants en 2030. Concomitamment, les options spatiales pour l'agriculture (Martignac & Pariente, 2002) et la protection des milieux naturels (Strasberg *et al.*, 2005) se sont raréfiées et la compétition pour l'accès à la ressource foncière s'est accrue. La compréhension et le suivi des dynamiques d'occupation du sol ainsi que la représentation des changements qui affectent le territoire constituent ainsi des enjeux politiques, économiques et sociaux majeurs à la Réunion.

Les représentations des changements territoriaux qui accompagnent l'accroissement de la population, la croissance et la tertiarisation de l'économie tendent à opposer trois grandes catégories d'occupation du sol: les espaces urbains, les espaces agricoles et les espaces naturels. Les représentations des interactions entre ces catégories sont souvent partielles -par exemple: "la ville consomme uniquement les espaces agricoles"- et tendent à masquer une réalité géographique complexe et plus nuancée. La mise à l'épreuve de ces représentations sociales, souvent acceptées comme des postulats d'aménagement a constitué la problématique scientifique de cette étude. En particulier les objectifs poursuivis sont 1) la compréhension des mécanismes du développement urbain sur l'île de la Réunion pour décrypter les processus qui conduisent à la densification des villes et/ou à leur étalement (Metzger, 2005), 2) la mise en relation des dynamiques observables des espaces agricoles avec les stratégies spatiales et foncières des acteurs, en particulier les agriculteurs et propriétaires de terres agricoles (Martignac, 2006) et enfin, 3) la mise en relation des dynamiques spatiales avec les enjeux de conservation de la biodiversité. A l'exception des couches d'informations sur le bâti fournies dans la BD Topo IGN de 1997 et 2003, aucune information ne permettait d'établir un diagnostic quantitatif, global et fiable de ces dynamiques. Cette information sur les changements d'occupation du sol était notamment attendue pour accompagner l'élaboration et la révision des documents de planification à portée réglementaire (Schéma d'Aménagement Régional, Schémas de COhérence Territoriale, Plans Locaux d'Urbanisme) et plus spécifiquement, pour évaluer et ajuster les stratégies de développement territorial relatives à l'agriculture, au développement urbain, à la mise en place du Parc National et au déploiement des infrastructures de transport. La conjonction d'intérêts opérationnels et scientifiques a ainsi contribué à l'élaboration d'un partenariat original entre des scientifiques, des aménageurs et des représentants de filières agricoles dans le cadre du projet TEMOS (Télédétection pour l'Etude des Modes d'Occupation du Sol). La recherche d'une certaine autonomie régionale de production de l'information géographique à la Réunion a également concouru à la dynamique du projet.

Grâce à leur large couverture spatiale, leur répétitivité élevée et leur faible coût comparativement à des photographies aériennes, les images de télédétection constituent une donnée privilégiée pour identifier les différences d'état d'une zone en l'observant à des dates différentes (Inglada, 2001). L'utilisation des données satellitaires pour cartographier les changements d'occupation du sol est désormais largement répandue (Girard & Girard, 1999, Chavez & MacKinnon, 1994; Ulbricht & Heckenford, 1998), d'autant plus que l'intervalle temporel maximal est maintenant de deux décennies pour les images Spot, voire plus de trente ans pour les images Landsat. Les principaux facteurs limitant la télédétection des changements sont les différences liées aux conditions atmosphériques, de géométrie d'acquisition et de conditions au sol (Muchoney & Haack, 1994, Song *et al.*, 2001).

Pour cette étude des changements d'occupation du sol à la Réunion, les données satellitaires Spot¹ ont été utilisées. Dans un premier temps, cet article de synthèse expose les traitements appliqués aux images pour détecter les changements. Les dynamiques spatiales observées sont ensuite analysées globalement puis, par microrégion, par étage altitudinal et en fonction du statut de protection des espaces. La relation entre les dynamiques spatiales observées et les stratégies de développement territorial est alors discutée et mise en perspective.

2. Méthodes et données

La présentation de la méthode est segmentée en 4 parties: 1) la préparation des images, 2) le choix de la méthode de détection des changements, 3) la classification des images par maximum de vraisemblance et 4) par analyse structurale.

2.1. Préparation des images

Pour cartographier les changements d'occupation du sol à la Réunion, nous avons exploité des images Spot 1 et Spot 4 (niveau de traitement 1A). Seuls les canaux communs aux deux images (vert, rouge et proche infrarouge) ont été comparés. Les changements ont été analysés sur l'intervalle 1989-2002, la plus ancienne image exploitable sur la Réunion datant de 1989 (île entièrement représentée, nébulosité faible) et la plus récente de 2002. Deux images acquises à des dates proches ont été combinées à l'image de 2002 afin de compléter les informations manquantes dans les zones nébuleuses.

La résolution spatiale de l'image de 1989 et de l'image composite de 2002 a été harmonisée à 20 m. L'orthorectification de l'image de 2002 a ensuite été réalisée avec des points relevés sur le terrain à l'aide d'un GPS différentiel (Bappel, 2005) (Figure 1). L'image de 1989 a ensuite été orthorectifiée en référence à l'image Spot de 2002. Cette méthode de géoréférencement "image à image" permet d'optimiser leur superposition. La précision géométrique du décalage entre les deux scènes est finalement inférieur à 1 pixel, minimum requis pour une analyse des changements (Mas, 2000).

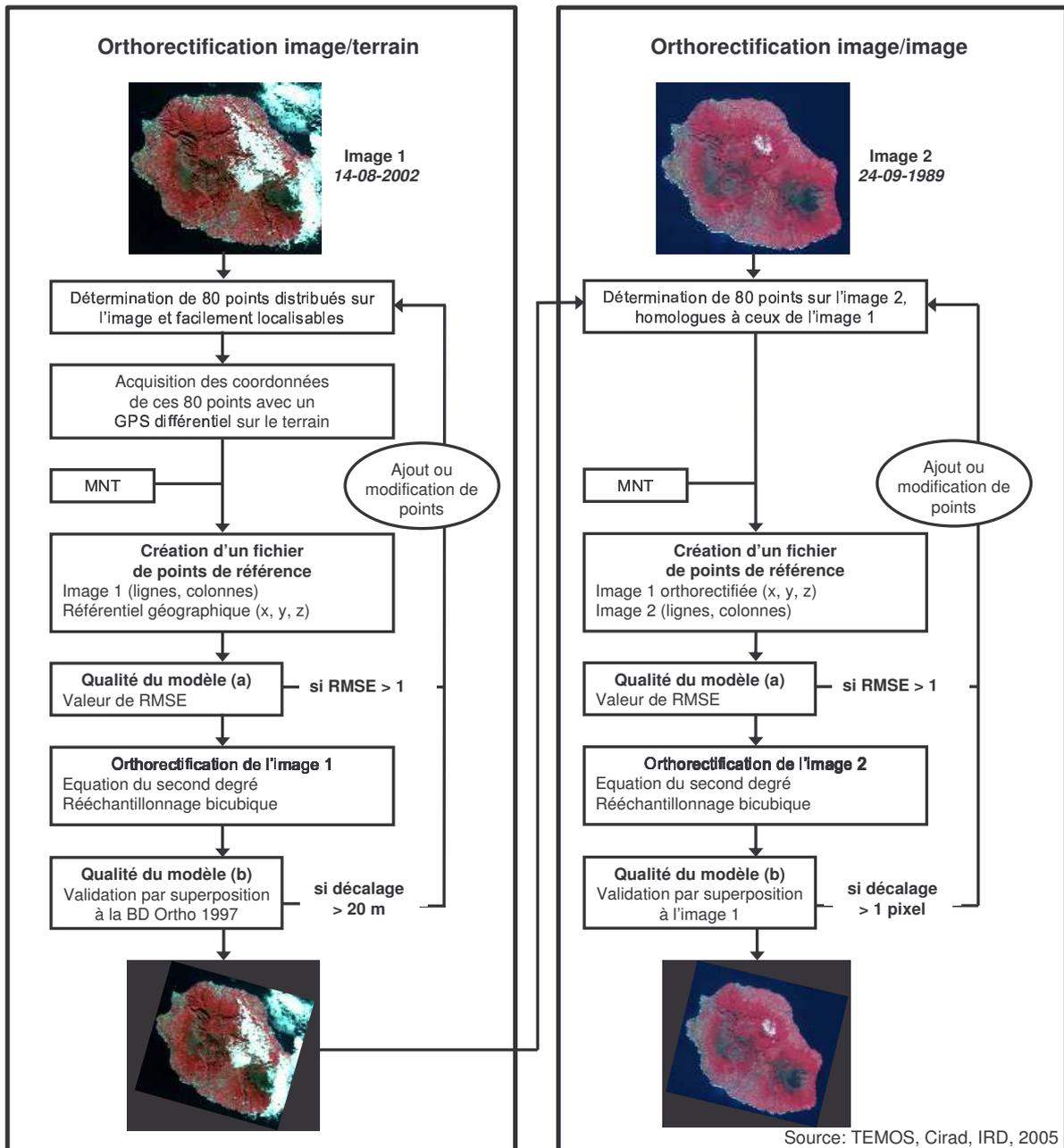


Figure 1. Procédure d'orthorectification des images. La RMSE (Root Mean Square Error) est un indicateur standardisé de qualité des correspondances entre les coordonnées des points de référence sur l'image et leurs coordonnées projetées.

2.2. Choix de la méthode de détection des changements

Pour détecter les changements trois grandes options méthodologiques étaient envisageables: la photo-interprétation, l'analyse des comptes numériques des pixels (algèbre d'images, analyse statistique de compositions multidates) ou la comparaison post-classificatoire (Mas, 2000). L'option de photo-interprétation a été d'emblée écartée car, à l'issue d'un long travail de numérisation, elle aurait induit des biais importants liés à des divergences d'appréciation par les opérateurs humains. Une analyse en composantes principales a été conduite sur une soustraction des canaux des 2 images (Moisan *et al.*, 1999, Singh & Harrison, 1985) (Figure 2). En dehors d'une détection grossière du phénomène d'urbanisation sur la première composante principale et d'une détection des variations

relatives au couvert végétal sur la seconde composante, cette technique s'est révélée inadaptée pour qualifier précisément les changements d'occupation du sol. Néanmoins cette méthode a permis d'identifier des zones stables aux deux dates qui ont été utilisés par la suite pour déterminer des parcelles d'entraînement dont l'état était identique en 1989 et en 2002. Finalement, compte tenu de l'étendue de la zone d'étude et de la diversité des changements d'occupation du sol dont nous escomptions l'observation, c'est la méthode de comparaison post-classificatoire qui a été retenue (Inglada, 2001). Cette méthode consiste à comparer deux classifications effectuées indépendamment sur deux images. L'intérêt de cette approche est sa simplicité de mise en œuvre. Toutefois, les probabilités de faux changement augmentent avec le nombre de classes (Mas, 2000). Par conséquent, nous avons cherché à réduire à minima leur diversité.

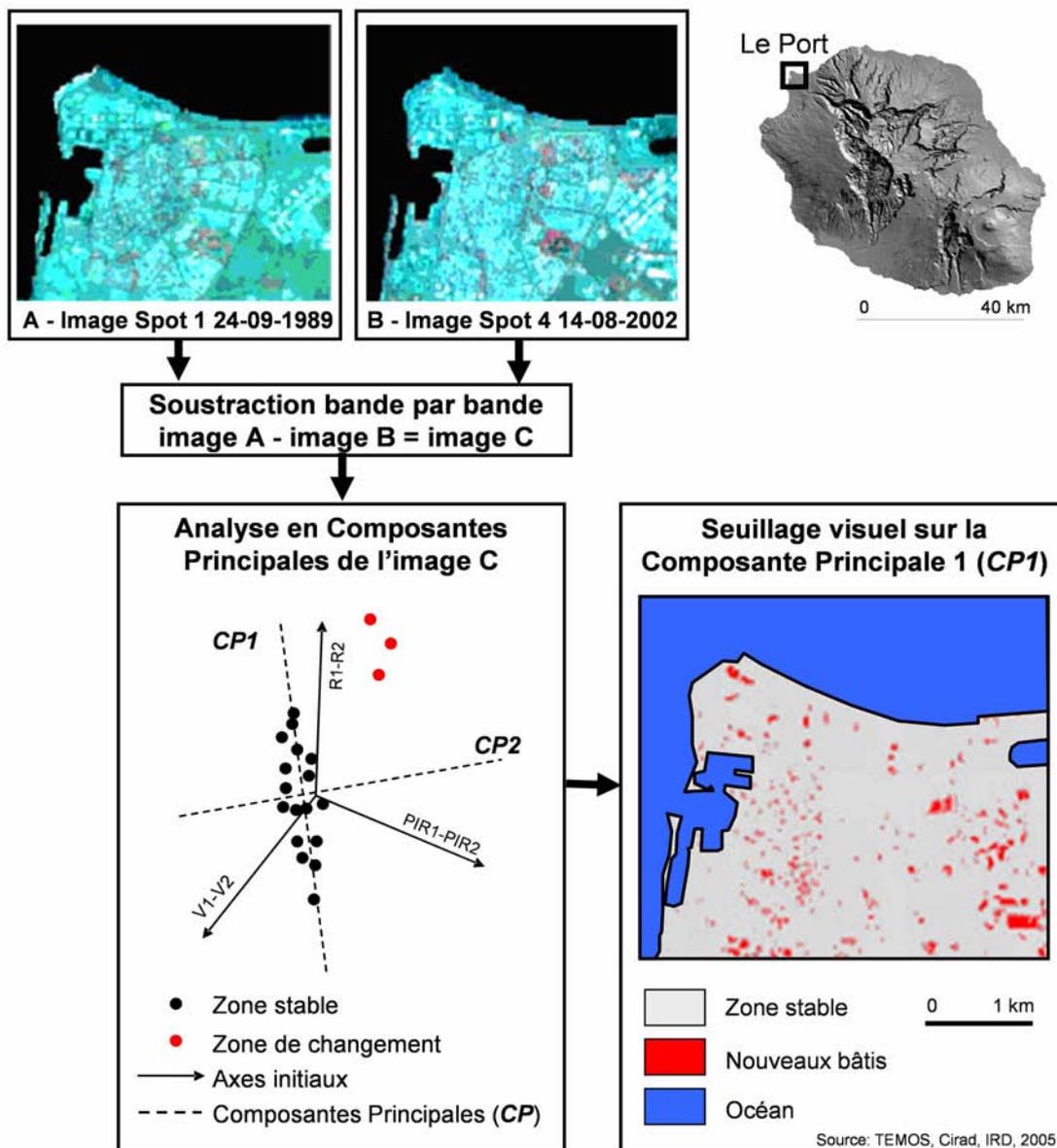


Figure 2. Analyse en composantes principales d'une soustraction canal à canal des images spot de 1989 (image A) et de 2002 (image B). Cette méthode a permis d'identifier des zones de permanence (absence de changement) qui ont été utilisées par la suite pour déterminer des parcelles d'entraînement stables aux deux dates. PIR = proche infrarouge, V= vert et R = rouge.

Deux méthodes de classifications assistées ont ensuite été combinées pour classer les images: un traitement pixel à pixel classique par maximum de vraisemblance (Figure 3c) et un traitement structural basé sur une analyse du voisinage des pixels (Figure 3d).

2.3. Classification par maximum de vraisemblance

La classification assistée par maximum de vraisemblance consiste à classer les pixels en fonction de leur ressemblance avec les comptes numériques d'objets géographiques de référence préalablement déterminés sur l'image (parcelles d'entraînement) et validés par des relevés de terrain. Le profil numérique des parcelles d'entraînement est alors supposé représentatif du profil numérique de l'ensemble de la classe sur l'image. Les parcelles d'entraînement ont été définies sur les zones stables identifiées à l'issue de l'analyse en composantes principales conduite sur la soustraction d'images (Figure 2). Une première classification en 30 classes a ainsi été construite de façon à obtenir des classes très homogènes sur le plan radiométrique et partiellement cohérentes d'un point de vue thématique. Un regroupement de ces 30 classes en 5 classes thématiques a ensuite été réalisé. Ce regroupement a privilégié la précision spatiale des classes, en élargissant dans le même temps leur portée sémantique.

2.4. Classification par analyse structurale

Un traitement structural² assisté a été appliqué sur les classifications à l'aide du logiciel OASIS (Francoual, T., 1994). Cet outil de traitement, fondé sur la logique floue et précurseur de l'analyse d'image orienté objet (Kressler *et al.*, 2003), est articulé autour du concept d'unité de paysage (Girard & Girard, 1994). L'unité de paysage est une composition stable d'éléments de paysage tels que l'occupation du sol, la pédologie et le relief. L'algorithme de classification implémenté dans OASIS permet de classer les éléments d'une image en fonction de la ressemblance de leur voisinage à des unités paysagères de référence. A chaque unité paysagère de référence est ainsi associée une composition en éléments de paysage sur l'image (Figures 3c). Cette composition peut être déterminée directement par l'utilisateur ou alors via la digitalisation de noyaux d'entraînement³ sur l'image (Figure 3b). La composition du voisinage des éléments de l'image est ensuite analysée avec une fenêtre glissante qui parcourt l'image et dont la dimension est ajustée heuristiquement par l'utilisateur (Figure 3d). En sortie de traitement, chaque élément de l'image est classé dans une unité paysagère de référence. Un "score flou" d'appartenance à l'unité paysagère gradué de 0 (faible appartenance) à 1 (forte appartenance) est attribué à chacun des éléments de l'image. Le traitement OASIS peut porter sur une image brute ou, comme c'est le cas ici, sur image classée.

Dans le cadre de la présente étude, le traitement structural visait à détecter simultanément des unités de paysage simples, composées d'une seule classe d'occupation du sol, et une unité de paysage «tache urbaine», composite, résultant d'un assemblage de plusieurs classes d'occupation du sol (Figure 3c). Une fenêtre glissante de dimension 7 x 7 pixels (soit 140 x 140 m) a été utilisée au cours de cette classification (Figure 3d). Le traitement visant à détecter les unités de paysage simples équivalait en fait à appliquer un filtrage majoritaire. Ce filtrage a permis d'obtenir des plages cartographiques plus étendues et homogènes pour ces classes d'occupation du sol (Figure 3e). L'unité de paysage composite "tache urbaine" a été construite en partant de l'idée qu'un espace urbain est un paysage composé de bâtis mais aussi de sols nus (parking, route) et d'espaces végétalisés (parcs, jardins). Dans un premier temps nous avons déterminé la composition de plusieurs espaces visiblement urbains et représentatifs de la diversité des morphologies urbaines de l'ensemble de l'île (Figure 3b). Des noyaux d'entraînement⁴ correspondant à ces zones urbaines ont été digitalisés sur les classifications. Les mêmes noyaux ont été utilisés sur les classifications de 1989 et 2002, de façon à définir des compositions de référence comparables aux deux dates. Notons que cette méthodologie ne permet pas de détecter les bâtis isolés et par conséquent, le phénomène de mitage rural par du bâti isolé n'est pas quantifié ici. Cette précision est importante car les enjeux liés à la délimitation de la tache urbaine sont cruciaux dans un contexte de lutte contre l'étalement urbain et contre la diminution concomitante des surfaces agricoles à la Réunion.

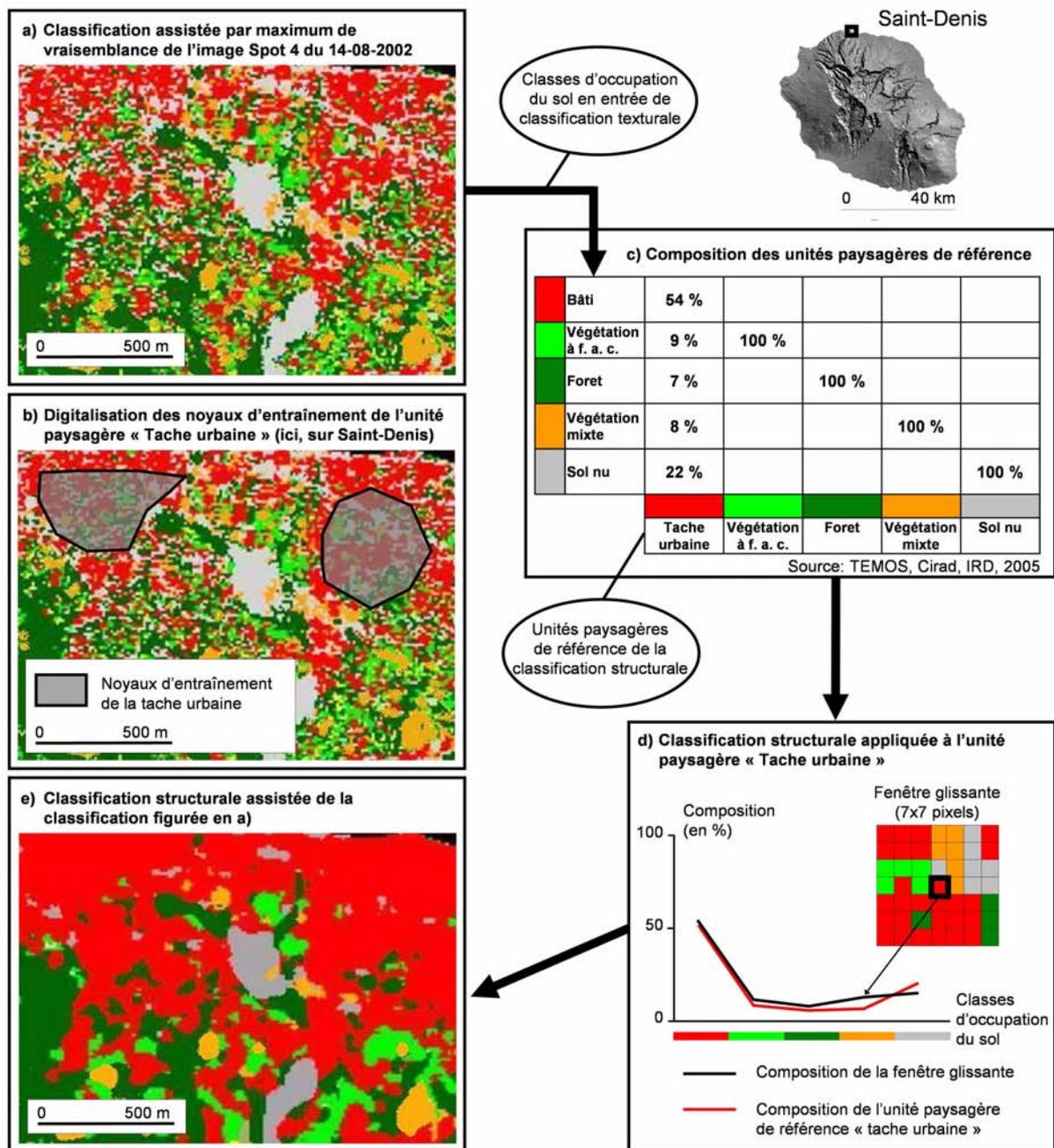


Figure 3. Procédure de classification par analyse structurale. A partir de la classification par maximum de vraisemblance (a) et de noyaux d'entraînement digitalisés sur cette classification (b), les compositions de référence des unités paysagères sont déterminées (c). La recherche sur l'image de compositions proches de ces compositions de référence se fait par fenêtre glissante (d). Une classe "tache urbaine" est implémentée au cours de la procédure (e).

Par la suite, deux classes "techniques" ont été ajoutées sur les classifications: une classe "pente supérieure à 30 degrés" (zones difficilement classées du fait des ombres et non affectées par les changements) et une classe "bande littorale" (pour éviter les confusions entre l'écume et le toit blanc des bâtis). Ces deux classes ont été extraites respectivement du MNT de la BD ALTI IGN 1997 et d'un buffer de 60 mètres de rayon à partir du trait de côte de la BD TOPO IGN 1997. Enfin, les classifications ont été vectorisées en utilisant une fonction de lissage de type *spline*.

A l'issue de ces traitements, les cartographies de l'occupation du sol en 1989 et en 2002 sont valides au 1/100000. 7 grandes classes thématiques ont été discriminées: la tache urbaine, les sols nus ou très peu végétalisés, la végétation arborée, la végétation à forte activité chlorophyllienne (constituée principalement d'espaces agricoles) -notée f. a. c. sur les figures-, la végétation mixte (végétation qui ne correspond pas aux deux autres classes de végétation c'est-à-dire des espaces de végétation buissonnante ou arbustive), les pentes supérieures à 30 degrés et la bande littorale (Figure 4).

La performance des classifications a été évaluée via un tirage aléatoire stratifié d'environ 50 points par classe, en utilisant en référence des points relevés sur le terrain et sur une image Spot 5 Supermode (résolution 2,5 m) du 21 juillet 2003. La performance finale de chacune des classifications est de 92 % (Tableau 1). En l'absence d'informations de référence pour l'année 1989, la performance de la classification de l'image Spot 1 de 1989 a été considérée comme équivalente à celle de 2002. La performance estimée de la cartographie des changements est donc celle de 1989 multipliée par celle de 2002, soit $(0.92)^2 = 85\%$.

Sur le terrain \ Sur la carte	Tache urbaine	Sol nu	Végétation mixte	Forêt	Végétation chlorophyllienne active	Précision réalisateur (vue de la carte)
Tache urbaine	47	0	0	0	3	95,9%
Sol nu	1	47	2	0	0	97,9%
Végétation mixte	0	0	43	1	2	93,5%
Forêt	1	0	0	44	4	91,7%
Végétation chlorophyllienne active	0	1	1	3	44	83,0%
Précision utilisateur (vue du terrain)	94,0%	94,0%	93,5%	89,8%	89,8%	

Tableau 1. Matrice de performance de la classification de l'image Spot 4 du 14-08-2002 (les classes "pente supérieure à 30 degrés" et "bande littorale" ne sont pas représentées dans cette matrice compte tenu de leur méthode de construction).

La cartographie des changements est issue de l'intersection des classifications de 1989 et 2002. En considérant uniquement 5 grandes classes d'occupation du sol (en excluant les classes "pente supérieure à 30 degrés" et "bande littorale" qui sont stables), on obtient 16 types de changements possibles⁵ et 5 classes de « permanence » (Tableau 2).

Reprenant plus en détail cette méthodologie, un guide critique d'utilisation des informations produites a été diffusé à l'ensemble des partenaires du projet TEMOS (Lagabrielle *et al.*, 2005). L'objectif de ce document est de privilégier un usage raisonné des informations par les professionnels de l'aménagement. Ce document insiste en particulier sur les limites de ces informations géographiques en termes de validité scalaire, de précision spatiale et de précision sémantique.

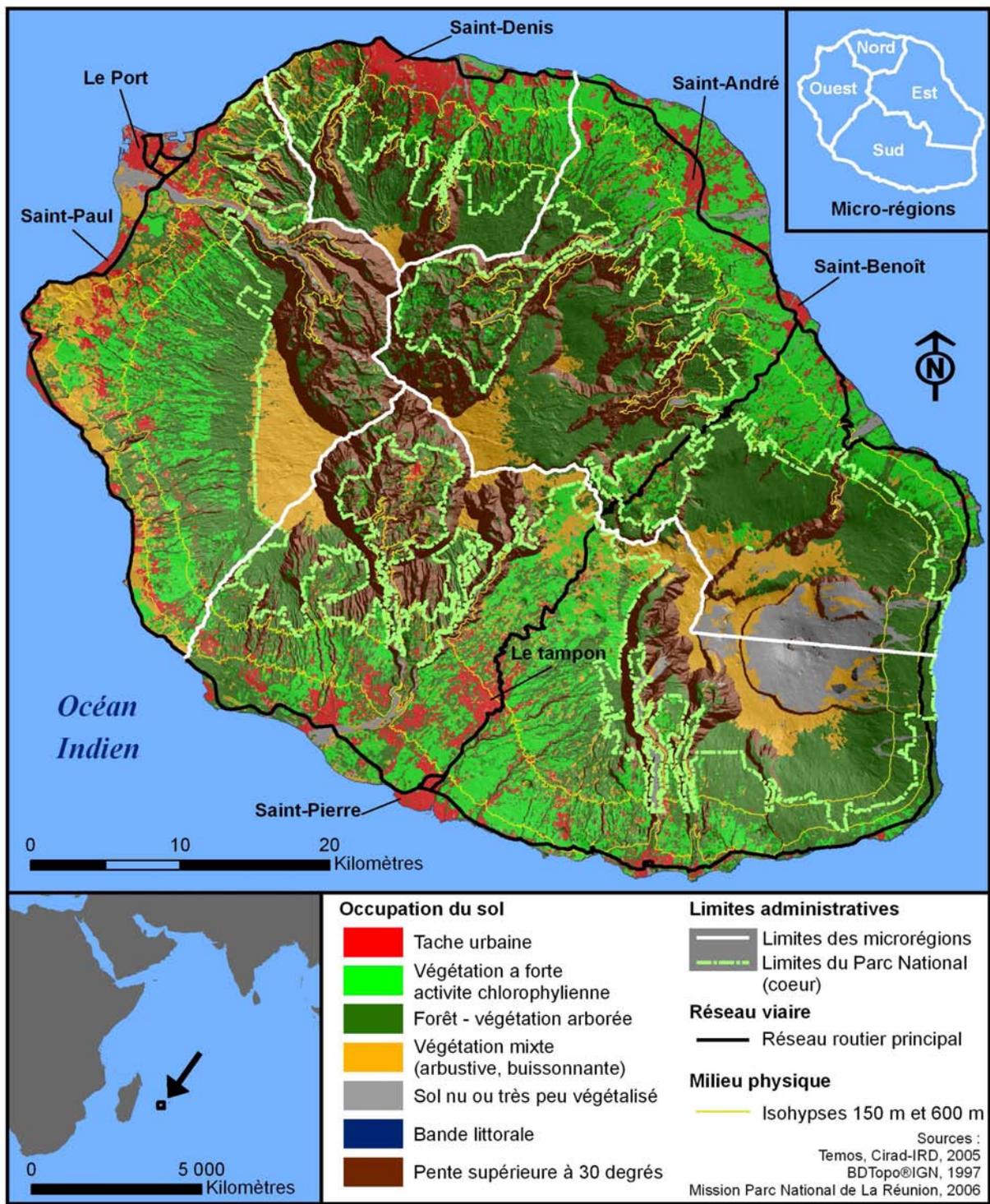


Figure 4. Cartographie de l'occupation du sol à la Réunion en 2002, obtenue par classification assistée par maximum de vraisemblance et par analyse structurale d'une scène Spot 4 du 14 octobre 2002. Les limites administratives des 4 microrégions et du Parc National de la Réunion sont figurées, ainsi que les isohyets 150 m et 600m.

3- Résultats

La présentation des résultats est divisée en trois paragraphes: 1) les changements d'occupation du sol sont d'abord analysés globalement puis, 2) en fonction des microrégions, de l'altitude et du zonage en aires protégées⁴. Dans ces analyses, la végétation à forte activité chlorophyllienne active est assimilée à des cultures de canne à sucre ou à des prairies d'élevage. Concluant cette partie, 3) les résultats d'une enquête d'utilisation des données par les professionnels de l'aménagement du territoire à la Réunion sont exposés.

3.1. Analyse des changements d'occupation du sol à l'échelle de l'île

Le changement majeur d'occupation du sol sur la période 1989/2002 à la Réunion est la croissance de +157 % de la tache urbaine qui passe ainsi de 59 km² (2 % de la surface de l'île) à 151 km² (6 % de la surface de l'île) (Figure 6). Cette croissance urbaine globale procède sans régression, par implantation de nouveaux noyaux urbains, par étalement sur les marges et par comblement des espaces urbains interstitiels (l'expansion verticale des bâtis n'est pas détectée ici) (Figure 7). Cette croissance s'est localisée préférentiellement le long des axes routiers. La Figure 8 montre bien ce phénomène dans la région Est de Saint-Denis, où l'urbanisation s'est étalée à proximité des tronçons routiers à 4 voies (route nationale) qui ont été ouverts au cours des années 1990 (pour plus détail, cf Jauze, 1995).

Corrélativement à cette croissance urbaine, les espaces arborés et agricoles régressent sensiblement (respectivement -7 % et - 8 %) (Figure 6). En 2002 l'espace agricole représente ainsi 17 % de la surface de l'île (contre 19% en 1989) (Figure 5). La fraction restante de l'espace est couverte par de la végétation primaire ou secondaire: incluant de la végétation arborée (61 %) ou arbustive (11 %).et de la végétation diverse sur les pentes supérieures à 30 degrés (21 %). Les sols nus et la bande littorale représentent respectivement 4% (en 2002) et 1% de la surface de l'île. La croissance des sols nus sur la période (+26 %) est liée principalement à un stress hydrique en 2002.

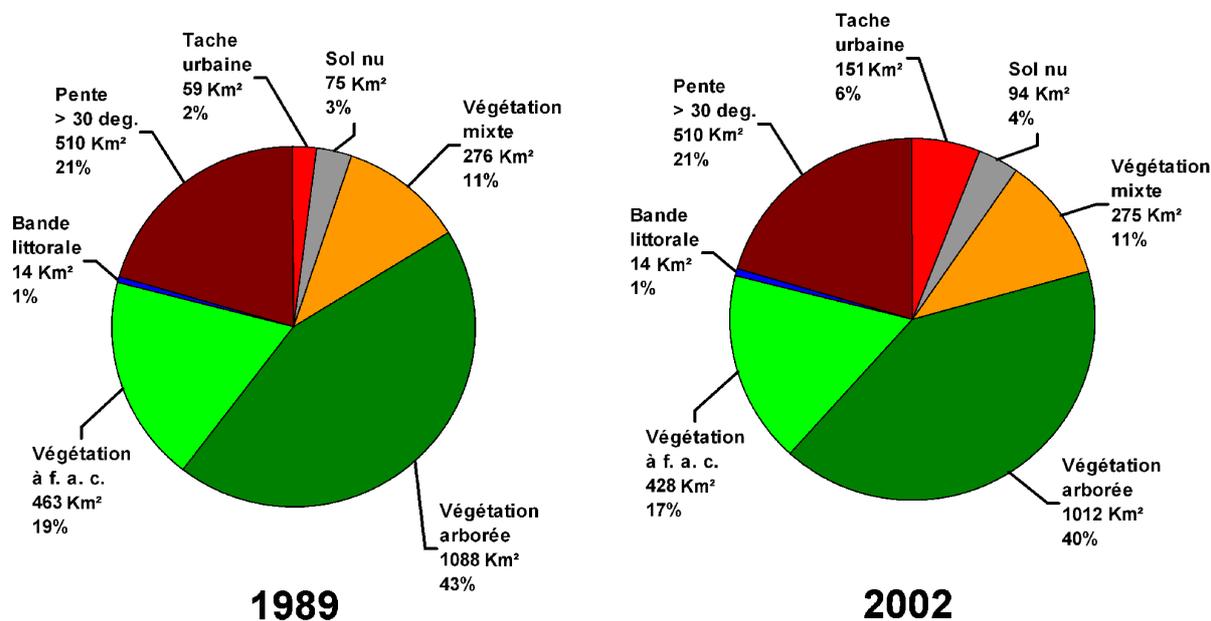


Figure 5. Composition de l'occupation du sol en 1989 et en 2002 (en km² et en pourcentage de la surface totale de l'île).

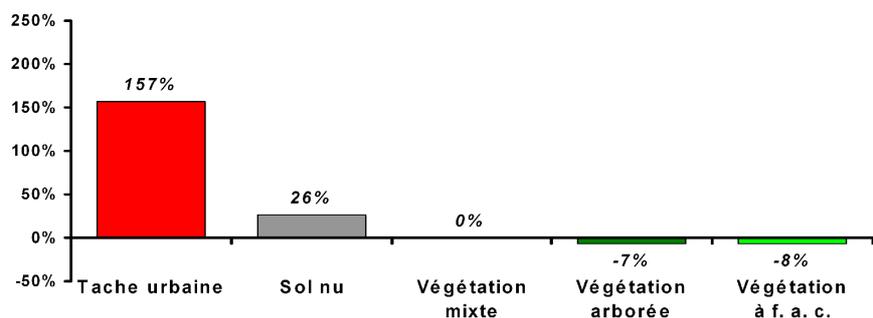


Figure 6. Evolution (en % de leur surface initiale) de l'occupation du sol entre 1989 et 2002.

L'analyse des transferts d'occupation du sol à l'échelle de l'île (Tableau 2) montre que 27 % de la tache urbaine en 2002 a été bâtie sur de la végétation qui était arborée en 1989 et 22 % sur des espaces agricoles. Ce résultat contraste singulièrement avec l'hypothèse généralement admise d'une relation exclusivement bijective entre sole cannière et tache urbaine à la Réunion. Le tableau 2 montre également l'importance des conversions des espaces forestiers en espaces cultivés (22 %). Ce chiffre s'explique principalement par l'ampleur des déforestations pour l'implantation de prairies de pâturage dans les Hauts de l'île (au-delà de 1000 m d'altitude).

		1989						
		Tache urbaine	Sol nu	Végétation Mixte	Végétation arborée	Végétation à f. a. c.	Bande littorale	Pente > 30 deg.
2002	Tache urbaine	39%	4%	9%	27%	22%		
	Sol nu		60%	19%	14%	6%		
	Végétation mixte		3%	67%	20%	10%		
	Végétation arborée			4%	87%	9%		
	Végétation à f. a. c.			6%	22%	72%		
	Bande littorale						100%	
	Pente > 30 deg.							100%

Contribution forte :	20-30 %
Contribution moyenne :	10-20 %
Contribution faible :	0-10%
Permanence	
Absence de contribution	

Tableau 2. Transferts d'occupation du sol de la Réunion entre 1989 et 2002. Ce tableau se lit par ligne où les pourcentages traduisent la contribution des types d'occupation du sol de 1989 à la constitution de l'occupation du sol en 2002. Trois niveaux de contribution ont été définis en fonction de ces pourcentages (faible, moyen, fort).

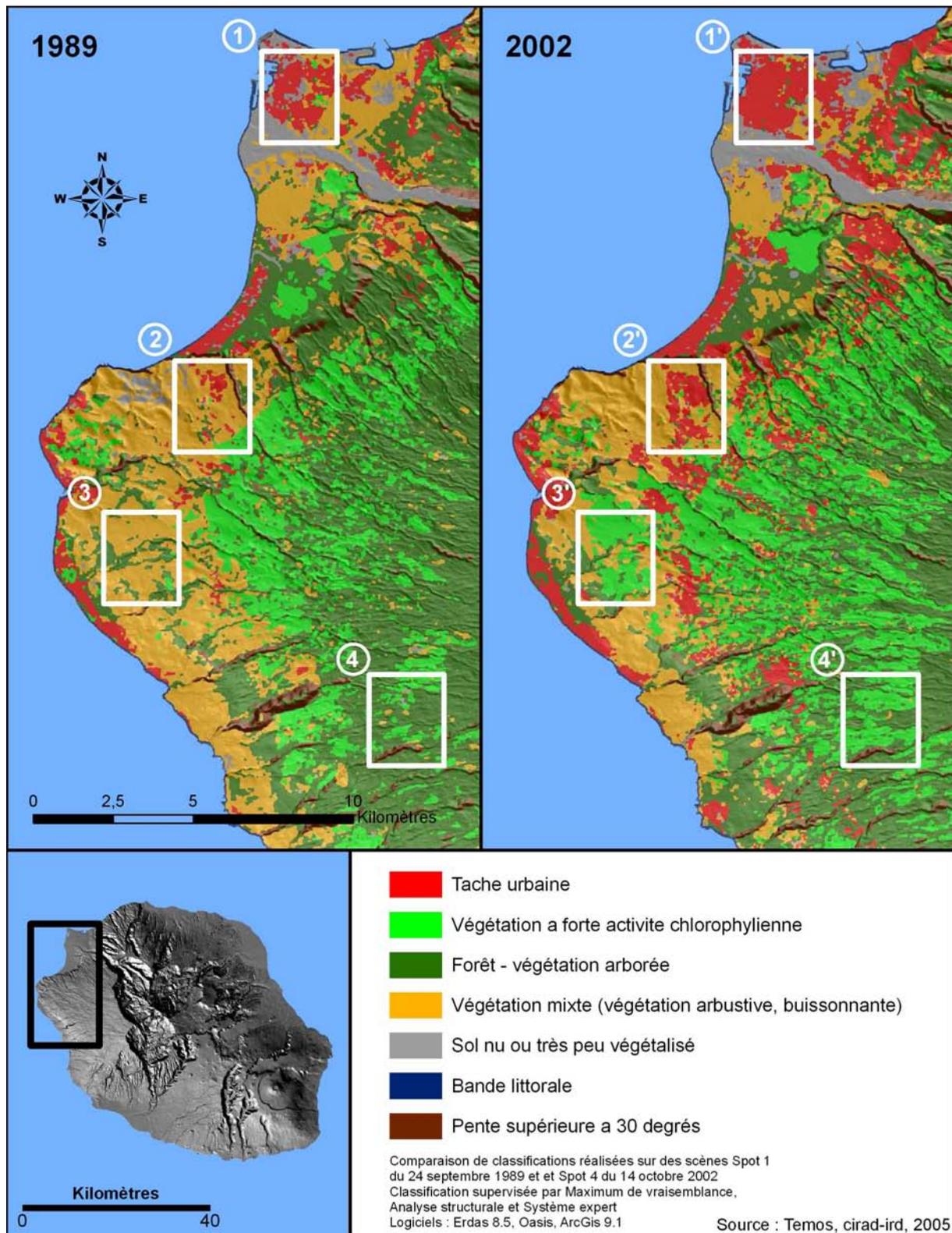


Figure 7. Cartographie de l'occupation du sol sur le littoral ouest de la Réunion en 1989 et 2002. Cinq types de changements sont encadrés: 1) densification urbaine par comblement des espaces interstitiels, 2) étalement urbain sur les marges, 3) implantation de nouveaux noyaux urbains, 4) conversion de la végétation mixte en culture de canne à sucre (grâce à une mise en irrigation) et 5) déforestation pour l'implantation de prairies de pâturage dans les Hauts.

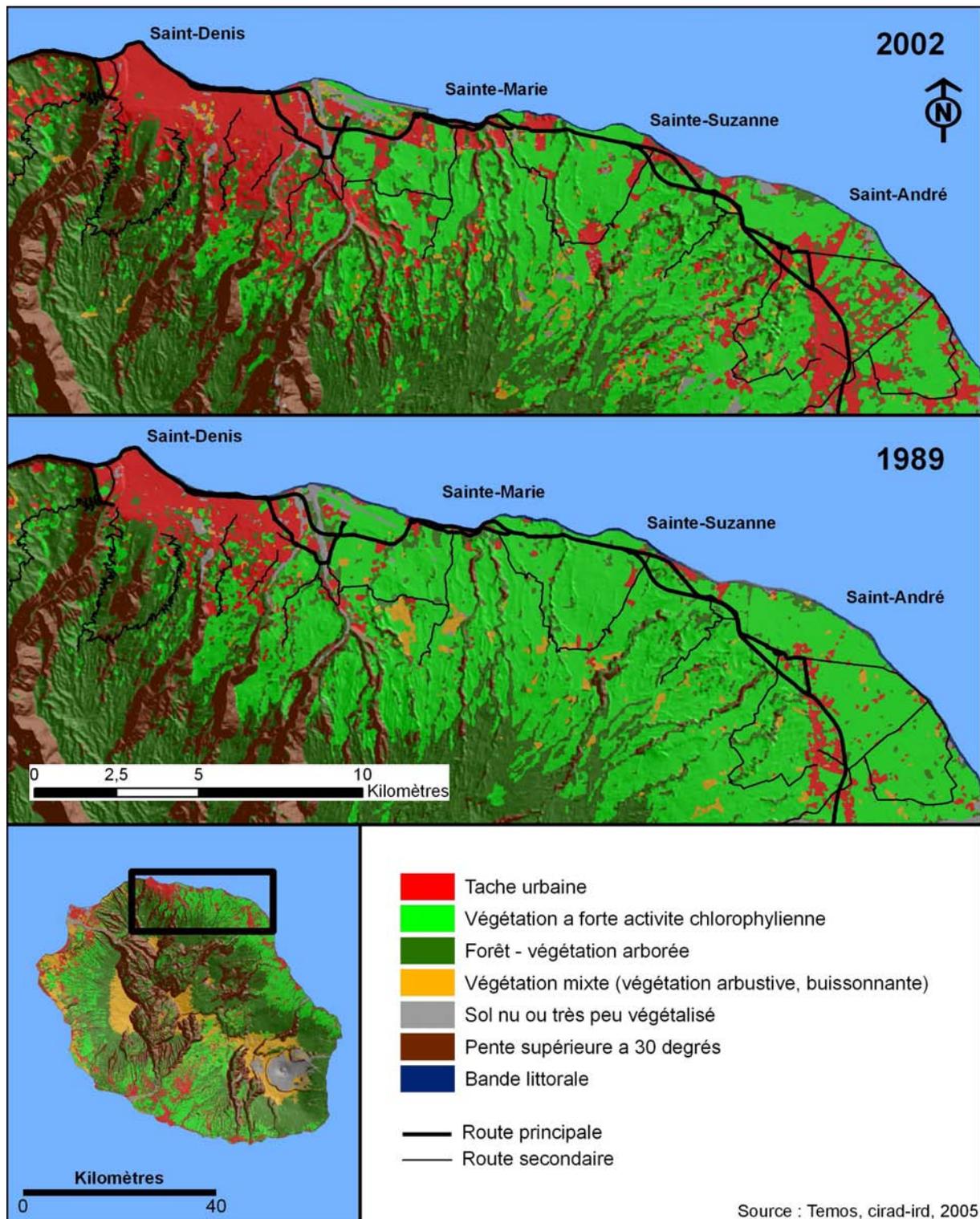


Figure 8. Cartographie de l'occupation du sol en 1989 et en 2002 à l'est de Saint-Denis. L'urbanisation s'est distribuée le long de la 4 voies reliant Saint-Denis à la microrégion Est (inaugurée dans les années 1990). C'est dans la microrégion Est que l'urbanisation a été la plus forte (+239 %). Cette urbanisation s'est faite principalement sur du parcellaire cannier (correspondant ici à de la végétation à forte activité chlorophyllienne). On observe également sur Saint-Denis une "vague urbaine" qui remonte sur les marges hautes de l'agglomération.

Si d'un point de vue statistique on constate une relative stabilité de la surface agricole sur la période 1989/2002 (Figure 5 et 6), l'analyse spatiale révèle que seulement 67 % des espaces agricoles sont identiques aux deux dates. Pour conserver une surface stable, cette activité a donc opéré une véritable migration spatiale en altitude. Depuis 1989, 160 km² d'espaces agricoles ont été converti en un type d'occupation du sol différent, dont 30 km² en espace urbain. Ainsi, si l'agriculture bat en retraite sur certains espaces entre 1989 et 2002, cette activité a gagné de la surface (+121 Km²) sur des espaces arborés ou de la végétation mixte (Figure 9). Ce gain a été réalisé principalement dans les Hauts de l'île, concomitamment au développement des activités d'élevage sur pâturage et dans les Bas sur le littoral Ouest grâce à l'irrigation des espaces canniers.

Actuellement, la végétation non agricole et non urbaine couvre 77 % de la surface de l'île (soit 1922 Km²). Cette végétation est constituée d'habitats écologique primaires intacts ou envahis, voire totalement secondarisés (Strasberg *et al.*, 2005). Entre 1989 et 2002, 7.3 % du couvert forestier a disparu. Toutefois, la surface "stable" de forêt entre les deux dates est "seulement" de 884 Km² (contre un total de 1010 Km² en 2002). L'importance des faux changements entre la végétation arborée et la végétation mixte explique en grande partie cette variation. Par ailleurs, la forêt est devenue a) espace agricole (96 Km²) (prairies d'élevage) et dans une moindre mesure, b) des espaces urbains sur les mi-pentes (40 Km²) (Figure 9).

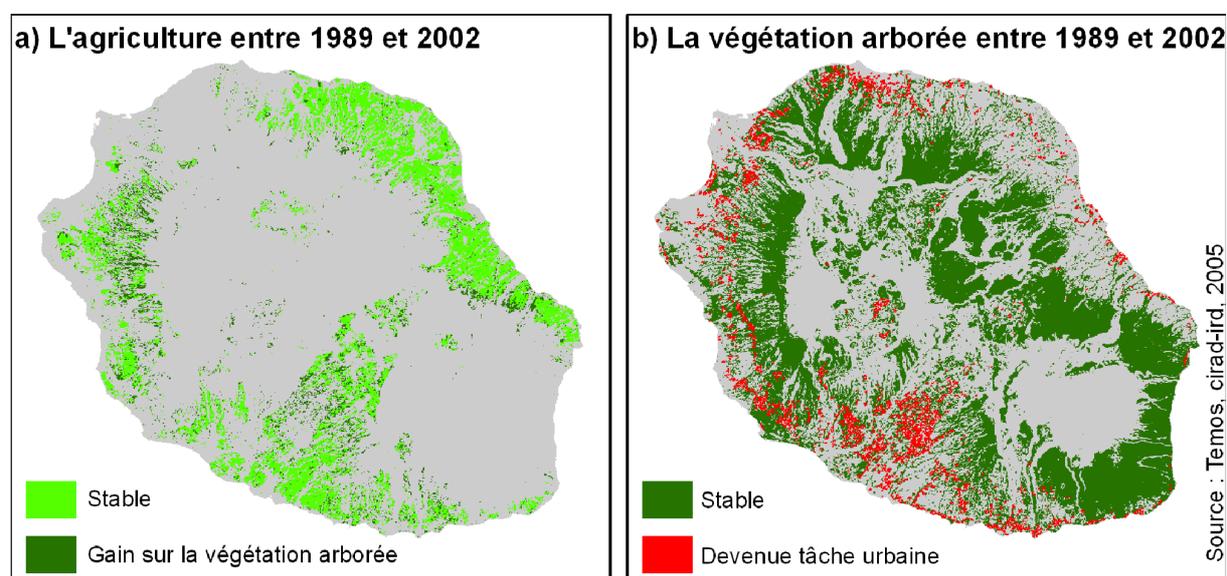


Figure 9. Deux types de changements de la végétation arborée depuis 1989: a) La conversion en espace agricole et b) en tache urbaine.

3.2. Analyse des changements d'occupation du sol par microrégion

L'analyse des changements d'occupation du sol par microrégion révèle des disparités intra-régionales importantes. La microrégion Est se caractérise ainsi par un très fort étalement urbain (+239%) au détriment de la végétation à forte activité chlorophyllienne (ici de la culture de canne) (Figure 10b). On retrouve ce même phénomène dans la région Nord, avec toutefois une croissance urbaine beaucoup moins importante (+87 %) (Figure 10a). Dans la microrégion Ouest, l'étalement urbain est dans la moyenne régionale (+153 %) et s'accompagne d'une croissance des surfaces de végétation à forte activité chlorophyllienne (+43 %) consécutive d'important travaux de mise en irrigation sur le littoral (Figure 10c). Toujours dans la région Ouest, les espaces forestiers sont en net régression (-12 %) ainsi que la végétation mixte qui est ici composée de savane dégradée et de friches agricoles (-18 %). La microrégion Sud présente une situation relativement similaire avec un étalement urbain important (174 %) au détriment des espaces forestiers mais également agricoles (Figure 10d). La Figure 11 synthétise les disparités intra-régionales concernant le type d'espace "consommé" par la

tache urbaine. Ainsi, la ville s'est faite sur de la végétation mixte dans l'Ouest, sur des espaces agricoles dans l'Est et principalement sur des espaces boisés dans les Hauts de Saint-Pierre et sur la commune du Tampon.

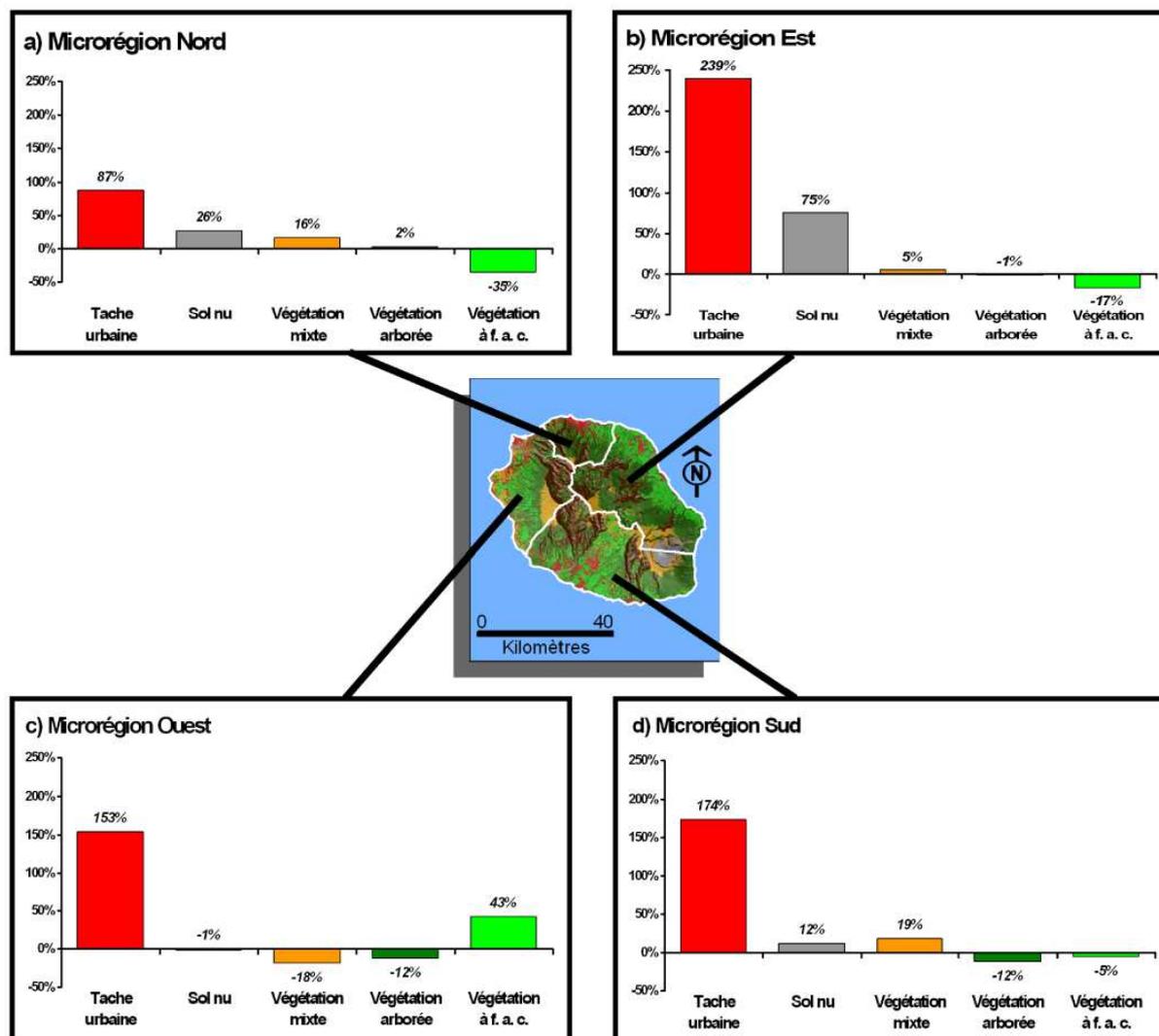


Figure 10. Evolution de l'occupation du sol dans les 4 microrégions de la Réunion

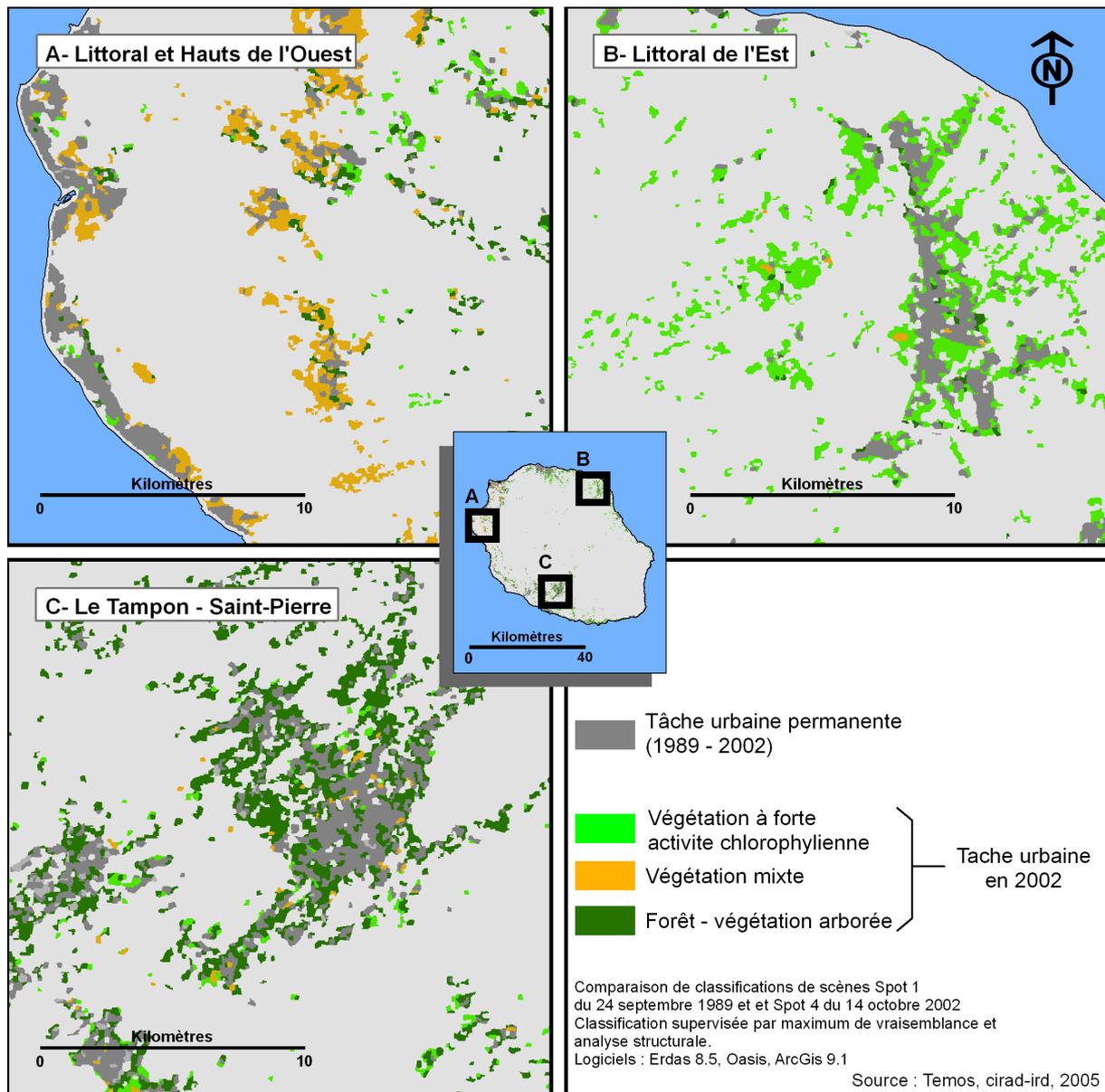


Figure 11. Cartographie de l'occupation du sol en 1989 sur les espaces classés "Tache urbaine" en 2002. Trois situations contrastées sont représentées en fonction du type d'espace consommé par l'urbanisation: principalement des espaces agricoles dans l'Est, de la forêt ou de la végétation mixte dans l'Ouest et le Sud.

En contradiction avec le discours ambiant, l'analyse de la contribution des microrégions à la tache urbaine totale montre que le poids relatif de l'Ouest en termes de surfaces urbaines, est resté identique à ce qu'il fût en 1989 (27%) (Figure 7). Parallèlement, la dynamique urbaine la plus forte concerne l'Est qui représente ainsi, en 2002, près de 20% de la masse urbaine totale de l'île (contre 14% en 1989), ce qui montre une évolution nette des équilibres intra-régionaux.

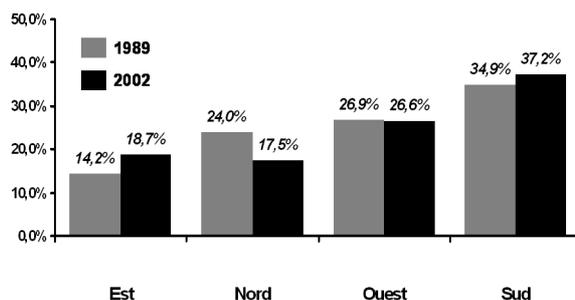


Figure 12. Contribution des microrégions à la tache urbaine totale en 1989 et en 2002

3.3. Changements d'occupation du sol et altitude

Pour cette analyse, nous avons divisé l'espace en 3 étages altitudinaux: les Bas (0-150 m), les mi-pentes (150-600 m) et les Hauts (>600 m) (Figure 12). Entre 1989 et 2002, la croissance urbaine a été plus forte sur les mi-pentes (+312 %), et sur les Hauts de l'île (+465 %) que sur l'ensemble de l'île (+153%) (Figure 13a). Cette croissance urbaine spectaculaire traduit un phénomène majeur de montée en altitude de la tache urbaine. Le poids relatif des Bas en termes de surface urbaine s'est ainsi réduit, passant de 75 % à 57 % (Figure 13b). Corrélativement, la contribution des étages altitudinaux supérieurs à la tâche urbaine totale de l'île a largement augmentée, passant de 21 à 33 % pour les mi-pentes et de 4 à 10 % les Hauts. En parallèle, les espaces agricoles sont en net recul dans les bas de l'île (-22%), ce qui correspond à une réduction de la sole cannière au profit de la tache urbaine. Par ailleurs, on constate que les espaces forestiers ont plus largement été consommés dans les Hauts (-8 %), notamment au profit des pâturages (+20 % de végétation à forte activité chlorophyllienne au-delà de 600 m d'altitude).

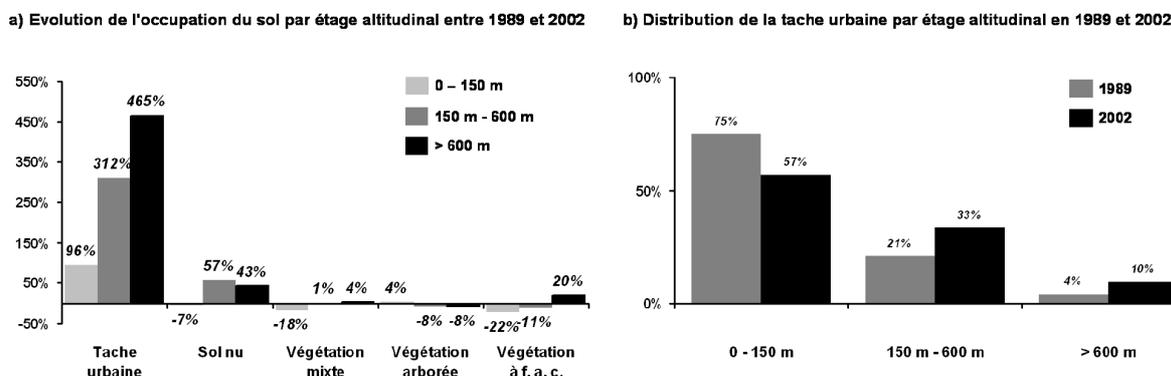


Figure 13. Evolution et distribution de l'occupation du sol en fonction de l'altitude.

3.4. Changements d'occupation du sol dans les aires protégées

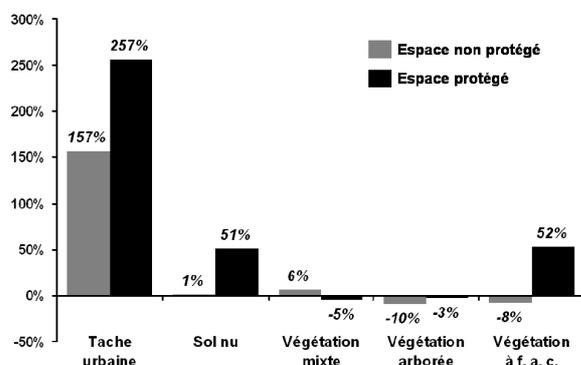
Pour réaliser cette analyse, nous avons retenu les catégories d'aire protégées listées dans le tableau 3 et reconnues par l'UICN (1994). Depuis la récente création du Parc National de la Réunion en 2007, les espaces protégés couvrent 46,6 % de la surface de l'île. L'analyse des changements d'occupation du sol dans ces espaces révèle une très forte croissance de la tache urbaine (+257 % contre 156 % en dehors) (Figure 14a). Les surfaces urbaines concernées sont toutefois très réduites (0,1 Km² en 1989 et 0,3 Km² en 2002) et sont concentrées dans le cœur habité du Parc National de la Réunion (cirque de Mafate). On note cependant une hausse sensible de la contribution de la tache urbaine des espaces protégés à la tache urbaine totale (0,17 % en 1989 contre 0,23 % en 2002) (Figure 14b). La croissance des espaces agricoles est également importante dans les espaces actuellement protégés

(+52 % contre une régression globale de -8 % en dehors des aires protégées). Ce phénomène s'explique par l'implantation de zones de pâturage dans ce qui constitue actuellement le coeur cultivé du Parc National (notamment la zone du Piton de l'Eau). Ces embryons de dynamique spatiale justifient finalement la création du Parc National en 2007 autant qu'elles augurent des problématiques de gestion de l'espace auxquelles sera confronté cette grande aire protégée couvrant 41,7 % de la surface de l'île.

Catégorie UICN	Catégorie d'aires protégées	Surface en Km ² (% de la surface totale)	
I	Réserve biologique forestière intégrale	277,9	(11,1 %)
II	Zone centrale du Parc National (dont coeur cultivé et habité)	1048,3	(41,7 %)
IV	Réserve naturelle	37,5	(1,5 %)
	Arrêté de protection de biotope	19,5	(0,8 %)
	Réserve biologique domaniale	75,8	(3,0 %)
	Site du Conservatoire du Littoral	8,1	(0,3 %)
Toutes catégories confondues		1071,1	(42,6 %)

Tableau 3. Les surfaces des aires protégées à la Réunion.

a) Evolution de l'occupation du sol entre 1989 et 2002 dans les espaces protégés et non protégés



b) Distribution de l'occupation du sol dans les espaces protégés et non protégés en 1989 et 2002

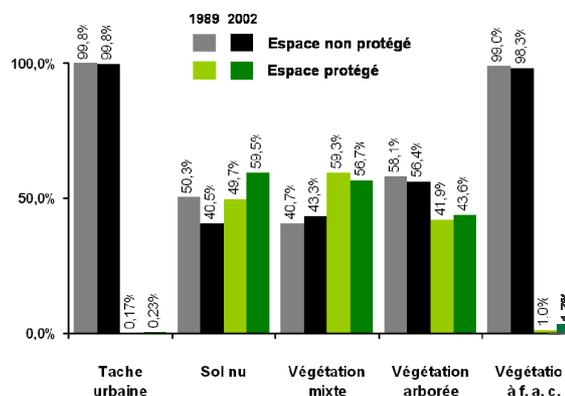


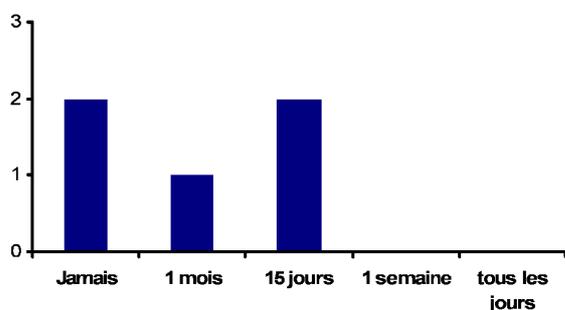
Figure 14. Evolution et distribution de l'occupation du sol dans les espaces protégés et dans les espaces non protégés à la Réunion.

3.5. Utilisation des données par les acteurs opérationnels à la Réunion

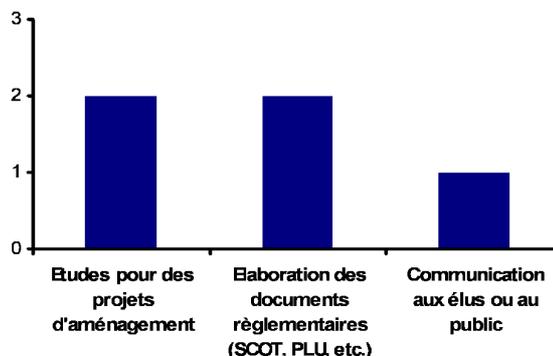
Nous avons voulu savoir comment les professionnels de l'aménagement utilisaient les informations produites sur les changements d'occupation du sol. Un questionnaire a été soumis aux responsables des cellules SIG des 5 EPCI de la Réunion (Figure 15). Les résultats de cette enquête succincte montrent que 3 EPCI utilisent les données pour leurs projets d'aménagement, pour élaborer des documents de planification ou pour communiquer avec le public et les élus. 2 EPCI n'utilisent pas les données par manque de connaissance de celles-ci ou parce qu'elles ne les considèrent pas pertinentes.

A l'inverse, 4 responsables sur 5 jugent que le projet a été utile et souhaitent une actualisation de ces informations.

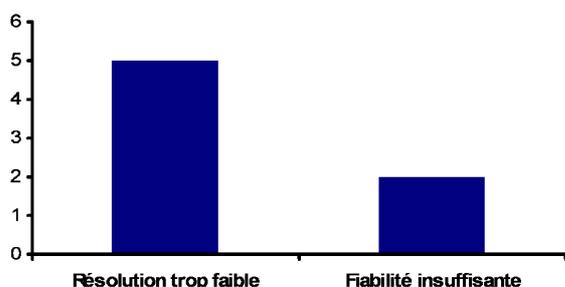
a) Quelles est votre fréquence d'utilisations des données TEMOS sur l'évolution de l'occupation du sol?



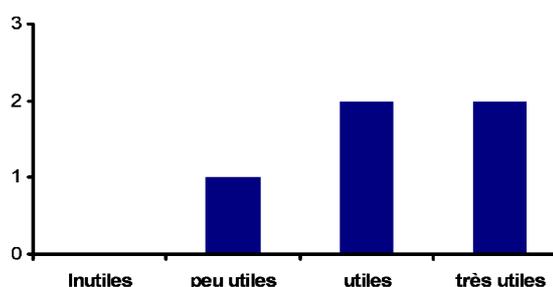
b) Si vous utilisez les données, dans quel cadre les mobilisez-vous? (Question ouverte)



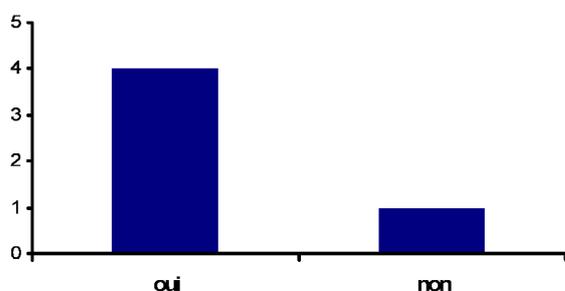
c) Quelles sont selon vous les limites de ces données? (Question ouverte)



d) Selon vous, les données produites dans le cadre du projet TEMOS ont été :



e) Vous semble-t-il pertinent d'actualiser ces données?



Réponses à un questionnaire soumis par téléphone aux responsables chargés de la gestion des Systèmes d'Informations Géographiques dans les 5 EPCI (Etablissements Publics de Coopération Intercommunale) de La Réunion, le 6 mars 2007. Les données TEMOS sur l'évolution de l'occupation du sol leur ont été fournies en 2005. Ensemble, ces 5 EPCI ont participé à hauteur de 33 % au financement du projet TEMOS.

Figure 15. Résultats de l'enquête sur l'utilisation des données par les acteurs opérationnels à la Réunion.

4. Discussion

Les résultats quantitatifs de cette étude contribuent à une objectivation des débats sur l'aménagement urbain, sur la maîtrise du foncier agricole et sur la planification de la conservation de la biodiversité à la Réunion. Toutefois, la résolution des données, la nature et le nombre des classes d'occupation du sol constituent des limites à l'interprétation des résultats. Ainsi, certains phénomènes spatiaux tels que le mitage rural ne sont pas détectés. L'assimilation de la végétation à forte activité chlorophyllienne à des espaces agricoles constitue également une hypothèse très forte, d'autant plus

que les grands types de culture ne sont pas distingués (canne à sucre, prairie). Par ailleurs, les classes de végétation arborée et de végétation mixte fournissent peu d'indications sur l'état écologique de cette végétation, ce qui limite l'interprétation de ces résultats pour une évaluation de la transformation des milieux indigènes sur la période. Cependant, la fiabilité globale de la détection des changements (85 %) est plutôt satisfaisante. Cette étude contribue ainsi à fixer une qualité de référence pour des projets conduits sur des espaces similaires, selon une méthode proche.

Une des conclusions marquantes de ce travail est la remise en cause, à la Réunion, de l'idée d'une urbanisation exclusivement consommatrice d'espaces agricoles. Ainsi, sur la période 1989-2002, l'urbanisation s'est faite à part égale sur de la végétation arborée ou mixte et sur de la végétation à forte activité chlorophyllienne caractéristique des cultures. Les résultats confirment également la rapidité et l'ampleur de l'étalement urbain qui concerne désormais l'ensemble de l'île et plus particulièrement les mi-pentes, même si la frange littorale concentre toujours la majeure partie des espaces urbanisés. L'analyse des dynamiques urbaines par microrégions révèle d'importantes disparités intra-régionales. On constate ainsi un processus de réajustement de l'urbanisation vis-à-vis de la microrégion Nord (agglomération dyonisienne), en particulier dans l'Est. Plus marginalement, la croissance de l'urbanisation et de l'agriculture dans les limites actuelles du Parc National constitue un phénomène remarquable par son amplitude même si les surfaces concernées restent très réduites. L'analyse spatiale des changements d'occupation du sol révèle par ailleurs que des bilans surfaciques neutres peuvent dissimuler des dynamiques spatiales d'envergure. Ainsi, tandis que la surface totale des espaces agricole est restée pratiquement stable entre 1989 et 2002, les zones d'activités agricoles ont amorcé un mouvement migratoire de grande ampleur vers les Hauts. Ce mouvement de translation en altitude s'est accompagné d'une conversion aux activités d'élevage. La réduction des surfaces cannières a en partie été compensée par l'implantation de nouveaux périmètres irrigués, notamment dans le Sud et l'Ouest de l'île. On peut toutefois s'interroger sur le destin de ces espaces canniers qui sont aujourd'hui encadrés dans une matrice rurale très largement mitée, tandis que les besoins en eaux des espaces urbains mitoyens vont en s'accroissant.

Si l'organisation en auréoles concentriques des modes d'occupation du sol perdure à la Réunion sous l'effet des facteurs historiques et environnementaux, les fronts urbains et agricoles ont migrés en altitude suivant un 'effet domino' centripète. Cette migration a des conséquences écologiques. Les habitats indigènes réunionnais sont ainsi de plus en plus isolés en altitude, alors que les enjeux liés à leur conservation sont d'autant plus importants que ces habitats et les espèces qui leur sont inféodées sont des reliques uniques de biodiversité à l'échelle mondiale. En particulier, la pérennité des habitats écologiques de basse et moyenne altitude est aujourd'hui extrêmement menacée. Cette menace concerne autant les milieux eux-mêmes que les flux de matières, d'espèces et de gènes dont ils dépendent. En réponse à cette vulnérabilité structurelle liée à un fractionnement à grande échelle, la délimitation de la future zone d'adhésion du Parc National, périphérique au cœur, pourrait intégrer un principe de continuité écologique terre-mer via la création de corridors encapsulant des gradients altitudinaux complets "du battant des lames au sommet des montagnes". En l'absence de programme de restauration écologique d'envergure, ces corridors pourraient incorporer des espaces dédiés aux activités agricoles mettant en œuvre des pratiques compatibles avec le fonctionnement écologique des milieux indigènes situés en amont et en aval.

Compte tenu des dynamiques spatiales observées à la Réunion, la protection des milieux naturels et des espaces agricoles dépend directement de la maîtrise de l'étalement des villes et par conséquent d'une densification des espaces urbains. Cette densification implique des modifications importantes des modes de vie. Actuellement, le non respect des réglementations en matière de construction (30 % construction illégales) et la carence de contrôles de légalité, ont conduit à un étalement de la ville peu maîtrisé. Ce relâchement de l'intensité de la relation centre-périphérie (notamment souligné par Enault, 2006 et Lajoie et Actif, 2001) a eu un impact fort sur la qualité de vie des réunionnais (dispersion des services, voiries et réseaux mal dimensionnés, etc.). A une échelle plus large, la disparition des milieux naturels et des paysages agricoles de la Réunion constituent autant d'atteintes à cette qualité de vie et grèvent le potentiel touristique de l'île. Rendre les villes attractives pour les densifier serait donc paradoxalement le meilleur gage de durabilité écologique, sociale et économique à l'île de la Réunion. Cette idée n'est pas nouvelle mais cette étude des changements d'occupation du sol sur les deux

décennies passées à la Réunion, l'étaye quantitativement. De ce point de vue, les résultats et les données du projet sont susceptibles de contribuer à l'élargissement et à la démocratisation du débat sur l'avenir de l'île en constituant un support de participation citoyenne. Ils peuvent également s'envisager en termes pédagogiques comme un outil de sensibilisation, à destination des publics scolaires.

5. Conclusion

Où a augmenté la tache urbaine? Qu'est devenue la végétation de type agricole qui a disparu? Où les espaces naturels ont-ils été transformés? En apportant une réponse quantitative et localisée à ces questions d'aménagement récurrentes, cette étude a contribué à un renouvellement des représentations des dynamiques territoriales à la Réunion. L'analyse de ces dynamiques révèle une montée rapide des anneaux urbains et agricoles sur les flancs de l'île. Ce mouvement global centripète, associé à une intensification des activités anthropiques, questionne la durabilité des processus écologiques, économiques et sociaux dans cet espace insulaire. Il semble donc urgent de développer une stratégie de gestion intégrée de l'île, pour préserver ses ressources et en garantir la résilience. Les principes de cette gestion sont universels et reposent sur la densification urbaine, la protection des espaces agricoles et naturels ainsi que des flux et processus dont ils dépendent. Si le Schéma d'Aménagement Régional intègre théoriquement ces lignes stratégiques, son application à l'échelle locale reste néanmoins soumise à de nombreuses incertitudes. Les données produites dans le cadre de cette étude pourraient ainsi enrichir les réflexions d'une société insulaire réunionnaise en pleine mutation, qui s'interroge sur la durabilité des choix d'utilisation de l'espace, dans un contexte de mondialisation des échanges.

6. Notes

1. Le projet TEMOS a bénéficié d'un accès libre à la base de données images BD ISLE, La mise à disposition de cette base de données par le Centre National d'Etudes Spatiales a pour objectif de démocratiser l'utilisation des données satellitaires et de favoriser le développement de nouvelles applications pour l'observation et le suivi spatial des dynamiques biophysiques et humaines.
2. Le terme "structural" est utilisé pour désigner les méthodes de traitement d'image intégrant une analyse des valeurs numériques ou thématiques de l'environnement des pixels. A l'inverse, les approches pixel à pixel se limitent à une classification des pixels en fonction de leur compte numérique unitaire.
3. La terminologie "noyau d'entraînement" désigne les polygones digitalisés pour estimer la composition des unités paysagères de référence lors d'une classification structurale par analyse en composantes paysagères (Francoual, 1994). Le terme de "noyau d'entraînement" est l'équivalent de "parcelle d'entraînement" pour la classification par maximum de vraisemblance.
4. Un rapport d'analyse des résultats a été remis à La Région Réunion (Metzger, 2005).

7. Remerciements

Les auteurs remercient l'ensemble des institutions réunionnaises et les chercheurs qui ce sont associés à la réalisation de cette étude de 2003 à 2005. Le projet TEMOS a été financé à part égale entre le Conseil Régional de la Réunion, l'IRD-Cirad et les cinq intercommunalités de l'île.

8. Références

Bappel (2005). *Traitements de l'image et du signal*. Thèse de doctorat, Université de Saint-Denis.

Benjamin, D. & Godard, H. (1999). *Les Outres-Mers français, des espaces en mutation*, Ophrys.

Cadet, T. (1980). *La végétation de l'île de la Réunion, étude phytoécologique et phytosociologique*. Thèse de doctorat en biologie, Université d'Aix Marseille.

- Chatelain, M. C. (1993). *Urbanisation et aménagement comparés de Saint Denis et de Saint Pierre de la Réunion depuis 1946*. Thèse de doctorat en géographie. Nanterre, Université de Paris X.
- Chavez, P. S. & MacKinnon, D. J. (1994). Automatic detection of vegetation changes in the Southwestern United States using remotely sensed images. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **60**, 5, p. 571-583.
- Defos Du Rau, J. (1960). *L'île de la Réunion, étude de géographie humaine*. Thèse de doctorat en géographie, Université de Bordeaux.
- Enault, C., (2006). *Etalement et morphologie urbaine des communes de l'île de la Réunion*. http://thema.univ-comte.fr/IMG/pdf/Article_Reunion.pdf. Accédé le 2 mars 2007
- Francoval, T. (1994). *Oasis, notice d'utilisation du logiciel*. Paris, Laboratoire de Science des sols et Hydrologie de l'INA-PG.
- Girard, C. M. & Girard, M.-C. (1994). *Aide à la cartographie d'unités paysagères par une méthode d'analyse du voisinage des pixels: application en Basse Normandie*. Photo-interprétation, **3-4**, p. 145-154.
- Girard, M.-C. & Girard, C.-M. (1999). *Traitement des données de télédétection*. Paris, Dunod.
- Inglada, J. (2001). *Etat de l'art en détection de changements sur les images de télédétection*. Toulouse, CNES.
- Jauze, J. M. (1995). A l'Est, la ville fait craquer ses limites. *Economie de la Réunion*, **76**, p. 4-8.
- Jauze, J. M. & Ninon, J. (2006). Dynamiques et expressions de la périurbanisation à la Réunion. *Les Cahiers de l'Outre-Mer*, **52**, 206.
- Kressler, F., Kim, Y. & Steinnocher, K. (2003). *Object-oriented land cover classification of panchromatic KOMPSAT-1 and SPOT-5 data*. Proceedings of IGARSS 2003 IEEE, Toulouse.
- Lagabriele, E., Metzger, P., Martignac, C., Durieux, L. & Grellet, G. (2005). *Guide critique d'utilisation des informations produites dans le cadre du projet TEMOS*. La Réunion, Cirad - IRD.
- Lajoie, G. & Actif, N. (2001). Des villes-jardins qui s'étalent depuis dix ans in Dossier: La Ville s'étale. *Economie de la Réunion*, **108**, p. 16-19.
- Martignac, C. (2006). *Maintien d'une filière dominante ou projet de territoire: le cas du sucre à la Réunion*. Géographie. Université de Montpellier III.
- Martignac, C. & Pariente, P. (2002). *Canne à sucre, état des lieux: Les planteurs entre patrimoine et productivité*. *Economie de la Réunion*, **4**, p. 12-14.
- Mas, J. F. (2000). Une revue des méthodes et des techniques de télédétection du changement. *Canadian Journal of Remote Sensing*, **26**, 4, p. 349-362.
- Metzger, P. (2005). *Les lieux et les mécanismes de la dynamique urbaine à la Réunion*, Rapport à La Région Réunion, IRD, 339 p.
- Moisan, Y., Bernier, M. & Dubois, J. M. M. (1999). Détection des changements dans une série d'images ERS-1 multitudes à l'aide de l'analyse en composantes principales. *International Journal of Remote Sensing*, **20**, 6, p. 1149-1167.
- Muchoney, D. M. & Haack, B. N. (1994). *Change detection for monitoring forest defoliation*. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **60**, 10, p. 1243-1251.
- Sand, G. (1863). *Notes sur l'île de la Réunion (Bourbon), par L. Maillard*. La revue des deux mondes.
- Singh, A. & Harrison, A. (1985). Standardized principal components. *International Journal of Remote Sensing*, **6**, 6, p. 883-896.
- Song, C., Woodcock, C. E., Seto, K. C., Lenney, M. P. & Macomber, S. A. (2001). Classification and change detection using Landsat TM data: when and how to correct atmospheric effects? *Remote Sensing and Environnement*, **75**, p. 30-244.

Strasberg, D., Rouget, M., Richardson, D. M., Baret, S., Dupont, J. & Cowling, R. M. (2005). An assessment of habitat diversity, transformation and threats to biodiversity on Reunion Island (Mascarene Islands, Indian Ocean) as a basis for conservation planning. *Biodiversity and Conservation*, **14**, 12, p. 3015-3032.

UICN (1994). *Lignes directrices pour les catégories de gestion des aires protégées, Commission des parcs nationaux et des aires protégées de l'Union mondiale pour la nature avec l'assistance du Centre mondial de la surveillance continue de la conservation*, 1002 p.

Ulbricht, K. A. & Heckenford, W. D. (1998). Satellite images for recognition of landscape and landuse changes. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, **53**, p.235-243.

Chapitre 3

Co-construction d'une carte d'occupation du sol avec l'imagerie Spot 5 à l'île de la Réunion

Collaborative land use mapping using Spot 5 images on Réunion Island

Note introductive.

Dans le *Chapitre 2*, nous avons montré que la conservation de la biodiversité doit s'intégrer dans le cadre d'une gestion intégrée, multi-sectorielle et multi-échelle, de l'espace insulaire réunionnais. Compte tenu de la rapidité des dynamiques spatiales, l'actualisation régulière des informations sur l'occupation du sol représente un enjeu important pour définir et ajuster cette gestion. Le coût important d'acquisition et de traitement des données aériennes nous a ainsi conduit à évaluer l'apport des données satellitaires pour cartographier l'occupation du sol à l'échelle du 1/25 000. Dans ce *Chapitre 3*, nous proposons ainsi une méthode pour construire une carte régional d'occupation du sol à partir d'images Spot 5. Nous testons plus particulièrement une méthode visant à co-construire cette information géographique avec les utilisateurs afin de mieux répondre à leurs attentes.

Co-construction d'une carte d'occupation du sol avec l'imagerie Spot 5 à l'île de la Réunion

Collaborative land use mapping using Spot 5 images on Réunion Island

Soumis/submitted: Cahiers Nantais de Géographie

Erwann Lagabrielle¹, Laurent Durieux², Pascale Metzger³, Guilhem Grellet⁴

¹ UMR 53 PVBMT Cirad-Université de La Réunion, France.

² IRD, US Espace, Maison de la Télédétection, Montpellier, France.

³ IRD, UR Environnement urbain, La Réunion, France.

⁴ Cirad, UMR TETIS, Maison de la Télédétection, Montpellier, France.

Résumé.

Cette étude a pour objectif d'évaluer le potentiel de l'imagerie satellitaire Spot 5 à très haute résolution spatiale pour établir une cartographie d'occupation du sol de La Réunion valide au 1/25000. Cette étude intervient dans la perspective d'un suivi régulier du territoire régional, en complément des données issues de la photo-interprétation d'images aériennes. En collaboration avec les acteurs locaux de l'aménagement du territoire, les auteurs testent un itinéraire méthodologique de construction d'une carte régionale d'occupation du sol combinant des approches classificatoires semi-automatiques (pixel à pixel, orientée objet) et une approche participative. Les résultats montrent l'intérêt de la méthode participative pour produire une information géographique mieux ciblée sur les attentes des utilisateurs en termes de précision spatiale et thématique. L'utilisation de l'imagerie Spot 5 combinée à cette approche permet d'améliorer le délai d'actualisation des données comparativement aux images aériennes.

Abstract.

This study is aimed at evaluating the potential of Spot 5 satellite imagery for constructing a land use map suitable for monitoring land use at a scale of 1/25000 and comparable to information extracted from aerial photography. The study area for this application is La Réunion Island (Indian Ocean). The authors test a methodological framework that combines a top-down classification approach (pixel based and object oriented) with a bottom-up participative approach. This participatory approach of the classification process improves the suitability of the land use map for the users, in terms of spatial and thematic accuracy. The utilisation of Spot 5 imagery leads to improve the frequency of updates comparatively to aerial photography.

Mots-clés.

Télédétection, Très Haute Résolution spatiale, SPOT 5, Traitement d'image, Occupation/utilisation du sol, Cartographie appliquée, Co-construction, la Réunion

Keywords.

Remote sensing, Very High Spatial Resolution, SPOT 5, Image processing, Land use/Land cover, Applied cartography, Collaborative approach, Réunion Island

1. Introduction

L'information sur l'occupation du sol est utilisée pour diagnostiquer un état territorial et suivre des dynamiques spatiales. La finalité de cette cartographie est ainsi d'orienter les choix stratégiques de développement et d'aménagement du territoire. Cette information doit être fiable et régulièrement actualisée. Nous évoquons ici les enjeux liés à l'utilisation de cette information ainsi que ses méthodes de construction à partir d'un cas d'application à l'île de La Réunion.

La cartographie d'occupation du sol est une représentation du territoire qui contribue à la construction des relations entre la société et son espace (Lévy & Lussault, 2003). Les images satellitaires à très haute résolution spatiale (<5m) sont ainsi susceptibles de contribuer largement à la construction de ce type de carte. Nous utilisons ici des images Spot 5. Les images Supermode® du satellite Spot 5 font partie de cette famille d'images satellitaires à très haute résolution géométrique (tels qu'Ikonos ou QuickBird) qui bouleversent la télédétection classique. La résolution spatiale de ces images se rapproche de celle offerte par la photographie aérienne. Les satellites tels que Spot 5, offrent en plus une vision synoptique régionale et des possibilités d'actualisation largement supérieures grâce à la fréquence des prises de vues (pour un point terrestre, une acquisition potentielle tous les 2 ou 3 jours selon la latitude). Ces possibilités d'actualisation sont particulièrement pertinentes dans les espaces confrontés à de fortes dynamiques territoriales.

Afin de construire une carte d'occupation du sol, la complexité des images THR exige la mise au point de méthodologies innovantes de traitement des images, tout en restant soucieux des attentes des utilisateurs. L'itinéraire méthodologique proposé ici repose sur l'extraction semi-automatique d'informations sur l'occupation du sol, associée à une approche participative de la construction de l'information géographique. Dans la première partie de l'article, nous exposons l'apport de la THR pour la cartographie de l'occupation du sol, suivi d'une présentation synthétique des enjeux que représente cette cartographie à La Réunion. La démarche participative qui a été adoptée dans le cadre de ce projet s'est faite en interaction avec la démarche technique qui est exposée à la suite. Nous concluons sur une évaluation et une discussion des résultats opérationnels et de l'approche.

2. Classification automatique des images de télédétection: du pixel à l'objet géographique

Les images de télédétection constituent une information homogène et objective pour l'établissement d'une cartographie d'occupation des sols (Girard et Girard, 1999). La disponibilité récente d'images satellitaires commerciales à très haute résolution spatiale telles que les images Supermode® du satellite Spot 5, ouvre de nouvelles perspectives pour la production d'informations spatialisées pertinentes sur l'occupation du sol à l'échelle du 1/25000 (Gourmelon *et al.*, 2005). Tout en augmentant le nombre et la diversité des objets géographiques potentiellement détectables, la très haute résolution de ces images rend nettement plus complexe leur exploitation par des traitements automatiques. L'amélioration des méthodes de classification assistée devient d'autant plus cruciale que les utilisateurs sont peu enclins à admettre que ce que leur œil reconnaît avec une grande facilité sur l'image puisse être difficilement détectable par des traitements automatisés.

Les méthodes statistiques classiques de traitement d'image se limitent à une exploitation de l'information radiométrique du pixel (voire des pixels voisins) alors que la richesse de l'information apportée par la THR est identifiable au travers d'une combinaison de propriétés tant spectrales que texturales, géométriques et contextuelles. Aussi, dans le cas de l'imagerie THR, les techniques classiques de traitement sont, dans une certaine mesure, obsolètes (Hofmann et Reinhardt, 2000) et en tout cas insuffisantes pour restituer pleinement l'information géographique sur l'occupation du sol

Dans les années 1990, certaines méthodes de traitement des images de télédétection ont exploité la notion de contexte spatial, et par extension, de paysage, pour cartographier l'occupation du sol. Les logiciels CLAPAS (Robbez-Masson, 1994) et OASIS (Francoual, 1994), précurseurs en la matière,

permettaient déjà d'opérer une généralisation par filtrage « intelligent » de l'espace, en analysant la composition du voisinage des pixels et non uniquement leur radiométrie ou leur texture. Dans un même ordre d'idée, le système expert et les SIG permettent d'exploiter la connaissance des relations entre les objets géographiques et leur environnement géographique. Théoriquement, la combinaison de l'ensemble de ces méthodes est possible. Néanmoins il s'agit le plus souvent de « bricolages empiriques » (aussi complexes et élaborés soient-ils) et non de procédures et méthodologies reproductibles et transférables dans un contexte opérationnel pour réaliser une cartographie d'occupation du sol de référence.

La recherche d'une automatisation du traitement des images à très haute résolution spatiale (satellitaires ou aériennes) a conduit à explorer de nouvelles méthodes de classification pour cartographier, autre autres, l'occupation du sol. Parmi ces nouvelles techniques, la classification dite « orientée objet » constitue une méthode prometteuse, relativement récente en télédétection (Benz *et al.*, 2004). La classification orientée objet appliquée aux images de télédétection se base sur une segmentation de l'image en une mosaïque d'objets spatiaux. Chaque objet hérite d'un ensemble d'attributs radiométriques, géométriques et contextuels. Une classification orientée objet de l'image vise à attribuer un sens (une sémantique) à ces objets spatiaux anonymes en fonction de ces attributs. L'intérêt de cette méthode de classification tient en particulier à son application à des images de résolution métrique (Kressler *et al.*, 2003) sur lesquelles un grand nombre d'objets géographiques « à dimension humaine » s'individualisent (le bâti, les arbres, les voitures, etc...). La classification orientée objet procède ensuite par itérations successives selon des stratégies scalaires ascendantes ou descendantes. La mise en œuvre d'une telle approche requiert une connaissance géographique fine des différents objets géographiques qui composent le territoire. Parce qu'il observe le territoire d'un point de vue spatial et systémique, l'approche du géographe trouve ici toute sa pertinence.

3. Présentation du site d'application: l'île de la Réunion

La Réunion (2512 Km²) est une île océanique tropicale française située dans l'Océan Indien (Figure 1). Ce territoire insulaire est confronté à de fortes dynamiques spatiales. La croissance des espaces urbains sur le littoral et les mi-pentes figure au premier rang de ces dynamiques. Cette croissance urbaine est liée à un accroissement démographique spectaculaire : entre 1990 et 1999, le taux annuel de croissance de la population a été de 1,87 % (soit 5 fois plus qu'en France métropolitaine). Il y a actuellement 760 000 habitants (1^{er} janvier 2004) et il est prévu 1 million d'habitants en 2030, (projection INSEE¹). Le foncier agricole « subit » ce processus d'urbanisation, en particulier dans les zones cannières situées à la périphérie des aires urbaines. Parallèlement, on assiste depuis quinze ans au développement de l'activité d'élevage dans les Hauts de l'île (entre 1000 et 1800 m d'altitude), au contact d'espaces forestiers dont certains sont des reliquats rares d'habitats naturels uniques au monde.

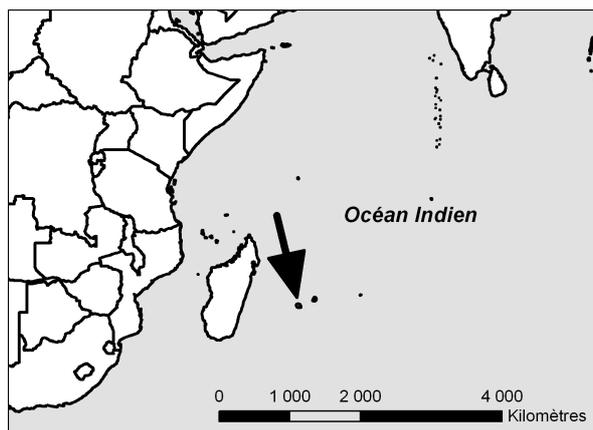


Figure 1. Carte de localisation de l'île de La Réunion

Dans ce contexte de forte compétition pour l'accès à la ressource foncière, la mise en oeuvre d'un processus de planification régionale constitue une étape incontournable du développement durable de l'île. Au sein de ce processus de planification, le suivi de l'évolution de l'occupation du sol et les représentations sociales de ces changements constituent un enjeu politique, économique et social majeur. L'information sur l'occupation du sol à La Réunion est notamment attendue pour accompagner l'élaboration et la révision des documents de planification à portée réglementaire (Schéma d'aménagement Régional, Schémas de Cohérence Territoriale, Plans Locaux d'Urbanisme) et orienter les choix stratégiques de développement territorial (maintien de la filière canne à sucre, maîtrise de l'étalement urbain, création du Parc National de La Réunion, déploiement des infrastructures routières, etc.).

Par ailleurs, les besoins d'informations géographiques sur les modes d'occupation du sol à la Réunion se sont trouvés, d'une part, face aux délais imposés pour l'acquisition et le traitement de photographies aériennes, et d'autre part, face à l'annonce faite par l'Institut Géographique National (IGN) de ne pas réactualiser l'information « occupation du sol » datant de 1997 (BDTopo® IGN 1997). Soulignons également l'absence d'une couverture d'occupation du sol de type Corine Land Cover. Cette situation a amené les chercheurs et les acteurs opérationnels de l'aménagement du territoire à s'interroger sur la capacité des images THR supermode® du satellite Spot 5 pour produire des cartes d'occupation du sol régionale de référence pour l'ensemble de l'île. La recherche d'une autonomie régionale de production de l'information géographique a renforcé la dynamique scientifique.

L'occupation du sol de la Réunion est une mosaïque spatiale dont les divers éléments sont de nature, de taille et de forme très hétérogènes : plage littorale, forêt tropicale sèche ou humide, champs de canne, prairie naturelle d'altitude, bâti en tôle (case) ou en béton, autoroute, savane herbeuse, piscine, jardin, maraîchage, pâturage, coulées volcaniques, etc. Cette relative complexité est en partie liée à une grande diversité des types de couvert végétal, limité à des lichens sur le Piton de la Fournaise, constitué de savane sèche dans les Bas de l'Ouest et d'une végétation tropicale humide sempervirente sur les Hauts de l'Est. La grande diversité des paysages naturels réunionnais est également le fruit de conditions écologiques extrêmement variées liées à une topographie très accidentée (volcan, plateau, falaise, ravine, etc.), à un large gradient altitudinal (0-3070 m) et à une opposition de versant très marquée entre la côte au vent très humide (8000 mm de précipitations annuelles sur les Hauts de Sainte-Rose) et la côte sous le vent très sèche (500 mm de précipitations annuelles à Saint-Gilles les Bains).

Depuis le peuplement de l'île en 1646, chaque période historique a également marqué l'espace réunionnais en terme d'organisation de l'espace, de structure foncière et de mode d'habiter : défrichement tout d'abord, puis culture du café et des épices au 19^{ème}, monoculture de la canne à sucre et émergence récente du phénomène urbain (depuis les années 1980). L'occupation actuelle du sol à La Réunion est héritée de ces dynamiques écologiques et historiques. L'espace réunionnais est

aujourd'hui un emboîtement de paysages ruraux, urbains et naturels. Cette organisation spatiale peut également s'interpréter comme la matérialisation dans l'espace du glissement d'une économie sucrière vers une économie tertiaire dans un espace fortement contraint par le relief : l'espace insulaire isolé structuré par la ruralité devient un espace structuré en pôles urbains, les espaces non transformés sont quant à eux situés à haute altitude ou sur de fortes pentes. Cet emboîtement spatial est un facteur de forte hétérogénéité spatiale des modes d'occupation du sol. Associée à des dynamiques spatiales en multiplication et en accélération, cette hétérogénéité rend plus complexe les procédés d'établissement d'une cartographie régionale d'occupation du sol.

4. L'approche participative du traitement des données télédétectées

Nous exposons ici les articulations conceptuelles et méthodologiques de la démarche participative mise en œuvre pour cartographier l'occupation du sol de La Réunion.

4.1. L'approche participative

Souvent, les produits cartographiques sur l'occupation du sol réalisés à partir des données de télédétection ne répondent pas complètement aux besoins des utilisateurs. Nous posons l'hypothèse qu'il s'agit là autant d'une limite technique que d'une limite liée à un manque d'interactions entre les producteurs de l'information et les futurs utilisateurs de la carte. L'approche participative du projet de cartographie avec les utilisateurs constitue une solution potentielle pour remédier à cette lacune.

La mise en œuvre d'une démarche de co-construction implique de développer une approche du projet cartographique qui soit interactive et itérative, avec une rencontre régulière des mêmes interlocuteurs identifiés en qualité d'experts et/ou de futurs utilisateurs de la carte. Deux objectifs sous-tendent la démarche : i) identifier précisément les attentes des futurs utilisateurs et ii) formaliser collectivement la connaissance expert sur l'espace géographique étudié. Une telle approche présente le double intérêt de renforcer la légitimité du projet via l'implication des acteurs dans sa réalisation et de mieux répondre à la demande d'informations géographiques. Elle permet en outre de clarifier les possibilités concrètes de la télédétection pour décrire les territoires et donc de limiter les illusions trop souvent associées à ces technologies du point de vue des utilisateurs.

Les futurs utilisateurs de la carte d'occupation du sol de La Réunion ont ainsi été associés au processus de construction de l'information géographique. Cette approche participative a accompagné le projet depuis l'identification des besoins des utilisateurs jusqu'à la décision sur le mode de diffusion des résultats cartographiques. La Figure 2 expose cet itinéraire méthodologique combinant approche participative et imagerie satellitaire à Très Haute Résolution (THR).

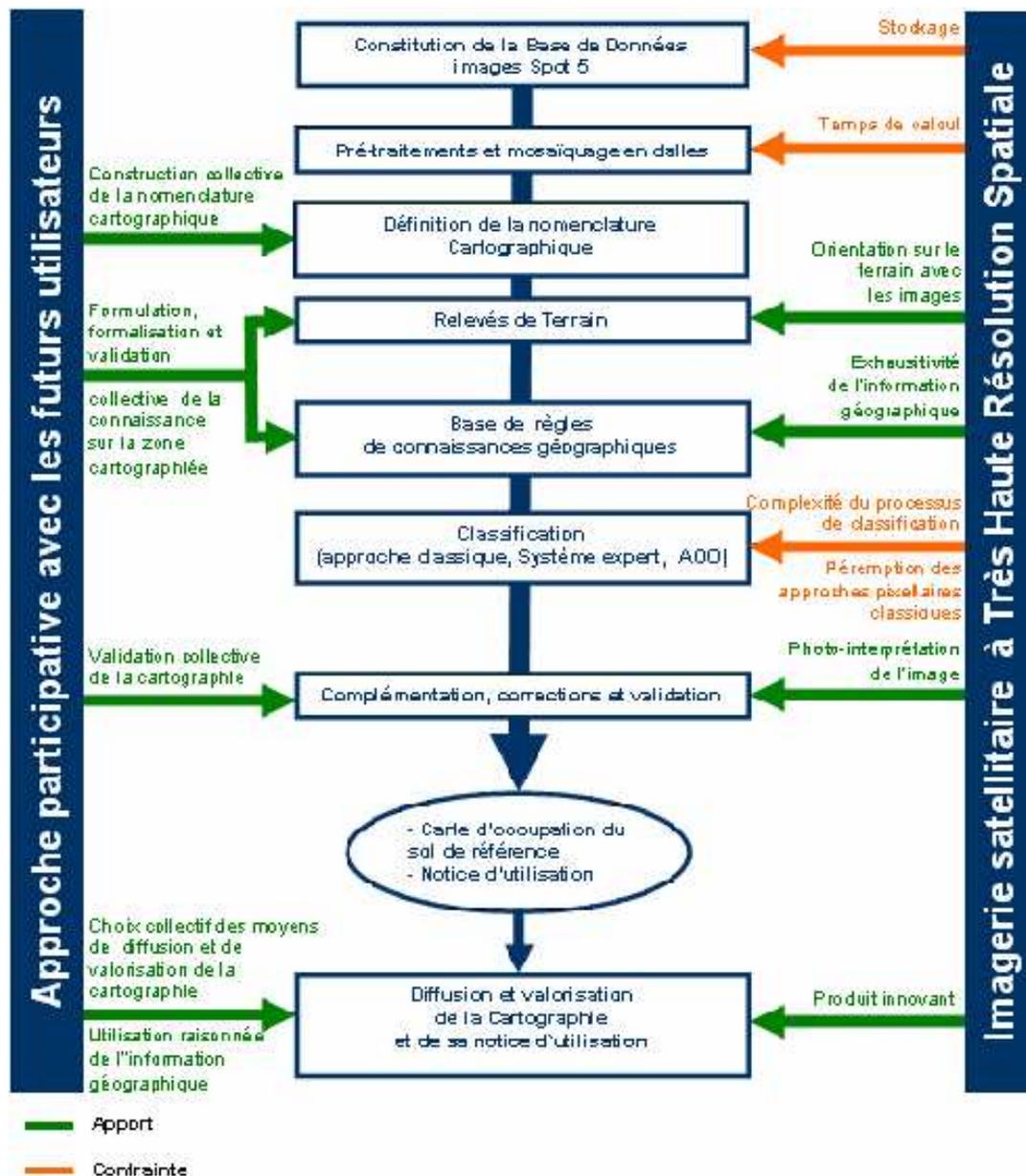


Figure 2 : Apports et contraintes des images THR et de l'approche participative au cours du processus d'élaboration de la carte d'occupation du sol

4.2. Co-construction de la nomenclature cartographique

Nous avons mis en place un processus de construction collective de la nomenclature de la cartographie d'occupation du sol pour formaliser les attentes des utilisateurs vis à vis du produit cartographique.

La nomenclature cartographique de l'occupation du sol à La Réunion est ainsi un compromis entre les attentes des utilisateurs et ce qu'il est possible de réaliser avec les informations fournies par les images Spot 5. Cette démarche de co-construction a été segmentée en 3 réunions avec l'ensemble des acteurs du projet (20 utilisateurs dont des représentants de La Région, de la Direction de l'Agriculture et de la Forêt, de la Direction Régionale de l'Environnement, de la mission Parc National de La Réunion, des intercommunalités, et notre équipe). Ces réunions ont abouti à la conclusion que les utilisateurs attendaient une cartographie comparable à la BDTopo® 1997 de l'IGN et une bonne précision sémantique sur les modes d'occupation du sol agricoles (notamment distinguer la canne à

sucre, les pâturages et le maraîchage). La suite des traitements a été guidée par ces objectifs cartographiques construits collectivement.

4.3. Co-Construction d'une base de connaissances géographiques

La réalisation d'une base de connaissances géographiques vise à identifier et à formaliser un ensemble de règles guidant l'organisation de l'espace géographique, de façon à assister le traitement d'image. La construction de la base de connaissances sur l'occupation du sol a mobilisé les futurs utilisateurs de la carte (dont beaucoup étaient également des experts thématiques) et les producteurs de l'information géographique (notre équipe). Deux réunions d'une demi-journée ont été organisées pour co-construire cette base de connaissances. Au cours de ces rencontres avec l'ensemble des acteurs du projet, les discussions ont été menées en petits groupes (4 personnes et un membre du projet) autour d'extraits d'images Spot 5 imprimés sur du papier au format A2 ou projetés sur un écran (Photographie 1). Une dizaine de règles de connaissance ont été formalisées (Tableau 1). La base de connaissance a été améliorée en consultant ponctuellement certains experts et itérativement au cours des traitements.



Photographie 1. Co-construction de la base de connaissances géographiques sur support d'images Supermode® Spot 5 avec des experts thématiques en sciences du sol et en agronomie.

Règle	Enoncé de la règle
A	<i>Le bâti est construit sur des pentes inférieures à 30°</i>
B	<i>La canne à sucre est cultivée à moins de 1000 m d'altitude</i>
C	<i>L'élevage (parcelle enherbée pour le pâturage) se fait (principalement) au-delà de 900 m d'altitude</i>

Tableau 1. Règles extraites de la base de connaissances géographiques co-construite avec les utilisateurs.

5. L'approche technique pour la classification des images Supermode Spot 5

L'approche participative a permis d'identifier la cible du projet cartographique et de construire une base de connaissance sur les modes d'occupation du sol qui constituaient cette cible. Nous exposons ici la démarche technique mise en œuvre pour extraire et construire cette information à partir de l'imagerie Supermode® Spot 5.

5.1 Matériel et données

Le traitement des images satellitaires a été réalisé en combinant l'utilisation de deux logiciels : Erdas Imagine 8.5 et eCognition 3.0. Le logiciel Erdas Imagine 8.5 propose une approche classique de l'image centrée sur le pixel, il a été utilisé pour établir la carte d'occupation du sol. Le logiciel eCognition a été acquis au cours du projet pour cartographier le bâti. Ce logiciel relativement récent (2000) propose une analyse orientée objet de l'image. Le logiciel SIG Arcview 9 a été utilisé pour intégrer les données de terrain, l'édition cartographique, et la validation des résultats de classification.

Nous avons traité des images Supermode® Spot 5, d'une résolution spatiale de 2,5 m (canaux vert, rouge, proche infrarouge). Le champ géographique d'une image Spot 5 permet de contenir l'ensemble de l'île de La Réunion dans une seule image (60 Km x 60 Km en visée verticale). Cependant, il est très difficile d'obtenir une image complètement exploitable du territoire réunionnais compte tenu de la présence quasi permanente de nuages sur l'île. Afin d'obtenir une couverture intégrale de l'île nous avons réalisé une image composite à partir des trois images présentées dans le Tableau 2.

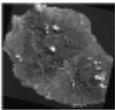
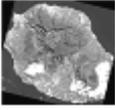
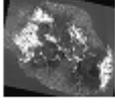
Images	Date Heure	Nébulosité	Angle d'incidence	Aperçu
Image 1	21-07-2003 06:41:16	< 10 %	+10,6°	
Image 2	13-05-2004 06:28:50	< 25 %	-11,8°	
Image 3	18-10-02 06:48:54	> 25 %	+24,9°	

Tableau 2. Caractéristiques techniques des images Spot 5 traitées dans le cadre de cette étude.

Outre les données de télédétection, nous avons utilisé les données suivantes :

- la BDOrtho® 1997 issue de la couverture aérienne IGN réalisée sur l'île de La Réunion en 1997 (résolution 1 m),
- la BD parcellaire cannier réalisée par la DAF² et le CTICS³ en 2002 et,
- un Modèle Numérique d'Élévation réalisé par l'IGN (résolution de 25 m).

Pour établir la base de données de terrain, nous avons utilisé des GPS d'une précision moyenne de 5 m, des appareils de photographie numérique, des Cartes TOP 25® IGN à l'échelle 1/25000 et des extraits d'image Spot 5 imprimés sur papier au format A2 (Photographie 3).

L'équipe du projet était constituée de 5 géographes dont 3 télédéTECTEURS. Le tableau 3 fournit une estimation globale du temps consacré à chacune des phases du projet. Au total 59 jours ont été nécessaires à l'équipe pour construire la carte d'occupation du sol de l'ensemble de l'île.

Etape du projet	Durée totale de l'étape (en jours)	Nombre de personnes mobilisées	Temps total consacré à l'étape (en jours/1personne)
Acquisition des données de terrain	15	5	75
Construction de la base de connaissances avec les utilisateurs	2	4	8
Cartographie de l'occupation du sol	30	2	60
Cartographie du Bâti	4	1	4
Correction/évaluation des données	8	3	24
Total	59	5	131

Tableau 3. *Temps de travail et personnels impliqués au cours des 5 étapes du projet*

5.2. Base de données de terrain

La campagne d'acquisition de données de terrain s'est déroulée sur 15 jours pour établir ou vérifier la concordance entre les objets géographiques visualisés sur l'image et les objets géographiques réels (Photographie 2). Une base de données incluant près de 300 relevés de terrain couvrant l'ensemble de l'île a été élaborée. L'acquisition des données de terrain a contribué aux traitements des images en permettant :

- a) une meilleure connaissance des objets géographiques à cartographier (connaissance des modes d'occupation du sol et des pratiques culturelles, calage sémantique de la nomenclature) et,
- b) la détermination des zones d'apprentissage (ou parcelles d'entraînement) localisées par GPS pour orienter les travaux de classification des images. Le site relevé devait être représentatif d'une classe thématique à distinguer et le site devait avoir une surface suffisante pour être repéré sans ambiguïté sur l'image.

Pour compléter le dispositif, nous avons construit une base de données photographiques géolocalisées intégrant 300 clichés photographiques. L'ensemble des clichés a été géoréférencé à l'aide d'un GPS. Les clichés ont ensuite été intégrés dans un Système d'Information Géographique constitué des points de localisation et de traits indiquant l'azimut de chaque photo. En cliquant sur un point de la carte, la photo s'affiche instantanément ce qui rend cette base de données très pratique et confortable à utiliser lors de la phase de traitement des images (Figure 3).



Photographie 2. Relevé des modes d'occupation du sol sur le terrain en utilisant des impressions papier d'images Spot 5

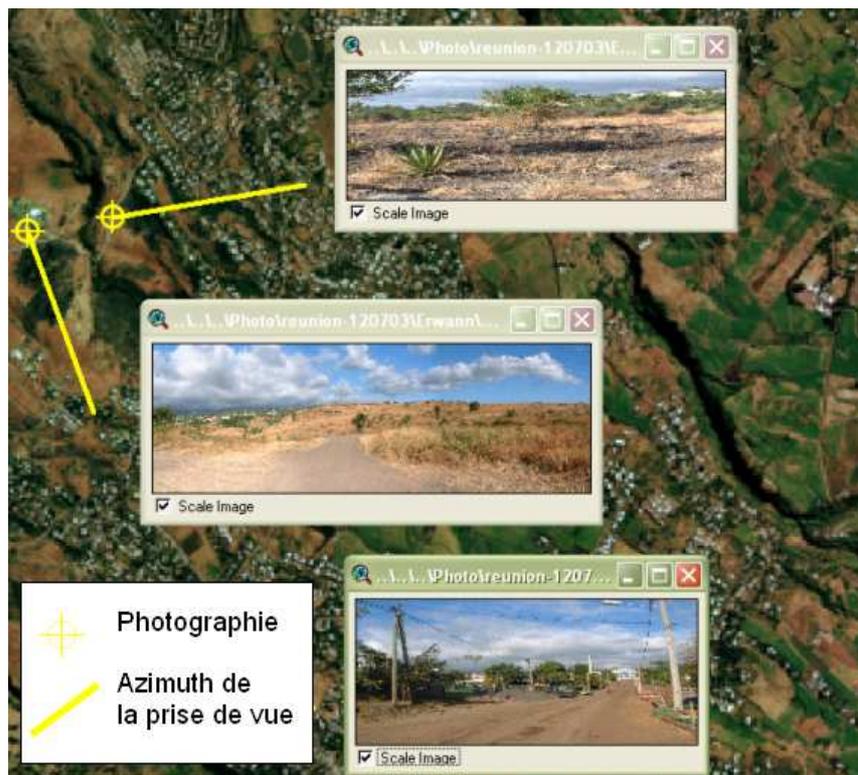


Figure 3. Visualisation de la base de données photographiques géoréférencées

4.3. Traitement des images Spot 5

La classification des images Spot 5 pour la cartographie de l'occupation du sol a été réalisée selon une approche automatique assistée pixel à pixel, complétée par une phase de photo-interprétation. La cartographie du bâti a été réalisée selon une approche orientée objet semi-automatique. Les 5 phases du processus de classification sont présentées synthétiquement ci-dessous.

Prétraitements

Les images ont été préalablement orthorectifiées par le CNES. Compte tenu de la taille d'une image Supermode® (1,6 Go), l'image principale a été découpée en 8 dalles. Ce nécessaire découpage illustre une des contraintes majeures de l'utilisation des images à très haute résolution qui est liée à l'importance des volumes de données à stocker et à traiter.

Classification de l'occupation du sol par maximum de vraisemblance

Nous avons réalisé sur chacune des 8 dalles une classification de l'occupation du sol par maximum de vraisemblance. Cet algorithme de classification pixel à pixel s'appuie sur des parcelles d'entraînement (*i. e.* sites témoin) pour déterminer la classe à laquelle appartient vraisemblablement chaque pixel (selon une hypothèse gaussienne d'équiprobabilité d'occurrence des classes). La classification se fait ensuite selon une démarche itérative et la performance de la classification est évaluée sur deux niveaux à la fin de chaque itération : au niveau des parcelles d'entraînement (« pureté » radiométrique des parcelles) et au niveau des classes (performance de chaque classe par rapport à la vérité terrain). A l'issue d'une dizaine d'itérations et après regroupement des classes, nous avons construit une cartographie dont la nomenclature est constituée de 10 classes (Tableau 4).

Classe d'occupation du sol	
	Canne à sucre sur pied
	Paillis de canne sucre
	Végétation mixte
	Forêt
	Formation arbustive ou buissonnante
	Végétation herbeuse
	Végétation peu couvrante
	Sol nu, Surface minérale ou métallique (dont bâti *)
	Sol nu lavique
	Nuage, ombre, eau, non classé

* le bâti a été classé à part par classification orientée objet.

Tableau 4. Nomenclature d'occupation du sol retenue après les regroupements thématiques opérés sur la classification par maximum de vraisemblance

Application des règles de connaissances géographiques

Les règles de décision élaborées collectivement (Tableau 1) ont été appliquées sur la classification en utilisant le module *Knowledge Engineer* du logiciel ERDAS Imagine 8.5. Ce système s'apparente à un arbre décisionnel et vise à reproduire le processus de décision d'un expert ou d'un groupe d'experts; il est basé sur la définition de règles de classification faisant intervenir des croisements d'information de la forme « Si ... alors ... » (cf. exemple ci-après). A l'issue du processus, le système prend une décision d'affectation de chaque pixel à une classe déterminée.

Les données d'entrée du système étaient ici les classes d'occupation du sol, l'altitude et la pente. Les règles de décision qui ont été appliquées sont celles définies dans la base de connaissances géographiques co-construite avec les futurs utilisateurs. Les variables de sortie étaient des classes d'occupation du sol, comme dans l'exemple ci-dessous :

Si classe du pixel = « canne à sucre sur pied »
Et si valeur altitudinal du pixel \geq 1000 m
Alors classe du pixel = «Forêt»

En offrant la possibilité d'intégrer des contraintes environnementales liées aux propriétés et au comportement spatial des objets géographiques, le système expert a permis de corriger la classification précédemment réalisée dans un temps court et de façon reproductible.

Généralisation et vectorisation des classifications

La généralisation cartographique est un processus de réduction de l'information spatiale par simplification. Dans un premier temps, nous avons réalisé une opération de généralisation par élimination des plages cartographiques de moins de 200 pixels (opération *clump/eliminate*). Par la suite nous avons « nettoyé » les plages cartographiques très digitées par un filtrage majoritaire avec une fenêtre glissante de 5x5 pixels. Cette procédure ayant généré de nouvelles plages cartographiques de moins de 200 pixels (1250m²), nous les avons éliminées en relançant l'opération de généralisation. La vectorisation de cette classification a été effectuée en définissant un rayon de non-capture des nœuds de 15 mètres (soit 6 pixels).

Photo-interprétation et corrections visuelles

La classification a été améliorée en implémentant 3 nouvelles classes construites par photo-interprétation : Prairie d'élevage, Eau douce et Zone humide. Ces 3 classes n'étaient pas extractibles directement par le traitement automatique portant sur la radiométrie (confusion entre les ombres et les surfaces en eau, confusion entre certaines prairies d'élevage et la canne à sucre) mais étaient facilement identifiables sur l'image. Lors de cette phase de photo-interprétation, nous avons également amélioré la qualité de la classification en corrigeant certaines erreurs de classification. Le résultat final est une carte d'occupation du sol dont la nomenclature est constituée de 13 classes (Tableau 5).

Numéro	Classe d'occupation du sol
1	Canne à sucre
2	Forêt
3	Formation arbustive ou buissonnante
4	Sol à faible couverture végétale
5	Végétation herbeuse
6	Sol nu (dont bâti *)
7	Végétation mixte
8	Savane herbeuse sèche
9	Sol nu lavique
10	Nuage, ombre, eau, non classé
11	Eau douce
12	Zone humide
13	Prairie d'élevage

* le bâti a été classé à part par classification orientée objet.

Tableau 5. *Nomenclature cartographique finalisée de la carte d'occupation du sol.*

Extraction du bâti par analyse d'image orientée objet

Nous avons appliqué une analyse d'image orientée objet dédiée à l'extraction du bâti car la classification par maximum de vraisemblance ne permettait pas de distinguer les bâtiments des sols nus, de la canne coupée ou des plages de sable corallien. Cette extraction a été appliquée à l'aide du logiciel eCognition. Pour extraire le bâti sur l'ensemble de l'île nous avons utilisé la valeur spectrale des objets bâtis ainsi que leur taille et leur compacité (rapport aire/périmètre). Les bâtiments ont ainsi été décrits comme des objets compacts, de petite taille ayant une très forte réflectance. La mise en œuvre de cette méthode a été facilitée par la relative homogénéité des toits de tôle à la Réunion. Cette méthode semi-automatique a ensuite nécessité un travail de nettoyage par photo-interprétation. La couche « Bâti » a été livrée au format vecteur en complément de l'information sur l'occupation du sol. Le *Chapitre 4* aborde en détail la méthode d'extraction des bâtis partir des images Spot 5.

Evaluation de la qualité des classifications

L'évaluation de la qualité de la classification de l'occupation du sol a été réalisée selon un plan d'échantillonnage de type aléatoire stratifié (Congalton, 1991). 50 points de contrôle ont été tirés par classes. L'évaluation de la qualité de la classification du bâti à La Réunion a été réalisée en conduisant un tirage aléatoire de 100 bâtis sur la classification et de 100 bâtis sur l'image. L'évaluation de la performance a été réalisée par photo-interprétation de l'image Spot 5, et de la BDOrtho® 2003 de l'IGN.

6. Résultats et discussion

La carte régionale d'occupation du sol de référence de La Réunion que nous proposons est valide au 1/25000 (Carte 2). La couverture est constituée de 13 classes d'occupation du sol auxquelles s'ajoute une classe de bâti (Figure 4). La démarche participative a permis d'orienter les traitements vers un produit correspondant mieux aux attentes des utilisateurs.



Figure 4. Extrait de la carte d'occupation du sol de La Réunion réalisée à partir des images Spot 5.

6.1 Evaluation statistique de la qualité de la classification

La qualité globale de la classification de l'occupation du sol est de 97,7 % (Tableau 6). Plusieurs facteurs peuvent expliquer ce haut niveau de performance : 1) La méthode d'évaluation de la qualité (tirage aléatoire stratifié de 50 pixels par classes pour l'occupation du sol) est peut être inadaptée à cette très haute résolution spatiale. Une évaluation à partir de parcelles témoin aurait peut-être conduit à l'évaluation d'un résultat de moindre qualité. 2) La précision spatiale de la classification est bonne, cependant la précision sémantique est moindre dans la mesure où certaines classes ont des frontières thématiques floues : nous nous basons ainsi sur un découpage de l'espace en différentes classes de végétation alors qu'en réalité, il s'agit d'un continuum forêt – végétation arbustive/buissonnante – végétation herbeuse. Dans ces conditions, l'erreur de classification est difficilement appréciable, même sur le terrain. 3) Les classes de Prairie d'élevage, Zone humide et Eau douce ont été cartographiées par photo-interprétation ; elles héritent donc d'un bon niveau de précision spatiale et sémantique, ce qui contribue au bon niveau global de la qualité de la classification.

	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	Classe 5	Classe 6	Classe 7	Classe 8	Classe 9	Classe 10	Classe 11	Classe 12	Classe 13	Précision réalisateur
Classe 1	48	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	87,27%
Classe 2	2	47	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	97,92%
Classe 3	0	1	41	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	93,18%
Classe 4	0	0	1	43	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100%
Classe 5	5	0	0	0	39	0	0	0	0	0	0	0	0	100%
Classe 6	0	0	0	0	0	35	0	0	0	0	0	0	0	94,59%
Classe 7	0	0	1	0	0	0	45	0	0	0	0	0	0	100%
Classe 8	0	0	0	0	0	0	0	49	0	0	0	0	0	100%
Classe 9	1	0	0	0	0	0	0	0	49	0	0	0	0	100%
Classe 10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	50	0	0	0	100%
Classe 11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	50	0	0	100%
Classe 12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	50	0	100%
Classe 13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	50	100%
Précision Utilisateur	97,96%	95,92%	95,35%	97,73%	88,64%	100%	97,83%	100%	98%	100%	100%	100%	100%	97,67%

Tableau 6. Matrice de performance de la carte d'occupation du sol (le Tableau 5 fournit la correspondance entre le numéro des classes et les types d'occupation du sol)

La performance de la classification du bâti est de 98,3 %. Les principales erreurs de classification sont dues à la couleur particulière de certains toits ou à des confusions avec des pailis de canne (réflectance similaire à celle des bâtis) qui ont échappé à la phase de nettoyage manuel par photo-interprétation.

6.2 - La qualité de la cartographie vue par les utilisateurs

Malgré le bon niveau statistique de performance de la classification de l'occupation du sol, les objectifs initiaux d'établissement d'une cartographie régionale d'occupation du sol de référence selon une méthode semi-automatique ne sont que partiellement atteints (pas de zones maraîchères par exemple). Nous voulions en effet pouvoir proposer à partir du traitement des images satellitaires Spot 5 une information comparable à la BD Topo® 1997 IGN. Nous avons constaté que la méthodologie technique et les données SPOT 5 en elles-mêmes ne permettent de produire une information comparable. Ces limites sont liées d'une part à la résolution de l'imagerie Spot 5 (2,5 m contre 1 m pour les photographies aériennes) et d'autre part à la méthode mise en œuvre (l'IGN travaille par photo-interprétation alors que nos résultats sont issus d'une classification semi-automatique). Les utilisateurs semblent cependant satisfaits de la cartographie du bâti : même si le contour des bâtis est moins précis, la carte est comparable au bâti BD Topo® 1997 IGN.

Il subsiste un écart important entre les objets que l'on peut reconnaître à l'image THR et ceux que l'on a pu obtenir à l'issue de la classification par traitement automatique assisté. Cet écart est difficilement compréhensible par les utilisateurs, d'autant plus que le niveau de performance statistique de la classification est élevé. On peut, de ce fait, questionner la pertinence des traitements classiques (basés sur la radiométrie des pixels) appliqués à la THR, par rapport à la qualité et à la rapidité permise par la photo-interprétation. L'utilisation de l'approche orientée objet pour l'ensemble du projet (occupation du sol et bâti) aurait permis de produire une information plus en phase avec les besoins des utilisateurs car plus précise. La rédaction d'un guide critique d'utilisation des informations produites a permis de délimiter un cadre d'utilisation raisonnée de cette carte par les utilisateurs (Lagabrielle *et al.*, 2005).

7. Conclusion

Compte tenu de la diversité et de la dynamique des composantes spatiales du territoire réunionnais, la construction d'une carte d'occupation du sol de référence à l'échelle du 1/25000 est un processus complexe. Les avancées technologiques récentes liées à l'imagerie commerciale THR ont permis de relever en partie le défi et de proposer une carte d'occupation du sol d'une bonne qualité géométrique couvrant l'ensemble du territoire réunionnais. L'approche participative privilégiée tout au long du projet a permis d'approcher au mieux les besoins des utilisateurs et d'intégrer leurs connaissances au processus de construction de l'information. Cette approche, bien que plus lourde à mettre en place car nécessitant la mobilisation régulière d'un grand nombre de personnes, a enrichi considérablement la base de connaissances géographiques utilisée lors du traitement des images THR tout en assurant la pertinence des résultats cartographiques pour des utilisations opérationnelles. La carte finale a été livrée aux utilisateurs, accompagnée d'une notice d'utilisation précisant la méthodologie de production de la carte ainsi que les limites de validité des objets géographiques décrits (Lagabrielle *et al.*, 2005).

En multipliant de manière considérable la quantité d'informations disponibles, les images satellitaires à très haute résolution impliquent une complexification croissante des processus automatiques de passage de la donnée image à l'information géographique. La simple interprétation visuelle des images à Haute Résolution (10-30 m) était difficile pour des non spécialistes alors qu'en observant les images Spot 5 THR, les utilisateurs associés au projet TEMOS ont très rapidement pris conscience de toute l'information qu'il était possible d'en extraire. En conséquence, les utilisateurs sont devenus plus exigeants et plus critiques sur la qualité et la diversité des informations produites par traitement d'images satellitaires. Les méthodes classiques de télédétection, appliquées aux images à Haute Résolution, se sont révélées insuffisantes pour exploiter correctement les images Spot 5 THR. Le recours à l'analyse d'image orientée objet a permis d'améliorer considérablement le résultat final de classification en permettant la cartographie des petits objets très dispersés que sont les bâtis. Cette approche est une voie à approfondir dans la mesure où elle reproduit au plus près les processus cognitifs de la photo-interprétation.

Les images du satellite Spot 5, grâce à leur résolution, leur répétitivité et leur coût relativement réduit (environ 10 000 euros pour une image orthorectifiée) constituent une source d'informations géographiques qui ouvre de nouvelles perspectives d'applications opérationnelles pour la télédétection. L'exploitation opérationnelle de ces images nécessite cependant de repenser l'approche du projet de télédétection : la combinaison de techniques de traitement semi-automatique des images avec un processus de co-construction de l'information géographique avec les utilisateurs a montré ici toute sa pertinence et constitue donc un axe de recherche à approfondir. Cependant ces développements méthodologiques n'auront de sens pour le suivi des dynamiques territoriales d'une île telle que La Réunion que si l'accès aux images THR est garanti dans le temps, à un coût raisonnable. L'imagerie satellitaire telle que Spot 5 pourra alors s'intercaler entre deux campagnes de photographie aérienne pour assurer, à un coût moindre, la continuité d'actualisation de l'information géographique sur les modes d'occupation du sol. Dans cette optique, le projet d'installation d'une station de réception des images Spot 5 à La Réunion constitue une étape positive sur la voie d'une autonomisation de la production d'informations géographiques sur l'île et sur la zone élargie de l'archipel des Mascareignes.

8. Notes

¹ INSEE : Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques

² DAF : Direction régionale de l'Agriculture et de la Forêt

³ CTICS : Comité Technique des Industriels de la Canne à Sucre

9. Remerciements

Les auteurs remercient les organismes de recherche et les institutions locales qui ont contribué à la réalisation du projet TEMOS. Nous remercions également les utilisateurs de la carte d'occupation du sol qui se sont associés à ce projet de recherche-action ainsi que le CNES qui nous a fourni gracieusement les données satellitaires dans le cadre du projet BD-ISLE Réunion.

10. Bibliographie

- Benz, U. C., Hofmann, P., Willhauck, G., Lingenfelder, I. & Heynen, M. (2004). Multi-resolution, object-oriented fuzzy analysis of remote sensing data for GIS-ready information. *ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing*, **58**, p. 239-258.
- Congalton, R. G. (1991). A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, **37**, p. 35-46.
- Francoval, T. (1994). *Oasis, notice d'utilisation du logiciel*. Paris, Laboratoire de Science des sols et Hydrologie de l'INA-PG.
- Girard, M.-C. & Girard, C.-M. (1999). *Traitement des données de télédétection*. Paris, Dunod.
- Gourmelon, F., Bioret, F. & Sauve, L. (2005). Potentialités de l'imagerie satellitaire Spot 5 pour la cartographie de la végétation terrestre - Application à l'île d'Ouessant (Finistère), *Cybergeo : Revue européenne de géographie*, **325**, URL [en ligne] <http://www.cybergeo.presse.fr> accédé le 9/11/2005.
- Hofmann, P. & Reinhardt, W. (2000). The extraction of GIS features from high resolution imagery using advanced methods based on additional contextual information - first experiences, *ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing*, **33**, p. 376-383.
- Kressler, F., Kim, Y. & Steinnocher, K. (2003). *Object-oriented land cover classification of panchromatic KOMPSAT-1 and SPOT-5 data*. Proceedings of IGARSS 2003 IEEE, Toulouse.
- Lagabrielle, E., Metzger, P., Martignac, C., Durieux, L. & Grellet, G. (2005). *Guide critique d'utilisation des informations produites dans le cadre du projet TEMOS*. La Réunion, Cirad - IRD.
- Lévy, J. & Lussault, M. (2003) *Dictionnaire de la Géographie et de l'espace des sociétés*. Belin, Paris
- Robbez-Masson, J. M. (1994). *Reconnaissance et délimitation de motifs d'organisation spatiale. Application à la cartographie des pédopaysages*. Thèse de doctorat de l'ENSA.M.

Chapitre 4

Suivi des constructions de bâtis dans les zones d'étalement urbain en utilisant l'analyse orientée-objet d'images Spot 5 et des données SIG existantes

A method for monitoring building construction in urban sprawl areas using object-based analysis of Spot 5 images and existing GIS data

Note introductive.

Le *Chapitre 4* prolonge le *Chapitre 3* en abordant plus particulièrement le suivi des dynamiques de construction du bâti à partir d'images Spot 5. Ce chapitre est accepté pour publications par l'*International Journal of Remote Sensing*. Le suivi de l'étalement urbain constitue une problématique centrale pour la gestion des espaces insulaires et plus largement des régions à forte expansion urbaine. L'enjeu de suivi est important compte tenu de la rapidité du phénomène, des difficultés de son contrôle et de ses conséquences importantes sur la structuration et le fonctionnement du territoire. A la Réunion, le phénomène d'étalement et de mitage urbain menace en particulier la durabilité des systèmes agricoles. Même si il ne s'opère pas, ou peu, sur les espaces naturels, l'étalement urbain menace la durabilité des espaces naturels par effet domino, en engendrant une remontée agricole vers les Hauts de l'île (*Chapitre 2*), ou alors en perturbant les processus écologiques et évolutifs nécessaires au fonctionnement écologique de ces espaces (*Chapitre 6*).

Nous testons ici une méthode d'extraction semi-automatique des bâtis à partir d'images Spot 5 selon une analyse orientée-objet du contenu de l'image. Les résultats obtenus sont comparés quantitativement aux résultats obtenus par photo-interprétation d'images aériennes, donnée moins régulièrement actualisée et bien plus onéreuse à acquérir et à traiter que l'imagerie satellitaire

Suivi des construction de bâtis dans les zones d'étalement urbain en utilisant l'analyse orientée-objet d'images Spot 5 et des données SIG existantes

A method for monitoring building construction in urban sprawl areas using object-based analysis of Spot 5 images and existing GIS data

Accepté/Accepted: International Journal of Photogrammetry and Remote Sensing.

Laurent Durieux¹, Erwann Lagabrielle², Andrew Nelson³

¹IRD – US Espace, Maison de la Télédétection, 500 rue JF Breton 34093 Montpellier, France.²UMR 53 PVBMT, Cirad & Université de La Réunion

Pôle de Protection des Plantes - 7 chemin de l'Irat 97410 Saint-Pierre, France

³Joint Research Center – Institute for Environment and Sustainability, CCR/TP 440 21020 (VA) Ispra, Italy

Abstract.

Urban sprawl has been identified as one of the most negative effects of global population growth on the environment and biodiversity and a frequent monitoring of the urban sprawl extension is needed to limit the impact of this ongoing inevitable phenomenon. This paper proposes a precise monitoring of the building construction using an object-based classification methodology applied to Spot 5 images at a 2.5 m resolution. The application at a regional scale on Réunion Island in the Indian Ocean shows that this building extraction methodology has limitations to produce reference urban maps because of limitations in defining the shape and the number of buildings compared to classical photo-interpretation of aerial photography. However, results are of great value for urban planning in urban sprawl areas where up-to-date information is lacking because of the acceleration of house construction and residential development.

Résumé.

L'étalement urbain est l'un des effets les plus négatif de la croissance de la population mondiale sur l'environnement et la biodiversité. Un suivi fréquent de cet étalement est requis pour limiter l'impact de ces dynamiques. A cet effet, cet article propose une procédure de suivi précis des constructions de nouveaux bâtis en utilisant une méthode de classification orientée-objet appliquée à des images Spot 5 de 2,5 m de résolution. L'application à une échelle régionale à l'île de la Réunion dans l'Océan Indien montre que cette méthode d'extraction du bâti est limitée pour produire un carte urbaine de référence compte tenu de limitations pour cartographier la forme et le nombre de bâti comparativement à la photo-interpétation classique d'images aériennes. Néanmoins, la méthode est pertinente pour planifier l'urbanisation dans des zones à étalement urbain rapide où la mise à jour des informations ne suit pas le rythme de construction des bâtis.

Key Words. Spot 5, Réunion Island, Integrated urban sprawl management, Object-based image analysis.

Mots-clés. Spot 5, île de la Réunion, Gestion intégrée de l'étalement urbain, Analyse d'image orientée-objet

1. Introduction

Global population trends suggest a massive increase of the world population in the next 50 years. In their most recent projection the United Nations Population Division projects a global population of 8.04 billion for the year 2025 and 9.1 billion for 2050 with a major increase in urban population (United Nations, 2005). The main negative environmental implication of urbanization is linked to the patterns of land-use, specifically unwieldy urban expansion and low-density housing, typically castigated as “urban sprawl”. Urban sprawl is directly related to the ongoing decline of average urban densities (-1.7% in developing-country cities and -2.2% in industrialized countries during the last decade). If average densities continue to decline at those rates, the built-up area will increase by 2030 to more than 600,000 square kilometers in the developing-country cities and to some 500,000 square kilometers in industrialized-country cities (Schlomo et al., 2005). To implement policies adapted to this inevitable urban growth, up-to-date spatial information on urban sprawl is needed at local and regional scales. The changes resulting from this fast urbanization are ideally monitored and detected from remotely sensed images as demonstrated by numerous studies applied to core urban areas and the urban-rural fringe (Jensen and Toll, 1982 ; Rid and Liu, 1998 ; Masek et al., 2000 ; Yeh and Li, 2001; Zhang, 2001 ; Zhang et al., 2002; Civco et al., 2002 ; Thomas et al., 2003). The remote sensing techniques used are generally based on a combination of change detection algorithms using multi-temporal imagery to delineate new urban areas. The change detection algorithms are divided into two categories: image-to-image comparison or map-to-map comparison. While the first is generally accurate but lacking detailed information on how various land use/land cover categories change, the second is generally preferred as it can detect a full matrix of land use/land cover changes (Yang and Lo, 2002). However, classifiers advocated by this second method are still very sensitive to radiometric normalization between images since they generally don't use the image spatial contents. A general drawback of all the previous pixel-based change detection approaches is that when they are applied on high spatial resolution (HR) images of urban areas, they often produce change maps that lack spatial coherence because of spectral heterogeneity and spatial variance what lead to the well-known salt and pepper effect. Blaschke et al. (2000) showed that with per-pixel classification, single pixels are classified differently than the surrounding area and homogenous regions cannot be generated. The only way to smooth the image is to use filters, which however work without considering the original information. Blaschke et al. (2000) proposed as an efficient solution the use of object-based image analysis (OBIA) where classification is applied to segmented images where homogeneous regions (segments also called image objects) are built up first, and then the classification is applied to these objects. We propose here an alternative methodology for urban sprawl monitoring based on an image-to-map comparison using an object-based image analysis of Spot 5 HR images. Recent developments in OBIA based on a fractal net evolution approach (FNEA) have revolutionized the processing of HR remotely sensed data by offering effective computer-assisted classification techniques that come close to the quality of manual photo-interpretation whilst being much faster, cheaper and more reproducible (Blaschke et al., 2000, Blaschke and Strobl, 2001, Schiewe et al., 2001; Benz et al., 2004; Frauman and Wolff, 2005; Kamagata et al., 2005; Lemp and Weidner, 2005; Liu et al., 2005, Marangoz et al., 2004 and Moeller, 2004). Some successful land-cover or land-use classifications in urban areas have been obtained with this approach (van der Sande et al., 2003 ; Burnett and Blaschke, 2003 ; Moeller, M. S. 2005 ; Puissant, 1998 ; Puissant and Weber, 2002). The FNEA incorporates an object-oriented framework and image segmentation techniques. In particular, it utilizes fuzzy set theory to extract the objects of interest, at the scale of interest, by segmenting images simultaneously at both fine and coarse scales, then building image semantics between levels and their elements (Blaschke and Hay, 2001). Carleer et al. (2005) compared four segmentation algorithms from the two main groups of segmentation algorithms (boundary-based and region-based) applied on very high spatial resolution images for different landscapes. In this comparison, urban areas are distinguished in three types: residential, urban administrative zone and urban dwelling zone. For those three types of urban areas, an empirical segmentation discrepancy evaluation based on the number of mis-segmented pixels in the segmented images compared with the visually segmented reference images and on the percentage of mis-classified pixels for each reference region demonstrates that region-growing algorithms give the best results (with a mean of only 10,8% of average errors by region for the three urban classes).

2. Region-growing algorithm description

The region-growing algorithm that we used in this study was developed by Baatz and Schäpe (2000) and is proposed in the OBIA solution of Definiens Professional Earth commercial software (previously called eCognition) that we used for segmentation and image classification. The bottom up region-growing segmentation procedure starts at each point in the image with one pixel objects and merges these image objects into bigger ones throughout a pair-wise clustering process. Throughout this process, the underlying optimization procedure minimizes the weighted heterogeneity $n h$ of resulting image objects, where n is the size of a segment and h a parameter of heterogeneity based on three concepts: colour, smoothness and compactness (Carleer et al., 2005). In each step, that pair of adjacent image objects is merged which results in the smallest growth of the defined heterogeneity. If the smallest growth exceeds the threshold defined by the scale parameter, the process stops. A detailed description of the region-growing algorithm is given in Baatz and Schäpe (2000), Benz et al. (2003) and (Definiens Imaging, 2003). With this approach, segments not only have spectral properties but also region-based metrics as shape, texture, structure, size and context (Baatz & Schäpe, 2000) that are used in the OBIA for classification or feature extraction.

In this study, we applied OBIA for building extraction and change detection in the context of the urban sprawl monitoring of the Réunion Island in the Indian Ocean.

3. Study area

The French oceanic island of La Réunion (2 512 km²) is located in the Mascarene Archipelago in the Indian Ocean (Figure 1). While the Piton des Neiges reaches 3070 m in the centre of the Island, more than 80% of the total population (almost 800 000 in 2006) live on the coastal lowlands (< 500 meters) where most of the economic activities are concentrated. For the last 20 years, this insular environment has been distinguished by fast and strong spatial mutations related to new economic and demographic development. Lagabrielle et al. (2006) showed that urban areas in La Réunion sprawled at a rate of 250 % from 1989 to 2002. Urban sprawl is concentrated on coastal areas and the phenomenon is highly heterogeneous in terms of the mechanism and the resulting urban structure (i.e. dense or dispersed, well-planned or ad hoc). Consequently natural areas and agricultural areas are being rapidly converted into urban sprawl. Assessing and monitoring urban sprawl became a core problem in La Réunion Island over the last 20 years, and will continue to be so if the population increases following predictions of a 25 % increase in the next 15 years (1.7 %yr⁻¹), rising to 1 million inhabitants in 2030 (INSEE, 2006).

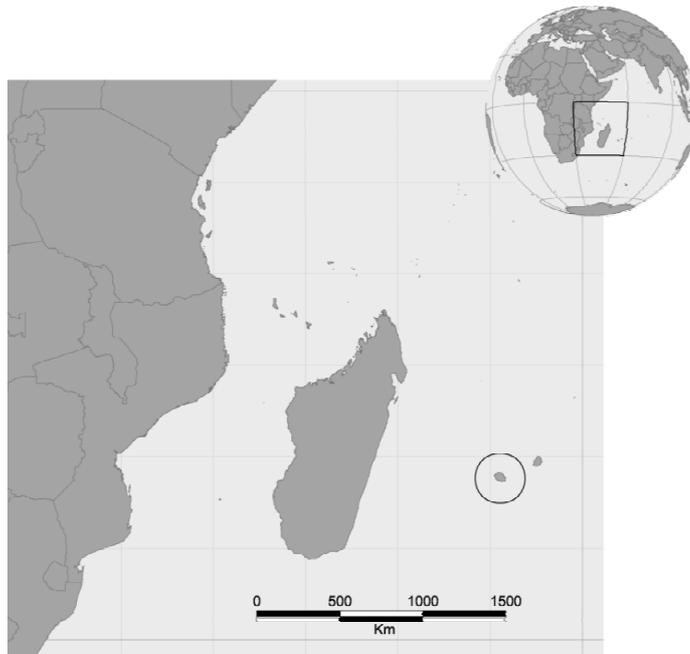


Figure 1. Localization of the Study area: The Reunion Island in the Indian Ocean.

4. Satellite and aerial datasets

We used Spot 5 Supermode® 2.5 m resolution images. Supermode® multispectral images result from the fusion of a 2.5 m panchromatic (PAN, 0,51 - 0,73 μm) images and three 10 m multispectral images (0,5 - 0,59 μm , 0,61 - 0,68 μm and 0,79 - 0,89 μm). The 2.5 m panchromatic image itself is obtained after interpolation, deconvolution and noise removal of two 5 m panchromatic images acquired simultaneously. One of the big advantages of Spot 5 images compared to other VHR images is the large swath (60 km x 60 km) that allows a complete view of Réunion Island. However, high cloud cover on the windward South-East coast makes it almost impossible to acquire an image free of cloud (this part of the Island cumulate more than 14 000 mm of annual rainfall and is characterized by several rainfall intensity world records). To have a full coverage of the island, we mosaiced the main image acquired on the 07/21/03 along with two images from 05/13/04 and 10/18/02.

We benefit from the “BD Isle” project developed by the Centre National d'Etudes spatiales (CNES, 2006) to offer free access to a series of Spot 5 images of Réunion Island. We note that even with such a facilitated access to the Spot 5 catalog, there is an interval of 19 months to obtain a full coverage of the Island, which is not satisfying in an operational context.

For an accuracy assessment of building extraction from the Spot 5 images and in order to develop a combined change detection methodology based on aerial and satellite imagery, we used BD Topo® reference maps from the French National Geographic Institute (IGN). BD Topo® is the 1:25,000 topographic reference in the French territories, it is a 1 m resolution vector database based on a computer-assisted photo-interpretation of 50 cm aerial ortho-photography. The BD Topo® dataset available for Réunion Island is based on 1997 aerial photographs. Such a high quality database is very useful for urban management, however, the updating of BD Topo® takes in general five years (and even more for periphery regions like Réunion Island) and only half of the French territories are currently covered by this database.

From this database, we elaborated both a building extraction methodology for the year 2003 (using a composite of the three Spot images) and a urban sprawl change detection method applied to the period 1997-2003.

5. Object-based extraction methodology

The processing chain of the building extraction is composed of the six following steps: 1) object-based clouds screening, 2) object-based multi-temporal image compositing, 3) tiling with overlap, 4) object-based image analysis for buildings extraction, 5) object-based image editing and 6) object-based stitching.

5.1. *Clouds, clouds edge and cloud shadows object-based screening*

The use of a cloud threshold based on a blue band is commonly considered a good cloud screening methodology. However, no blue band is available with Spot 5 images and cloud screening should be based on the green band (0.50 - 0.59 μm). However, the use of a single reflectance threshold is sometimes weak when clouds are located over bright surfaces like metal plates used for roof or coral sand beaches in Réunion Island. To distinguish clouds from bright surfaces (bare soil, coral sand, sugarcane mulch), we based cloud screening on a specific object-based image classification. Object-based cloud screening is based on a coarse multi-resolution segmentation (with a medium objects size of 1 ha). Multi-resolution segmentation provided by Definiens (2005) is used to create objects primitives. The advantage of multi-resolution segmentation is that the scale of resulting image objects is freely adaptable to fit the scale of the task and all image objects resulting from one segmentation level are of a comparable scale. Cloud screening was then based on a threshold (in the high values) obtained by expert visual judgment of the mean of the green band pixel values forming each image object. Coarse segmentation avoids the risk of incorrectly filtering out small bright objects in the green band (like buildings) since they are merged at this segmentation level into bigger objects with darker pixels and the resulting objects have a mean green band value that is lower than the screening threshold.

Clouds edges were screened using a ``relative border to clouds`` fuzzy membership function. All objects having a relative border to clouds (border length of the object in contact with clouds divided by the total length of the object) higher than 0.6 were classified as clouds edges while objects having a relative border to clouds lower than 0.2 were not. A fuzzy sigmoid membership range was defined in between and objects that have a relative border to clouds between 0.2 and 0.6 receive a membership value to the clouds edges class between 0 and 1, based on the decreasing sigmoid function slope defined.

To detect dark cloud shadow objects, thresholds based on the mean of the three spectral layers were used in combination with a distance threshold to clouds (defined at 700m in all directions of the clouds). Objects having reflectance lower than the thresholds defined for each band and within a distance to the clouds lower than the screening threshold were considered as cloud shadow.

Finally a quick manual editing was done to correct misclassified objects. We applied this object-based cloud and cloud shadow screening on the three Spot 5 images.

5.2. *Object-based multi-temporal compositing of Spot-5 images*

Identified clouds, cloud edges and cloud shadows objects observed in the 07/21/03 image (least cloud cover image) were substituted by objects from the more recent Spot 5 image (05/13/04) or by objects from the third Spot 5 image acquired the 10/18/02 if objects from the second image were also identified as polluted by clouds. The resulting image composite covers more than 95% of Réunion Island, less than 5% of the land was still covered by clouds mainly in inhabited areas around the Piton de la Fournaise active volcano.

5.3. *Tiling*

To accelerate image processing during the finer segmentation used for building extraction, we cut the image into 30 tiles of 2080*2360 pixels (5200m * 5900m) with an overlap extent of 200 pixels (500 m), so that adjacent tiles have an overlapping area to eliminate border effects during segmentation and classification. The overlap extent must be larger than three times the size of the bigger objects at the highest image object level to guarantee that border effect will be avoided while stitching the tiles together.

5.4. *Object-based image analysis for building extraction*

From a spectral point of view, buildings are seen as roof surfaces of different materials such as brick, copper, aluminum, zinc, slate, bitumen, stone, etc. with a certain slope. Such a complex mix of roof

construction and materials leads to difficulties for automatic spectral building extraction (Lemp and Weidner, 2005). In Réunion Island, as in many tropical regions, this problem is less pronounced since most of the houses are covered by white zinc sheeting which has a very high reflectance in the visible channels. The specific spectral properties of roof surfaces in such regions can be used advantageously for automatic building extraction. However, as mentioned above, high reflectance in the visible channels can also characterize other types of land cover like coral sand beach, concrete, sugarcane mulch and lichens on lava flow. To distinguish buildings from other bright objects using spectral, contextual and shape information, we applied OBIA for buildings extraction to the 30 tiles.

Buildings extraction from Spot 5 images was done in three steps: creating a hierarchical network of image objects using the multi-resolution segmentation, classifying the derived objects by their physical properties and describing the semantic relationships of the network's objects in terms of neighborhood relationships or being a sub- or super-object.

Image objects resulting from the coarse segmentation used for cloud screening were used as the first level of the hierarchical network. A second level was created with a much finer multi-resolution segmentation to reach building objects scale (with a medium object size of 330 m²).

A class hierarchy defining the class descriptions is built on this two level hierarchical network. Class descriptors are a combination of fuzzy membership functions used to describe intervals of feature characteristics wherein the objects do belong to a certain class or not by a certain degree of membership. A class is described by combining one or more class descriptors by means of fuzzy-logic operators and/or by means of inheritance.

On the first level, large bright objects such as sugarcane mulch and coral sand beach were identified based on fuzzy rule-sets using the following spectral features of the image objects: mean in the green channel, mean in the red channel, ratio in the green channel, and standard deviation in the red channel. Those features were chosen according to an expert visualization of the different features of the objects obtained from the segmentation. Features that helped to identify visually the large bright objects from the other objects were retained. The expert visualization defined also the boundaries of the fuzzy membership functions for each feature. Layer mean value and standard deviation were calculated from the layer values of all pixels forming an image object while the ratio of the green layer is the green layer mean value of an image object divided by the sum of all spectral layer mean values. A minimum area threshold of 3000 m² also described large bright objects.

On the second level, a first building class was described by fuzzy membership functions of the mean in the green channel, and the mean in the red channel. A second class was created to complete missing buildings that are not identified by the first class description. This class was defined with a membership function of the feature 'mean difference to neighbor of the green layer'. For each neighboring object the green layer mean difference was computed and weighted with regard to the length of the border between the objects (if they were direct neighbors) or the area covered by the neighbor objects (if the neighborhood was defined within a certain perimeter (in pixels) around the image object in question).

Both building classes descriptions are also defined with a maximum object area and look at the super-object classification from level 1. If an object from level 2 has a super-object classified as a 'large bright object' then it is not considered as a building in level 1. Finally, the two buildings classes were merged into one class. Figure 2 shows the second image object level and the classification result before manual editing. We observe that some sugarcane fields are classified as buildings.

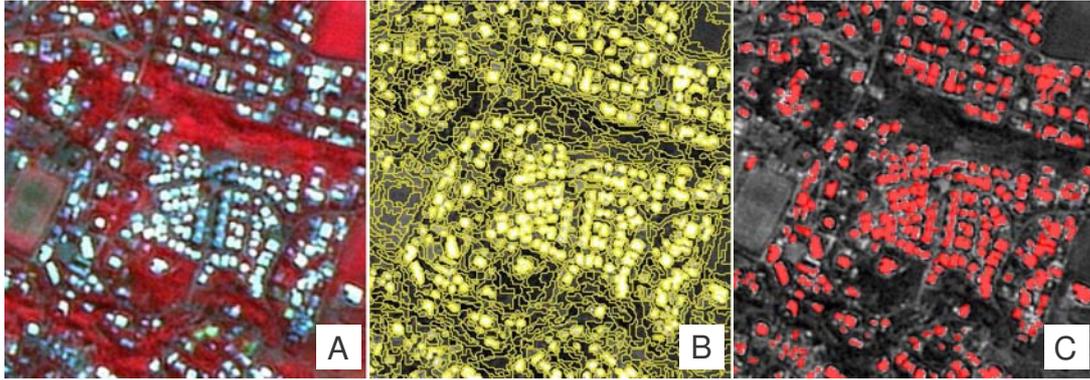


Figure 2. *Second image object level and automated classification. A. Spot 5 supermode ® 2.5 m image. B. Multiresolution segmentation. C. Building extraction (buildings in red).*

5.5. Object-based manual editing

Misclassification during building extraction resulted mainly from the inclusion of areas of sugarcane mulch and bright rocks. Also because of the size threshold, big buildings like factories or supermarkets were often not considered as buildings but as large bright objects. Object-based classification is a semi-automatic technique but offers powerful manual editing capabilities. Intelligent selection of classified objects in a specific area using polygon selection and specific class filter accelerates and improves manual editing. To finalize classification, 1 hour of manual editing was allocated per tile.

5.6. Object-based stitching

Buildings extraction results were exported as Shapefile® into a GIS. Stitching of the resulting polygons was done by making a manual selection of the polygons having a border effect on each overlapping tiles and by deleting these polygons. Manual selection inside overlapping areas was done using a rectangle selection of two thirds of the overlapping area on the first image and of one third on the second tile to delete all unreliable polygons. Then tiles were merged and topology was corrected on the overall shapefile using Arc Info®.

6. Results and accuracy assessment for buildings extraction

The BD Topo® database from IGN was used as a reference to evaluate the quality of the urban object extraction. Both extraction and reference datasets were in vector format. However a direct comparison of our results with this reference data is limited by several factors: the difference in resolution, co-registration errors, the reference data is from 5 to 7 years older than the Spot 5 images used in our study, there can be more than one reference building in one extracted polygon due to extraction methodologies, and finally extraction of buildings in dense urban areas is limited in our method due to the fact that the rule-set defined for classification is oriented for zinc sheet and other highly reflective roofs while dense downtown areas are likely to contain a large variety of roof materials that are not highly reflective (a specific classification rule-set dedicated to such areas could solve this limitation).

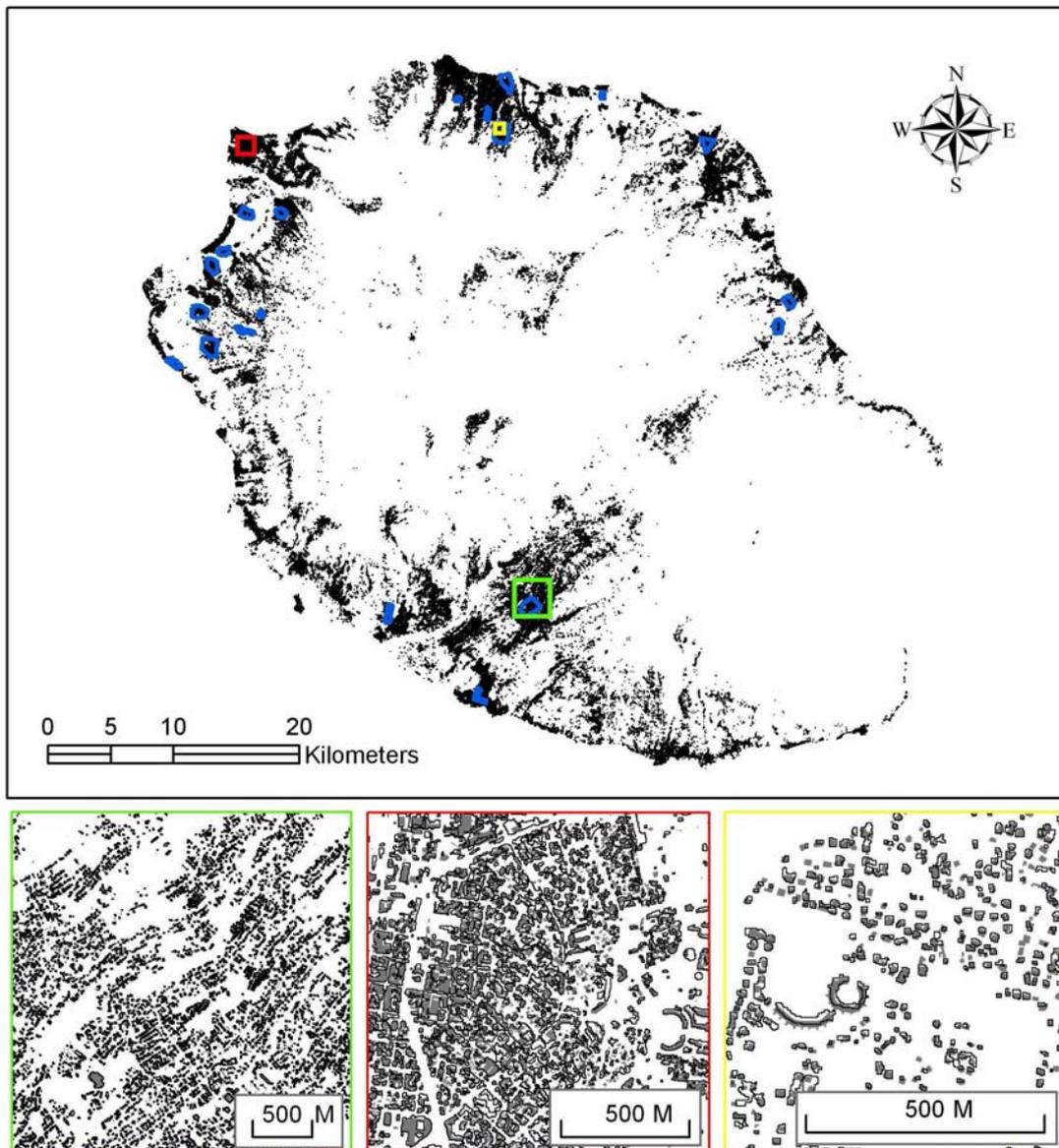


Figure 3. Extraction of buildings in Réunion Island from a 2002/2003/2004 Spot 5 composite. Test sites for accuracy assessment are in blue. Zoom on Le Tampon (1:10 000), Le Port (1:5000) and Saint Denis (1:2500). Extracted buildings in black and reference buildings from BD Topo in gray.

Figure 3 presents the results of the urban object extraction for the whole island in comparison with BD Topo® with focus on urban areas at different scales to give a more detailed look. First observations show that the quality is not homogenous and there are major discrepancies in dense urban areas that are composed of different kinds of buildings, whereas less dense areas composed of individual housing areas are better. In total, 92 121 polygons were extracted from the Spot 5 images. Using the estimation of INSEE (2006), 54000 new houses would have been built between 1997 and 2003 (9000 houses/year). If we add this estimation to the number of buildings in 1997 given by the BD Topo® dataset (189,195), we obtain 243,195 buildings on the overall Island for the year 2003. This means that each extracted polygon would represent a mean of 2.6 buildings since they do not separate adjacent buildings. When comparing our results to the reference data (after converting both dataset into 2.5 m resolution raster files), we observe a very low Kappa of 0.16 and only 18.4% of good identification of reference buildings. Further analyses showed that 97.95% of reference buildings are situated within a 50m buffer zone around the center of the extracted building polygons which suggests that urban areas are globally well identified and that errors of classification could in fact come mainly from the co-registration errors and the differences in resolution of the data sources and the shape of the resulting polygons. Hereafter, we present another

method of accuracy assessment based on the vector files that gives a better evaluation of the added value of the building extraction.

We exported into a vector format the resulting polygons of the building extraction. Using these vectors, different parameters can be estimated to evaluate the quality of urban object extraction: number of buildings, building's area, building's shape, exact location of the center of the buildings, main orientation of the buildings. Again it is important to consider that our results differ from the reference database based on a computer-assisted photo-interpretation of 50 cm aerial ortho-photography (Figure 4): there can be more than one reference building in one extracted polygon with consecutive impacts on comparative area, center location, shape and direction; the perimeters of extracted polygons are naturally saw toothed, being derived from rasters while the vectors from the reference database are constituted by straight lines, and the reference polygons delineate entire buildings when our method identifies only the highly reflective part of the roof which may also merge with adjacent reflective objects like cars or bright pavement. Consequently, only the number of buildings, the total built up area and the intersection area between extracted and reference buildings were considered for the accuracy assessment.



Figure 4. *Examples of extracted polygons and reference buildings*

Our purpose here is to check the capacity of this methodology to monitor urban sprawl, and so we decided to concentrate the accuracy assessment on the estimation of the extraction quality in low density areas with individual houses that characterize the major part of the urban sprawl.

Extraction accuracy was calculated on 20 separate test sites with a total of 7344 buildings (Figure 3). Test sites were selected around the island based on the criterion of areas that were characterized by low density suburban development with mainly individual residential areas and mainly post-1997 built-up areas. To avoid some of the limitations coming from the inherent differences between the reference data and the extraction results, a manual photo-interpretation was done using both the BD Topo® database and the Spot 5 images to eliminate the houses built after 1997 from our building extraction result (without eliminating the misclassified polygons: i.e. buildings extracted but considered as inexistent by photo-interpretation on the Spot5 image).

Since extracted polygons correspond to more than one reference building, the number of buildings correctly extracted was calculated using the area intersection between reference and results (Table 1). We

consider that if a reference building is covered by more than 25% of an extracted building then it was correctly identified. This arbitrary threshold was fixed to take into account the co-registration errors (major part of the error, the differences in resolution and the fact that automatic extraction does not delineate entire buildings as manual photo-interpretation does).

Using this threshold, 83.1% of the 7344 reference buildings were identified and only 9.4% of the extracted polygons were non-existent reference buildings. Across all 20 sites the total built up area is estimated at 187 ha, which is only 6.8% more than the 174.2 ha of the built up area from the reference data. This last result must be considered with precaution since it could express the fact that the missing part of the buildings not extracted because being in the shadow or covered by different roof material, could be counterbalanced by the merged adjacent objects like cars or bright pavement.

%	Reference/Result	Result/Reference
75 - 100	3324	1687
50 - 100	5072	4361
25 - 100	6103	5215
0 - 100	7344	5758

Table 1. Cumulative frequency of the percentage of intersected area between reference and results. 1st column shows how the extracted polygons cover the reference data and 2nd column shows how the extracted polygons are covered by the reference data.

The results show that the extraction of buildings from Spot5 images using an object-based methodology has limitations for defining the shape and the number of buildings but gives a good estimation of the location and the area of the built up area and of the urban structure morphology. The data produced should not serve as reference data for technical management and basic mapping (except in places where recent aerial survey is unavailable) but could be of great value for urban planning in suburban sprawling areas where up-to-date information is lacking because of the acceleration of house construction and residential development. However if urban sprawl is the only process of interest, it is useless and time consuming to extract existing buildings already mapped in previous databases. Also the manual editing applied on a limited number of polygons would be more efficient. For those reasons we developed a methodology for extracting only the new buildings in the sprawling areas.

7. Object-based urban sprawl change detection

Based on the existing rule-set, we built an extraction methodology specific to the urban sprawl between 1997 and 2003 using the BD Topo® dataset as a reference. Compared to the 1997 BD Topo® dataset, the previous resulting map is composed of existing urban buildings in 1997 and urban growth extracted from Spot 5 imagery. As defined by Wilson et al. (2003) urban growth itself can be divided into three categories: infill growth for converted areas surrounded by urban areas, expansion growth for converted areas on the fringe of urban areas and outlying growth for converted areas occurring beyond existing developed areas. Urban sprawl is the sum of the expansion and the outlying growth. So we can define buildings composing urban sprawl as the buildings not present in 1997 and not surrounded by existing buildings. Based on this definition, our extraction rule-set was modified by adding two simple rules:

- New buildings do not intersect with existing buildings from BD Topo® 1997
- New building centers are more than 35m distant from the center of extracted polygons that intersect with BD Topo®. Using a distance feature is faster and more efficient than using a density feature while still giving a good approximation.

8. Results and discussion for the urban sprawl change detection

Figure 5 shows urban sprawl from 1997 to 2003. From the 92 121 previous polygons, 7342 polygons were identified as new buildings that formed part of the sprawl. If we consider that on average each polygon extracted from Spot 5 image contains 1.3 buildings (by comparing our previous extraction to the BD Topo® in the 20 low density housing sites), between 1997 and 2003, 9544 buildings were built in sprawling areas, amounting to 1590 houses per year. The total built-up area represents 149 hectares without taking into account streets, roads, gardens, intra-urban open spaces, and conversion to impervious areas which together would amount to a much larger surface. If we compare those results with the potential need of new housing defined by INSEE (2006) at 9000 houses/year until 2010, it means that less than a fifth of the new houses are being built in sprawling areas. Assuming that each building is surrounded by an area of 0.6 ha (mean area estimation of space consumption for one building in dispersed habitat areas in La Réunion, from Croizer and Beaudemoulin, 2006), and that 9544 new buildings were built in 6 years from 1997 to 2003, then the urban sprawling rate is 954,4 ha/per year. Such rate is higher than the previous estimation from Lagabrielle et al. (2007) based on Spot 1 and Spot 4 images. This study evaluated that urban areas sprawl increased at a rate of 707 ha/per during 13 years from 1989 (5863 ha) to 2002 (15 058 ha). Thus, the lower resolution of Spot 1 and 4 images (20 m) in the previous study would have lead to an overall underestimation of the urban sprawl at a regional scale. This is mainly due to the under-detection of buildings in mixed urban-rural fringes.

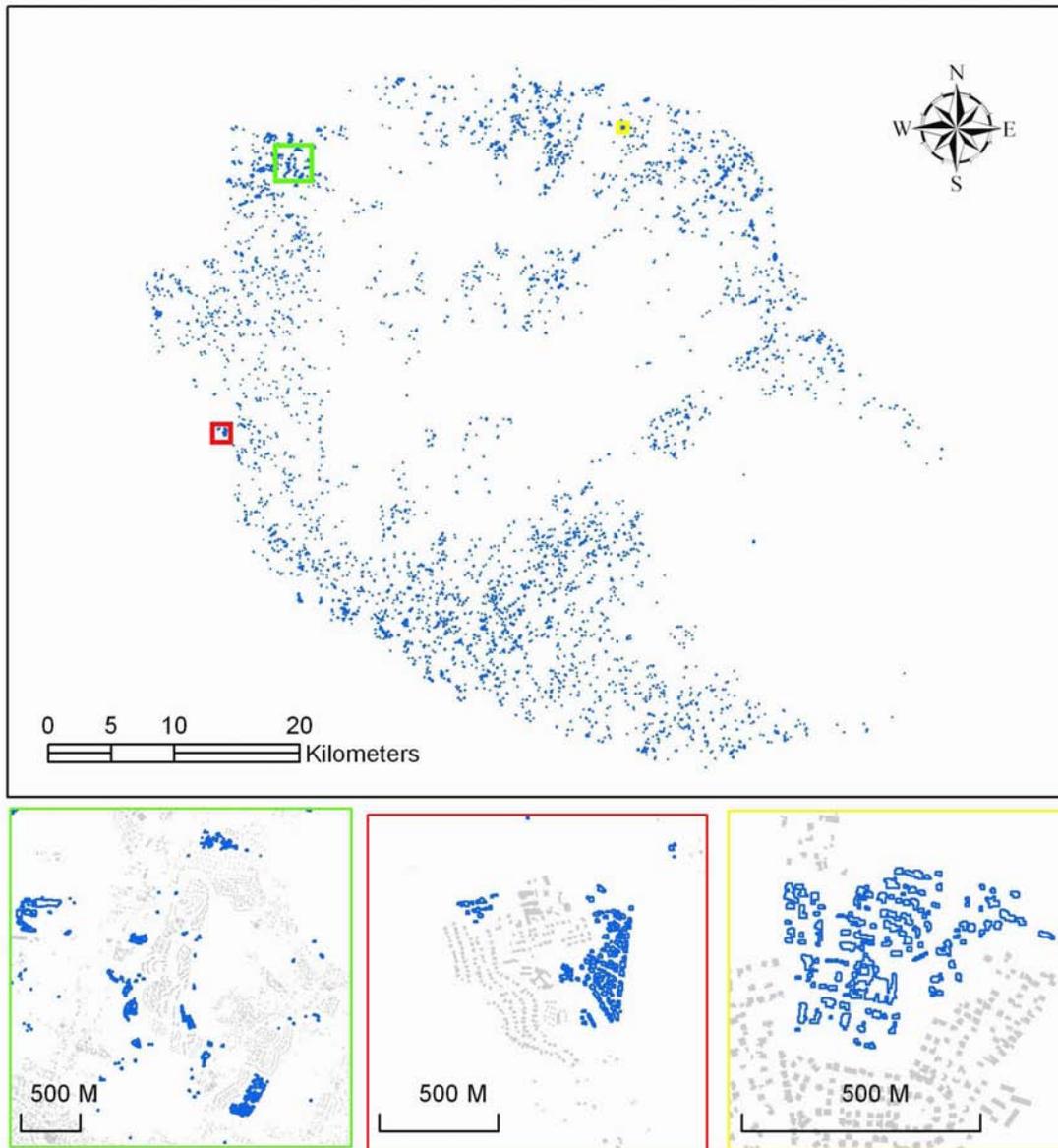


Figure 5. Extraction of buildings in urban sprawling areas from 1997 to 2003 in Réunion Island. Zoom on Le Tampon (1:10 000), Le Port (1:5000) and Saint Denis (1:2500). Buildings from 1997 BD Topo® in gray (only for zooms) and new buildings in urban sprawl areas in blue.

9. Conclusion

This paper presents a building extraction methodology optimized for urban sprawl monitoring. The methodology was applied on Spot 5 full scenes of the Réunion Island in the Indian Ocean. The methodology is based on the OBIA concepts and on image segmentation. The bottom-up region-growing algorithm used for segmentation gave satisfactory segments for a building extraction on 2.5 m resolution Spot 5 images. The limitation of the extraction came from the limit of the image resolution that makes it possible to identify only the brightest part of the buildings (mainly the white roofs for Réunion Island). Contextual and scale information were used to identify buildings from other bright objects such as coral sand beach or sugarcane mulch. The extraction methodology was adapted for urban sprawl change detection using an existing GIS urban database. The application of the extraction methodology to the urban sprawl monitoring of the Réunion Island demonstrates its potential to provide estimations of the urban sprawl with a convenient temporal resolution at a regional scale.

10. Acknowledgments

We want to express our thanks to the CNES for their support with Spot 5 image data in the framework of the BD Isle Réunion project (CNES, 2006).

11. References

- Baatz, M. & Schäpe, A. (2000). *Multiresolution segmentation – an optimization segmentation approach for high quality multi-scale image segmentation*. In: Strobl, Blaschke, T., Griesebner, G. (Editors): *Angewandte Geographische Informationsverarbeitung XII*. Wichmann, 12-23, Heidelberg.
- Blaschke, T., Lang, S., Lorup, E., Strobl, J. & Zeil, P. (2000). *Object-oriented image processing in an integrated GIS/remote sensing environment and perspectives for environmental applications*. In: Cremers, A. und Greve, K. (eds.): *Umweltinformation für Planung, Politik und Öffentlichkeit / Environmental Information for Planning, Politics and the Public*. Metropolis Verlag, Marburg, 2, p. 555-570.
- Benz, U., Hofmann, P., Wilhauck, G., Lingenfelder, I. & Heynen, M. (2004). Multi-resolution, object-oriented fuzzy analysis of remote sensing data for GIS-ready information. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 58, p. 239-258.
- Blaschke, T. & Hay G. J. (2001). *Object-oriented image analysis and scale-space: Theory and methods for modeling and evaluating multi-scale landscape structure*. Proceedings of the International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing, vol. 34, part 4/W5, 22-29. Challenges in Geospatial Analysis, Integration and Visualization. October 29 - 31, University of Georgia, Athens, United States.
- Carleer, A. P., Debeir, O. & Wolff, E. (2005). Assessment of very high spatial resolution satellite image segmentations. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 71, 11, p. 1285-1294.
- Cincotta, R. P., Wisniewski, J. and Engelman, R. (2000). Human population in the biodiversity hotspots. *Nature*, 404, p. 990-992.
- CNES (2006). Information Satellitaire pour l'Environnement – Réunion. [online] URL: http://kalideos.cnes.fr/index.php?id_accueil-isle.
- Croizer E. & Beaudemoulin W. (2006). *Synthèse de l'étude « Habitat et consommation d'espace » - typologie des modes de production de logements*. AGORAH, [Online] URL: http://www.agorah.com/data/publications/cons_ville/synthesetypo.pdf.
- Definiens (2005). *Definiens Imaging, eCognition*. Web page [online] URL: <http://www.definiens-imaging.com>.
- Frauman, E. & Wolff E. (2005). *Segmentation of very high spatial resolution satellite images in urban areas for segments-based classification*. In: Proceedings of the ISPRS WG VII/1 "Human Settlements and Impact Analysis" 3rd International Symposium Remote Sensing and Data Fusion Over Urban Areas (URBAN 2005) and 5th International Symposium Remote Sensing of Urban Areas (URS 2005). Tempe, AZ, USA. March 14 - 16 2005.
- INSEE (2006). *Evaluation des besoins en logements à l'horizon 2010: Groupe de concertation sur l'habitat à l'horizon 2010*, [Online] URL: <http://www.insee.fr>.
- Joerin, F., Thériault, M & Musy, A. (2001). Using GIS and outranking multicriteria analysis for land-use suitability assessment. *International Journal of Geographical Information Science*. 15, 2, p. 153-174.
- Kamagata, N. Akamatsu, Y., Mori, M., Yu Qing, L., Yoshinobu., H. & Keitarou, H. (2005). *Comparison of pixel-based and object-based classifications of high resolution satellite data in urban fringe areas*. In: Proceedings of the 26th Asian Conference on Remote Sensing. Hanoi, Vietnam. 7 - 11 November 2005.
- Lagabrielle E., Metzger, P., Martignac C., Lortic B. & Durieux L. (2007). Les dynamiques d'occupation du sol à la Réunion (1989-2002). *M@ppemonde*, 86, [online] URL: <http://mappemonde.mgm.fr/num14/articles/art07205.html>.
- Lemp, D. & Weidner U. (2005). *Segment-Based Characterization of Roof Surfaces Using Hyperspectral and Laser Scanning Data*. In: Proceedings of the IGARSS 2005 Symposium. Seoul, Korea. July 25-29.
- Liu, Z.J., Wang, J. & Liu, W. P. (2005). *Building Extraction from High Resolution Imagery based on Multi-scale Object Oriented Classification and Probabilistic Hough Transform*. In: Proceedings of the IGARSS 2005 Symposium. Seoul, Korea. July 25-29, 2005, p. 2250-2253.

- Marangoz, A. M., Oruc, M. & Buyuksalih, G. (2004). *Object-oriented image analysis and semantic network for extracting the roads and buildings from IKONOS pan-sharpened images*. In: Proceedings of the ISPRS 2004 Annual Conference, Istanbul, Turkey. July 19-23.
- Martine, G. (2005). *Population/Development/Environment trends in a globalized context: challenges for the 21st century*, International conference on Trends and problems of the world population in the 21st century, Rome, 26-28 may 2005.
- Mittermeier, R. A., Robles Gil, P. Hoffman, M., Pilgrim, J., Brooks, T., Mittermeier G.C., Lamoreux, J., & da Fonseca G. A.B. (2005). *Hotspots revisited : Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions*. CEMEX, Conservation International.
- Moeller, M. S. & Blaschke, T. (2006). *Urban change extraction from high resolution satellite image*, ISPRS Technical Commission II symposium, Vienna, Austria, July 12-14 2006, p. 151-156.
- Moeller, M. S. (2005). *Remote sensing for the monitoring of urban growth patterns*, Proceedings of the ISPRS joint conference: 3rd International Symposium Remote Sensing and Data Fusion Over Urban Areas and 5th International Symposium Remote Sensing of Urban Areas, Tempe, AZ, USA, March 14-16 2005.
- Myers N., Mittermeier R. A., Mittermeier C. G., da Fonseca G. A. B. & Kent J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities, *Nature*, **403**, p. 853-858.
- Shlomo, A., Sheppard, S.-C. & Civco, D.-L. (2005). *The dynamics of global urban expansion*. Washington D. C.: The World Bank, Transport and urban development department.
- Wiki.ualgary.ca, 2006. Wiki page on OBIA, [online] URL: <http://wiki.ualgary.ca/page/OBiA>.
- Puissant, A. & Weber, C. (2002). The utility of Very High Resolution Images to identify urban objects, *Geocarto International*, **17**, 1, p. 31-41.
- Puissant, A. (1998). *Les potentialités de la haute et la très haute résolution spatiale pour l'étude du milieu urbain*, Master Thesis, University Louis Pasteur, Strasbourg.
- Thomas, N., Hendrix, C. & Congalton, R. G. (2003). *A comparison of urban mapping methods using high-resolution digital imagery*, Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, **69**, 9, p. 963-972.
- United Nations (2005). *World Population Prospects: the 2004 Revision*. Department of Economic and Social Affairs. New York: Population Division (United Nations).
- Van der Merwel, J. (1997). GIS-aided land evaluation and decision-making for regulating urban expansion: A South African case study. *GeoJournal*, **43**, p. 135-151.
- Wilson E. H., Hurd J. D., Civco D. L., Prisloe M. P. & Arnold C. (2003). *Development of a geospatial model to quantify, describe and map urban growth*, Remote Sensing of Environment, **86**, p. 275-285.

Chapitre 5

Une introduction à la planification systémique de la conservation de la biodiversité à l'île de la Réunion (Océan Indien)

An introduction to Systematic Conservation Planning in Réunion Island (Indian Ocean)

Note introductive.

Dans les *Chapitres 2, 3 et 4* nous avons montré l'ampleur des dynamiques spatiales à l'île de la Réunion et nous avons proposé des méthodes pour leur suivi par télédétection ainsi que des pistes pour leur gestion. Dans ce *Chapitre 5* nous abordons plus particulièrement la planification de la conservation de la biodiversité en posant l'hypothèse qu'elle intervient a) dans un contexte territorial dynamique qui menace la pérennité de la diversité biologique, b) avec des moyens humains, techniques et financiers limités qu'il faut optimiser. Ce chapitre propose une synthèse méthodologique sur les méthodes de planification de la conservation. Cette rétrospective historique nous amène jusqu'à la méthode qui constitue la colonne vertébrale initiale de ce travail de recherche: le *Systematic Conservation Planning (SCP)*. Nous exposons les premiers résultats d'une application du *SCP* à l'île de la Réunion. Ces résultats sont détaillés dans les *Chapitres 6 et 7*. Enfin, nous posons un regard critique sur le *SCP* et nous identifions des axes de recherche pour promouvoir une meilleure articulation entre la planification de la conservation et l'aménagement du territoire. L'intégration des acteurs de l'aménagement tout au long du processus de planification de la conservation, y compris dans la phase de modélisation, est ainsi identifiée comme un axe de recherche à développer (*Chapitre 8*). Le présent chapitre a été accepté pour publication par la *Revue Internationale de Géomatique*.

Une introduction à la planification systémique de la conservation de la biodiversité à l'île de la Réunion (Océan Indien)

An introduction to Systematic Conservation Planning in Réunion Island (Indian Ocean)

Accepté/Accepted: (2007-08) Revue Internationale de Géomatique, Numéro spécial "Modélisation des Interactions Nature-Société", Editions Hermès, Paris.

Erwann Lagabrielle¹, Thomas Le Bourgeois¹, Laurent Durieux², Marc Robin³, Dominique Strasberg¹

¹ UMR 53 PVBMT, Cirad-Université de La Réunion
Pôle de Protection des Plantes - 7 chemin de l'Irat 97410 Saint-Pierre, France
erwann.lagabrielle@cirad.fr

² Joint Research Centre of the European Union commission
Via E. Fermi 1, I-21020 Ispra Italy

³ Université de Nantes-Geolittomer, UMR 6554 LETG
FLSH, BP 81227, 44312 Nantes Cedex

Résumé.

Dans un contexte d'érosion globale de la biodiversité mondiale, la planification de la conservation vise à identifier des aires prioritaires pour les actions de conservation in situ. Cet article propose une synthèse historique et méthodologique de la planification de la conservation depuis les approches ad hoc jusqu'au Systematic Conservation Planning (SCP). Le SCP a pour objectif de définir explicitement un réseau d'aires protégées optimal et durable. Une application du SCP à l'île de La Réunion illustre la mise en œuvre de cette méthode en milieu insulaire. L'intérêt et les limites de cette approche et l'apport spécifique des outils de la géomatique et de la modélisation spatiale sont ensuite évalués et discutés.

Abstract.

While the erosion of biodiversity increases dramatically, conservation planning techniques have been put forward as a solution for identifying priority areas for in situ conservation. This paper provides a short review of conservation planning history and methods, ranging from ad hoc approaches to Systematic Conservation Planning (SCP). SCP is aimed at defining explicitly an optimal and sustainable protected areas network. This approach is illustrated through the case study of Reunion Island (Indian Ocean). The advantages and limitations of this method and the specific contribution of GIS and spatial modelling tools are specifically evaluated and discussed.

Mots-clés. Planification systémique de la conservation, Biodiversité, Système d'Informations Géographiques, Modèle d'optimisation, Île de la Réunion.

Keywords. Systematic Conservation Planning, Biodiversity, Geographic Information System, Optimization modelling, Réunion island.

1. Introduction

Partant du constat que les pressions sur la biodiversité ne montrent aucun fléchissement et que les ressources allouées aux actions de conservation sont limitées, la planification de la conservation a pour objectif de définir des aires prioritaires dans l'espace géographique pour mettre en œuvre les actions de conservation *in situ* (Driver *et al.*, 2003). La conservation *in situ* est un moyen de garantir la transmission intergénérationnelle du patrimoine biologique mondial (Convention sur la diversité biologique, 1992). La conservation de la biodiversité *in situ* intègre toute action, tout mode de gestion garantissant la persistance des entités de biodiversité et la pérennité des processus écologiques et évolutifs dont ces entités dépendent (Cowling *et al.*, 1999, Rouget *et al.*, 2003).

Historiquement, la sélection des aires à conserver a été décidée sur la base de critères *ad hoc* peu explicites d'ordre esthétique, culturel ou religieux tout en privilégiant *de facto* l'implantation des aires protégées dans des espaces à faible enjeu de développement socio-économique. Cette approche basée sur l'opportunité plutôt que sur un choix réellement rationnel a entraîné la création de territoires de conservation non durables écologiquement et peu représentatifs de la diversité biologique globale (Margules et Pressey, 2000). Cette situation a conduit à la recherche de méthodes spatiales de planification des investissements pour la conservation dans l'espace géographique.

La planification de la conservation de la biodiversité mobilise, entre autres, des concepts et des théories de l'écologie et de la géographie (Burel et Baudry, 2000, Primack, 1995), pour élaborer des méthodes et des outils de ciblage spatial des actions de conservation. L'espace géographique constitue ici un dénominateur commun aux différents champs disciplinaires mobilisés. Les modèles à composante spatiale et plus généralement la géomatique, sont ici au centre du dispositif méthodologique, afin de synthétiser et d'analyser un corpus d'informations multi-thématiques (Pressey, 2004, Sarkar et Margules, 2002).

Cet article propose une courte revue historique et conceptuelle des approches de la planification de la conservation depuis la planification *ad hoc* jusqu'au récent *Systematic Conservation Planning*. Les grandes étapes de construction d'un plan de conservation selon l'approche *Systematic Conservation Planning* sont ensuite exposées en détail, illustrées par les premiers résultats d'une application à l'île de La Réunion. L'intérêt et les limites de la méthode ainsi que les apports des outils de modélisation spatiale sont ensuite évalués et discutés.

2. De l'opportunisme local aux approches systémiques globales

Les concepts et les techniques de la planification de la conservation ont considérablement évolué depuis la création du premier Parc National en 1872 (Yellowstone, USA). Jusqu'au milieu du 20^{ème} siècle, le choix du site d'implantation des zones de conservation et la délimitation de leurs frontières étaient généralement régis par des processus de décision *ad hoc* et non explicites (Pressey, 1994, Margules et Pressey, 2000). La création des aires de conservation est ainsi intervenue principalement dans des espaces soumis à de très faibles pressions anthropiques. Concrètement, la majorité des aires conservées se trouve ainsi située dans des zones montagneuses ou humides, soumises à de faibles aléas de destruction d'origine anthropique et constituant des enjeux secondaires de développement territorial. Par conséquent, ces aires de conservation sont insuffisamment représentatives de l'ensemble de la diversité biologique et leur pérennité écologique n'est pas garantie car elles n'intègrent pas l'ensemble des processus écologiques et évolutifs nécessaires à la persistance des écosystèmes (Margules *et al.*, 2000).

Depuis les années 1970, dans un contexte de prise de conscience d'une accélération du rythme de disparition des espèces et de destruction des habitats écologiques, des méthodes de ciblage géographique et de dimensionnement spatial des aires de conservation sont élaborées. Fruit de réflexions pragmatiques et théoriques, ces méthodes ont largement recours aux modèles et aux systèmes d'informations géographiques. Parmi ces méthodes, nous pouvons citer la *Gap Analysis* (Scott *et al.*, 1993, Jennings, 2000) développée aux Etats-Unis à la fin des années 1980. Cette méthode vise à identifier les mailles défectueuses du « filet géographique de la conservation » (Grenier, 2000) en comparant, par superposition, le réseau d'aires protégées existant et les enjeux de conservation évalués selon un score se référant généralement à un degré de rareté, de diversité ou à la présence de certaines espèces. Toutefois, ce type d'approche de la planification reste surtout centré sur le

fonctionnement écologique des espèces et des écosystèmes à conserver, sans tenir compte explicitement des interactions avec les dynamiques sociales et économiques dans l'espace géographique.

Afin de réconcilier les paradigmes de l'écologie et du développement dans une optique de durabilité écologique, sociale et économique, la méthode du *Systematic Conservation Planning (SCP)* (Margules et Pressey, 2000, Pressey, 1999, Pressey *et al.*, 1993) propose un cadre conceptuel robuste pour une approche systémique de la planification de la conservation. Cette méthode a été initiée au début des années 1990 en Australie puis appliquée et améliorée en Afrique du Sud (Cowling *et al.*, 2003ab, Balmford, 2003). Actuellement, elle fait l'objet d'applications dans le monde entier, à des échelles nationales, régionales et locales, tant sur le domaine continental que marin.

L'objectif du SCP est de définir un système d'aires de conservation représentatif de la biodiversité d'une région et garant de sa pérennité à un coût minimal. Il s'agit donc d'intégrer des informations sur les enjeux de conservation et leur vulnérabilité, le système d'aires de conservation existant, ainsi que les interactions actuelles et futures entre les systèmes écologiques et anthropiques. Les outils de la géomatique et plus largement de la modélisation spatiale sont mobilisés pour synthétiser et analyser cette information géographique abondante, multi-thématique, multi-source et multi-scalaire. Ces outils permettent ainsi d'intégrer et d'analyser un large faisceau de connaissances interdisciplinaires sur le fonctionnement des écosystèmes et des sociosystèmes dans le référentiel commun que constitue l'espace géographique dans le SIG.

L'intérêt du *Systematic Conservation Planning* est de proposer un processus de conservation explicite, pouvant faire l'objet d'une démarche concertée à même de favoriser la mise en œuvre du plan de conservation (Balmford, 2003). Les derniers développements du Systematic Conservation Planning abordent une phase que Cowling nomme la « planification pour l'implémentation » (Cowling, 2005). Cette approche stratégique complémentaire vise à développer la participation des acteurs sociaux pour élaborer le plan de conservation (Knight *et al.*, 2006).

3. Les phases génériques d'élaboration d'un plan de conservation de la biodiversité selon la démarche *Systematic Conservation Planning*

Ayant replacé le SCP dans son contexte historique et contemporain, nous en présentons ici les grandes articulations méthodologiques. L'approche SCP peut ainsi se décomposer en 3 étapes : 1) la phase d'évaluation (enjeux, vulnérabilité et aléas), 2) la phase de définition des priorités de conservation et 3) la phase de mise en œuvre du plan de conservation.

3.1. Evaluation des enjeux

Pour évaluer les enjeux de conservation, nous ne disposons pas d'un inventaire exhaustif du monde vivant pour tous les lieux et à toutes les échelles. Il est donc impératif de construire des indicateurs de biodiversité (Sarkar et Margules, 2002). Il s'agit généralement de la richesse spécifique, d'assemblages d'espèces, d'unités de paysage voire plus largement de zones de diversité du vivant. Ces indicateurs d'ordre 1 peuvent être mobilisés simultanément. Les indicateurs d'ordre 2 sont les estimateurs de ces paramètres : il s'agit généralement de la composition spécifique, de la composition de taxons supérieurs ou de la composition de groupes d'espèces (oiseaux, plantes, etc.). Ces estimateurs sont généralement ponctuels, non exhaustifs et leur distribution spatiale présente d'importants biais. D'autres indicateurs d'ordre 2 sont donc élaborés à partir des composantes environnementales (généralement la température, la pluviométrie et la pédologie) et des types de végétation.

Plus récemment, l'évaluation des enjeux liés à la biodiversité s'est doublée d'une évaluation des services rendus par les écosystèmes (Daily *et al.*, 2000). Généralement ces services sont traduits en termes monétaires, ce qui n'est pas sans éveiller un questionnement éthique sur l'attribution d'une valeur à la nature. D'autres considérations d'ordre socio-culturel telles que la qualité du paysage peuvent également intégrer le champ des enjeux de conservation. Même si elles concourent à un renouvellement de l'appréciation des enjeux de conservation, ces enjeux constituent généralement des

adjuvants au plan de conservation qui reste principalement centré sur des considérations purement écologiques.

3.2. Evaluation de la vulnérabilité écologique

La vulnérabilité est la sensibilité des enjeux à l'aléa. L'évaluation de la vulnérabilité des entités écologiques implique une connaissance des seuils minimaux qui garantissent la viabilité des entités considérées. Pour une espèce, un groupe d'espèces voire un écosystème on cherche généralement à estimer une population, une aire ou une structure minimale viable (Rouget *et al.*, 2003).

Garants de la persistance et de la résilience des écosystèmes, les processus ont été introduits très récemment dans la démarche SCP (Rouget *et al.*, 2003). Ils intègrent: 1) les processus écologiques (flux de matières et cycle de vie) et 2) les processus évolutifs (spéciation en particulier). Leur cartographie a été développée et appliquée en Afrique du Sud dans le cadre du plan de conservation de la région du Cap en Afrique du Sud (Younge et Fowkes, 2003). Les principales composantes cartographiées sont des gradients (pluviométrie, température, etc.), des zones de contact entre milieux (écotone) et des corridors écologiques.

3.3. Evaluation des aléas

L'aléa est l'élément à l'origine de la transformation des entités de biodiversité qui constituent l'enjeu. Il n'existe donc que relativement à l'existence d'un enjeu lui-même plus ou moins vulnérable. L'évaluation de l'aléa repose sur une estimation de son impact (intensité), de sa localisation, de sa cinétique et de sa probabilité d'occurrence. La réalisation de l'aléa conduit à la destruction des entités de biodiversité directement (par conversion de l'espace) ou indirectement (par destruction des composantes spatiales qui garantissent leur pérennité) ou à leur transformation (en altérant leur fonctionnement auto-écologique). Les principaux aléas d'origine anthropique sur la biodiversité sont l'urbanisation, l'agriculture, les espèces envahissantes, les usages non durables de la biodiversité (fréquentation, prélèvements) et le changement climatique global. Les aléas d'origine naturelle peuvent être pris en compte également (inondations, coulées volcaniques, cyclones...). La réalisation d'analyses spatiales (*via* un SIG) et la construction de modèles prédictifs à composante spatiale permettent d'évaluer les aléas sur les enjeux de conservation (Rouget *et al.*, 2004).

3.4. Identification des aires prioritaires pour la conservation

Les principes généraux qui guident l'ordonnancement des priorités de conservation dans le cadre du *Systematic Conservation Planning* sont:

- la *représentativité* de l'aire de conservation par rapport à l'enjeu de conservation, qui pose une contrainte d'intégration maximale de la diversité du vivant dans un système spatial d'aires de conservation,
- la *persistance* qui impose d'établir un système d'aires protégées intégrant les processus écologiques et évolutifs et,
- l'*efficacité* du processus d'implémentation du système d'aires de conservation qui pose la contrainte d'établir ce système au moindre coût (ce coût pouvant être envisagé d'un point de vue économique ou social).

La mise en œuvre du *Systematic Conservation Planning* implique une explicitation du processus de planification. Dans ce cadre, la définition d'objectifs quantitatifs de conservation permet d'explicitier les cibles du plan de conservation et d'éviter la préséance d'un processus de planification « à vue ». Il existe différentes méthodes scientifiques pour fixer ces objectifs: selon la richesse spécifique, selon des indices normalisés de diversité voire selon des courbes aire/espèce (Balmford, 2003, Desmet et Cowling, 2004). La combinaison de ces méthodes à un processus de concertation reste une voie relativement peu explorée.

Des outils d'aide à la décision basés sur des algorithmes d'optimisation spatiale ont été développés pour aider à définir des réseaux d'aires protégées sur une portion de l'espace géographique, selon les principes énoncés précédemment (Possingham *et al.*, 2000). Ces outils permettent d'analyser simultanément un grand nombre de variables et de traiter de grands volumes d'informations pour identifier un réseau d'aires de conservation optimisé. Le recours à ces modèles d'optimisation permet

de limiter les biais dans la définition des priorités de conservation. Ces biais peuvent être induits par une focalisation des actions de conservation sur des espèces et des groupes d'espèces ou des espaces spécifiques (Cowling, 2003b), ou alors par certains lobby qui cherchent à imposer une « migration » des aires de conservation vers des espaces à faible enjeu de développement socio-économique, à l'encontre de toute considération écologique.

Parmi les nombreux logiciels d'aide à la décision intégrant des algorithmes d'optimisation spécialement dédiés à la planification de la conservation, les deux principaux sont C-PLAN (Anonyme, 1999) et MARXAN-CLUZ (Ballet Possingham, 2000, Smith, 2004). Ces deux logiciels fonctionnent selon un couplage entre un environnement spatial et un algorithme d'optimisation.

3.5. Mise en œuvre et suivi du plan de conservation

La phase de mise en œuvre du plan de conservation intègre toutes les actions visant à conserver effectivement la biodiversité sur les aires prioritaires identifiées précédemment. Ces actions se déclinent suivant un gradient d'intensité allant de la conservation intégrale jusqu'au déploiement de modes de gestion intégrés aux activités anthropiques (agricoles en particulier) et assurant la pérennité des entités de biodiversité et des processus écologiques et évolutifs.

Il existe actuellement une « crise de l'implémentation » : seuls 10 % des plans de conservation ayant fait l'objet de publication ont été effectivement mis en œuvre (Younge et Fowkes, 2003). Cette crise trouve ses racines dans le manque de réalisme de certains plans de conservation (pas de prise en compte des interactions entre nature et société ou du contexte socio-politique encadrant la décision), dans la faiblesse des moyens économiques et humains dédiés à cette phase et/ou dans l'absence d'objectifs de conservation clairement définis. Englobant l'ensemble de ces facteurs, la carence de participation des acteurs locaux à la définition du plan de conservation semble aujourd'hui être un élément explicatif récurrent de cette « crise ». Cowling (2005) reconnaît cette lacune. Il résume ces considérations en affirmant que si l'objectif final de la biologie de la conservation est de favoriser la conservation dans le monde « réel », alors cette approche doit reconnaître son encapsulation dans le champ des sciences sociales pour analyser et mettre au point des mécanismes collectifs de planification. Nous le verrons en discussion, la mise au point d'une approche participative du SCP implique de replacer le processus de planification de la conservation dans un contexte social et territorial.

4. Planification systémique de la biodiversité : application à l'île de La Réunion

4.1. Contexte et objectifs

L'île de La Réunion (2512 km²), appartient à l'un des 34 « hot spots » mondiaux de biodiversité (Mittermeier *et al.*, 2005). La végétation indigène, caractérisée par un fort taux d'endémisme, couvre encore 39.8 % de la surface de l'île (soit 994 km²), ce qui est remarquable pour cette île de l'archipel des Mascareignes (les habitats indigènes de Maurice et Rodrigues ayant été presque intégralement transformés). Suite à la création récente d'un Parc National, 42.6 % de la surface de l'île (soit 1071 km²) fait l'objet d'une protection statutaire (UICN, 1994) (Tableau 1). La majorité des espaces protégés sont situés au-dessus de 1000 m d'altitude (Strasberg *et al.*, 2005) (Figure 1).

Catégorie UICN	Catégorie d'aires protégées	Surface en km ² (% de la surface totale)	
I	Réserve biologique forestière intégrale	277,9	(11,1 %)
II	Zone centrale du Parc National (dont cœur cultivé et habité)	1048,3	(41,7 %)
IV	Réserve naturelle	37,5	(1,5 %)
	Arrêté de protection de biotope	19,5	(0,8 %)
	Réserve biologique domaniale	75,8	(3,0 %)
	Site du Conservatoire du Littoral	8,1	(0,3 %)
Toutes catégories confondues		1071,1	(42,6 %)

Tableau 1. Surface et statut des aires protégées à La Réunion (source: Mission Parc National de La Réunion, UICN, 1994).

Compte tenu de leur faible surface et de leur isolement, les écosystèmes insulaires océaniques, sont plus vulnérables aux perturbations d'origine anthropique (Simberloff, 1995, Mac Arthur, 1967). A la Réunion la biodiversité est ainsi soumise à de fortes pressions, corollaires d'une croissance rapide des espaces urbains et agricoles vers les Hauts de l'île (Lagabrielle *et al.*, 2007) et d'une carence de maîtrise des usages de la biodiversité *in situ* (Strasberg *et al.*, 2005). Les dynamiques spatiales extrêmement rapides (+156 % de tâche urbaine entre 1989 et 2002) sont liées à une forte croissance démographique et économique. Ainsi, la végétation des Bas de l'île a été presque intégralement transformée, à l'exception des zones de forte pente et des ravines encaissées impropres aux activités humaines. Parallèlement, une centaine d'espèces végétales considérées comme très envahissantes exercent une forte pression de transformation sur les milieux (Baret *et al.*, 2006).

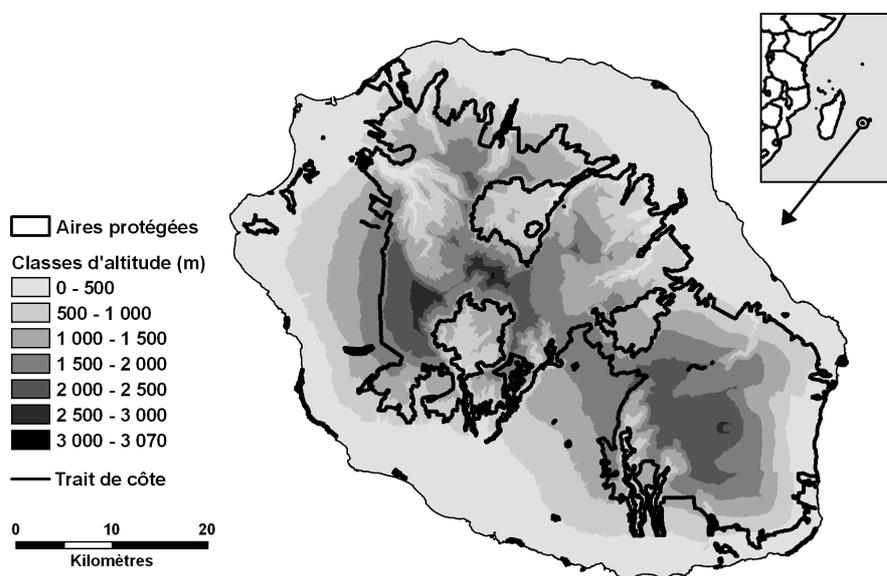


Figure 1. Distribution spatiale des aires protégées et étages altitudinaux à l'île de la Réunion (sources : BD Topo 1997 © IGN, Parc National de La Réunion)

L'objectif de l'application du Systematic Conservation Planning à l'île de la Réunion est d'identifier des aires prioritaires pour la conservation de la biodiversité. Le plan porte sur l'ensemble de l'espace géographique réunionnais, c'est-à-dire sur le réseau d'aires protégées existant et sur les espaces hors réserve situés dans le domaine foncier privé et public. Les priorités de conservation intègrent les habitats, les espèces et les composantes spatiales des processus écologiques et évolutifs dont ils dépendent. L'optimisation du système spatiale d'aires prioritaires se fait sur des critères de durabilité écologique et des critères socio-économiques d'efficience et d'évitement des zones de fort aléa anthropique. L'ensemble est guidé par des cibles de conservation définies quantitativement pour chaque entité de biodiversité, dans la limite des données disponibles. La définition et l'évaluation de chacun de ces éléments a fait l'objet d'une expertise collégiale avec une dizaine de spécialistes d'horizons disciplinaires variés (écologie, géographie, droit de l'environnement, agronomie). Les premiers résultats présentés ici constituent des guides pour orienter la gestion de la biodiversité à La Réunion.

Ce travail de recherche appliquée, interdisciplinaire et interinstitutionnelle, a vocation à s'intégrer dans le cadre d'une réflexion globale sur l'aménagement et la gestion durable de l'espace réunionnais, concomitante de la révision du Schéma d'Aménagement Régional (SAR), des Schémas de Cohérence Territoriale (SCOT) et des Plans Locaux d'Urbanisme (PLU) et de la mise en place du Parc National de La Réunion. La légitimité du projet tient à son appropriation par les décideurs et les acteurs réunionnais de la conservation et de l'aménagement, la mission de création du Parc National et la Commission Scientifique Régionale du Patrimoine Naturel (CSRPN), l'Office National des Forêts, le Conseil Régional, le Conseil Général, la DIREN ainsi que différentes associations.

4.2. Données et méthodes

4.2.1. Informations géographiques sur la biodiversité

La cartographie des Grandes Unités d'Habitats écologiques (GUH) de l'île de La Réunion constitue l'information de base pour l'élaboration du plan de conservation régional. Cette carte de synthèse, élaborée spécifiquement pour les besoins de cette étude, couvre l'ensemble du territoire (2512 km²) à l'échelle du 1/50 000. Elle est composée d'une nomenclature en 44 classes d'habitats (incluant les habitats transformés de type urbain et agricole). Une cartographie des GUH avant l'arrivée de l'Homme (au 17^{ème} siècle) a également été utilisée afin d'évaluer la distribution initiale des GUH. Ces cartes ont été construites à partir d'observations de terrain, d'analyses spatiales, de photo-interprétation d'images aériennes ou satellitaires et de données altimétriques, pédologiques et pluviométriques (Strasberg *et al.*, 2005, Cadet, 1977) (Tableau 2).

Grandes Unités d'Habitat	Aire actuelle (en hectares)	Aire initiale (en hectares)	Transformation (en % de l'aire initiale)
Fourrés éricoides de montagne	938	2158	57
Fourrés humides de montagne à Pandanus	4078	4078	0
Prairie subalpine	297	297	0
Végétation éricoïde subalpine	15262	15859	4
Végétation buissonnante subalpine sur lapillis	802	802	0
Forêt à Acacia heterophylla	5012	10461	52
Forêt humide de montagne sous le vent	8906	15940	44
Forêt humide de moyenne montagne sous le vent	3497	18485	81
Fourrés humides à Pandanus	1983	2929	32
Forêt humide de montagne au vent	22049	25944	15
Végétation littorale	312	1438	78
Coulées de lave récentes	9518	9720	2
Forêt humide de basse altitude	7521	49200	85
Végétation arbustive de basse altitude	481	18672	97
Forêt semi-sèche	3511	48669	93
Fourrés subalpins à Sophora	211	1191	82
Forêt mésophile de moyenne altitude	3370	6148	45
Zones humides	737	837	12
Forêt humide de moyenne montagne au vent	10767	17399	38
Ravine	8616	-	-
Reliquats de forêt humide de montagne sous le vent	1850	-	-
Reliquats de forêt humide de moyenne montagne sous le vent	751	-	-
Reliquats de forêt humide de basse altitude	4299	-	-
Reliquats de fourrés humides à Pandanus	253	-	-
Reliquats de savane	591	-	-
Reliquats de forêt semi-sèche	8697	-	-
Reliquats de forêt mésophile de moyenne altitude	1393	-	-
Reliquats de forêt humide de montagne au vent	877	-	-
Reliquats de forêt humide de moyenne montagne au vent	4080	-	-
Agriculture (divers)	5493	-	-
Canne	27945	-	-
Pâturage	8511	-	-
Forêt de camphrier	244	-	-
Forêt de Cryptomeria	2033	-	-
Forêt cultivée d'Acacia heterophylla	1939	-	-
Forêt humide de basse altitude cultivée	226	-	-
Forêt de filaos, eucalyptus et autres essences exotiques	1171	-	-
Forêt (indéterminé)	38523	-	-
Savane totalement secondarisée	4801	-	-
Urbain (faible densité)	5412	-	-
Urbain (moyenne densité)	13894	-	-
Urbain (Forte densité)	5351	-	-
Sols nus	4025	-	-

Tableau 2. Surface actuelle et initiale des Grandes Unités d'Habitat à l'île de la Réunion (complété d'après Strasberg et al., 2005).

La couche d'information géographique sur les GUH a été construite en combinant des informations 1) sur les habitats non transformés (pour plus de détails se référer à Strasberg *et al.*, 2005), 2) sur l'occupation du sol issue de traitements d'images Spot 5 ou de photo-interprétation (BD Topo de l'IGN et cartographie de la tache urbaine réalisée par l'AGORAH) et 3) des relevés et des connaissances de terrain. Quatre niveaux de transformation, définis d'après Driver *et al.* (2003), ont été distingués : 1- Indigène intact ou peu envahi, 2- Indigène moyennement à très envahi, 3- Transformé restaurable et 4- Irréversiblement transformé (les zones urbaines et agricoles) (Figure 2).

Les données sur la distribution spatiale de 17 espèces animales et 8 espèces végétales ont également été intégrées au plan de conservation. Ces informations ont été collectées auprès d'institutions (Conservatoire Botanique National de Mascarin), d'associations naturalistes (SREPEN, SEOR, ANP) et de naturalistes (J. Dupont, J.-M. Probst). Les espèces ont été sélectionnées en fonction de leur statut dans la Liste Rouge des Espèces Menacées (UICN). Nous avons privilégié l'intégration d'espèces situées dans les GUH transformées, ceci afin de compléter les informations sur la biodiversité à l'extérieur des habitats indigènes (Cowling *et al.*, 2003a).

Afin d'intégrer les processus écologiques et évolutifs nous avons développé une approche conceptuelle et cartographique visant à identifier les composantes spatiales auxquelles ils sont associés. Cinq types de composantes spatiales ont ainsi été cartographiées : les ravines, les écotones entre macrohabitats terrestres, les gradients altitudinaux, les interfaces entre grandes unités topographiques et l'interface côtière. A partir de ces informations, un réseau de 23 corridors écologiques à grande échelle a été défini (Figure 3).

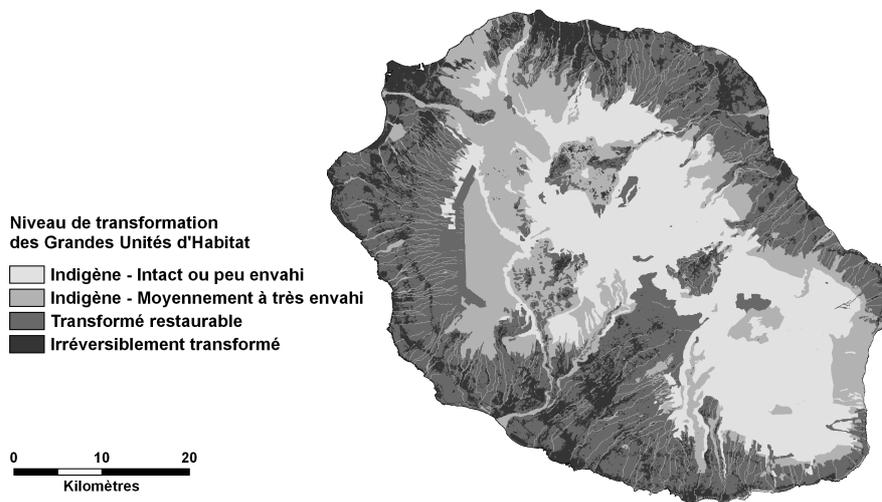


Figure 2. Niveaux de transformation des Grandes Unités d'Habitats de la Réunion.

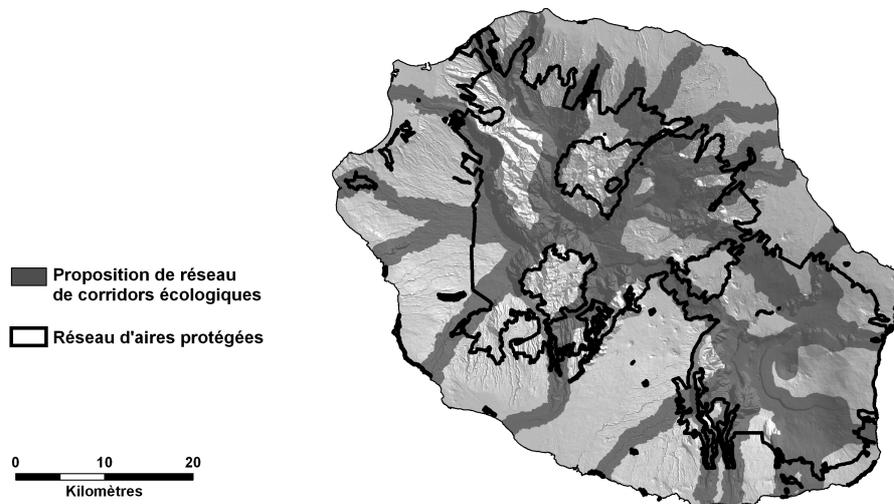


Figure 3. Proposition d'un réseau de corridors écologiques à grande échelle et surperposition au réseau d'aires protégées existant.

4.2.2. Unités Spatiales de Planification

L'espace a été partitionné en Unités Spatiales de Planification (USP). Ce partitionnement permet de disposer d'une unité spatiale commune à tous les plans d'information. L'ensemble des informations spatiales sur la biodiversité et sur le territoire a ainsi été redistribué dans ces entités spatiales en utilisant une fonction d'agrégation matricielle. Pour cette application, nous avons utilisé une maille hexagonale (choisie pour ses propriétés topologiques) de 200 m de rayon qui correspond à une échelle d'utilisation au 1/50 000. Ce pavage géographique a été intersecté avec les limites des réserves existantes (Tableau 1), des communes et des composantes spatiales des processus de la biodiversité

(Figure 4). L'intégration de limites administrative facilite la compatibilité opérationnelle du plan (Cowling *et al.*, 2003b).

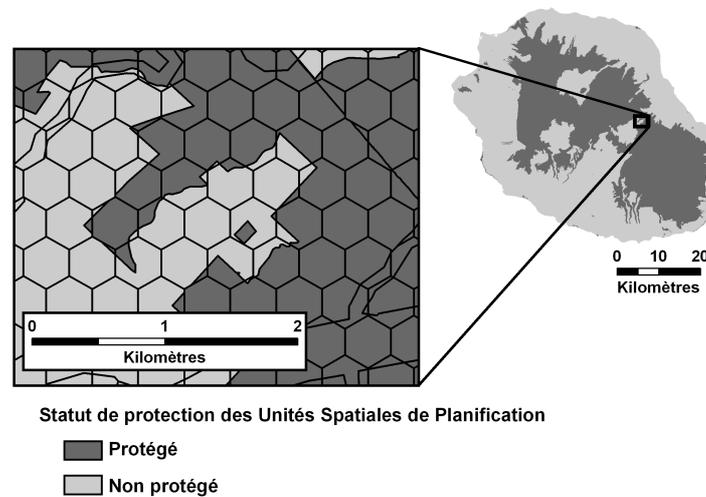


Figure 4. Partitionnement de l'espace en Unités Spatiales de Planification de forme hexagonale ($r=200m$) intersectées avec les limites des communes, des zones protégées et des composantes spatiales des processus écologiques et évolutifs.

4.2.3. Définition des cibles de conservation

Des cibles surfaciques de conservation ont été définies pour chaque GUH selon un pourcentage fixe de leur surface initiale (avant la colonisation de l'île). Cette méthode permet de s'abstraire des biais induits par l'utilisation de la distribution présente des habitats indigènes, celle-ci ayant été inégalement affectée par les activités humaines. Le pourcentage de chaque cible a été défini en fonction de critères d'hétérogénéité environnementale (altitude, pluviométrie, pente, relief local et type de sol), de richesse spécifique et de niveau d'endémisme. Les cibles pour les habitats varient de 24 à 45 % de leur surface initiale. Pour les habitats côtiers et les coulées de lave, l'objectif a été réhaussé à 100 % de leur surface actuelle.

Les cibles pour les espèces ont été traduites en pourcentage d'occurrence et de surface de distribution. Ces cibles varient de 40 à 100 % en fonction du statut des espèces dans la Liste Rouge des Espèces Menacées. Les cibles pour les processus écologiques et évolutifs ont été fixées à 100 % de leur surface actuelle. La définition de ces cibles de conservation a fait l'objet de concertations avec les experts de la biodiversité réunionnaise.

4.2.4. Calcul de l'irremplacabilité des USP

L'irremplacabilité d'une Unité Spatiale de Planification peut se définir simplement comme étant sa contribution à l'atteinte des cibles de conservation dans un système d'USP (Ferrier, 2000). La valeur d'irremplacabilité a été calculée à l'aide du logiciel Marxan (Ball, 2000) et de son interface Cluz (Smith, 2004) dans ArcView 3.2 (ESRI). Ce logiciel propose une optimisation d'un système spatial d'USP qui est fondée sur l'atteinte des cibles de conservation et la minimisation du coût global de ce système. A chaque entité de biodiversité sont ainsi assignés un objectif quantitatif de conservation et un coût de perte. Par ailleurs, à chaque Unité Spatiale de Planification, lui est associé un coût surfacique et un coût de frontière (ce coût de frontière étant nul entre USP contribuant à atteindre les objectifs de conservation). L'algorithme calcule alors, par approximation itérative, une configuration spatiale qui minimise le coût global. Ce coût global correspond à la différence entre les objectifs (atteinte plus ou moins partielle de l'objectif de départ) et les contraintes (coût de surface, de frontière, de perte d'entités de biodiversité).

La formulation mathématique de ce processus peut être exposée de la façon suivante (Possingham, 2000) : On cherche globalement à minimiser une fonction [1] sous contraintes multiples [2]:

$$\sum_{i=1}^M c_i x_i + BLM \left(\sum_{i=1}^M x_i l_i - 0.5 \sum_{i=1}^M x_i \sum_{k=1}^M x_k b_{ik} \right) \quad [1]$$

$$\sum_{i=1}^M a_{ij} x_i \geq t_j \sum_{i=1}^M a_{ij} \text{ for all } j = 1..N, \quad [2]$$

$$x_i \in 0,1 \text{ pour tout } i=1 \dots M$$

$$\text{Pour tout } j = 1 \dots N$$

[1] est la fonction d'objectif à minimiser où x_i sont des variables de contrôle telles que si $x_i=1$ alors le site i est sélectionné pour le système d'aires de conservation et si $x_i=0$ alors le site i n'est pas sélectionné. c_i est le « coût » du site i . l_i est la frontière (ou périmètre) du site i , b_{ik} est la frontière commune aux sites i et k . BLM est le *Boundary Length Modifier*, une variable qui contrôle le poids attribué à l_i relativement au coût c_i du site i . La fonction [1] est soumise à un ensemble de contraintes [2] visant à s'assurer que les cibles de conservation sont atteintes où a_{ij} est l'abondance de l'entité cible de biodiversité de type j dans le site i et t_j la fraction correspondante de la cible globale pour ce type d'entité. Il y a N différents types de cibles répartis à travers M différents sites.

Ce processus d'optimisation est implémenté dans Marxan sous la forme d'un algorithme itératif de type Simulated Annealing (Kirkpatrick *et al.*, 1983). Il s'agit d'une méthode probabiliste de recherche de l'optimum global du couple ([1], [2]) dans un large espace de paramètres. Marxan procède par itérations au cours de *runs* successifs afin de tester plusieurs configurations spatiales. En sortie du modèle, Marxan propose une cartographie de la configuration spatiale les plus probablement optimale du réseau d'USP en fonction de [1] et [2]. Parallèlement, Marxan calcule la fréquence de sélection des USP au cours des *runs*; ce qui constitue en fait une évaluation de la valeur d'irremplaçabilité de chaque USP (plus cette valeur est grande, plus l'USP est contributaire au réseau optimal).

Dans le cadre de cette application expérimentale à l'île de La Réunion, le coût des unités de planification est supposé homogène sur l'ensemble du territoire (1 unité de surface = 1 unité de coût), de même que le coût des frontières (1 unité de longueur = 1 unité de coût). Pour cette application, le nombre d'itérations de l'algorithme a été fixé à 1 million et le nombre de *runs* à 100.

4.3. Résultats et perspectives

4.3.1. Distribution spatiale des scores d'irremplaçabilité

Les USP à forte irremplaçabilité (score >80 avec un maximum de 100) sont bien intégrées dans le réseau d'aires protégées constitué principalement du Parc National (Figure 5c). Cette grande aire protégée située dans les Hauts de l'île contient également des espaces de moindre irremplaçabilité. A l'inverse, des USP situées sur la frange basse de l'île, contribuent fortement à l'atteinte des objectifs de conservation en dehors des aires protégées actuelles.

L'analyse de superposition des cartes d'irremplaçabilité montre que les espèces et les processus écologiques et évolutifs concourent à une augmentation de la contribution des USP situées sur la frange basse de l'île (Figures 5a et 5b). Ainsi, certains espaces agricoles sont fortement irremplaçables car ils sont le support d'espèces à fort enjeu de conservation ou de processus écologiques et évolutifs.

4.3.2. Implications pour la gestion de la biodiversité à La Réunion

Cette étude contribue à la construction d'une vision stratégique pour orienter la conservation de la biodiversité à l'île de La Réunion. Le réseau actuel d'aires protégées répond globalement aux priorités de conservation pour les habitats, mais de façon moindre pour les processus et les espèces situées sur la frange basse de l'île. Les dynamiques spatiales dans ces

espaces laissent présager d'une disparition rapide de la biodiversité et des processus associés. Ces résultats soulignent donc l'urgence de mettre en oeuvre une gestion globale de la biodiversité à l'intérieur et à l'extérieur de l'actuel Parc National, dans les paysages agricoles et le long des corridors écologiques associés aux principales ravines. Un des enjeux cruciaux de cette gestion est de maintenir une connectivité entre les écosystèmes marins et terrestres dans un contexte territorial très dynamique.

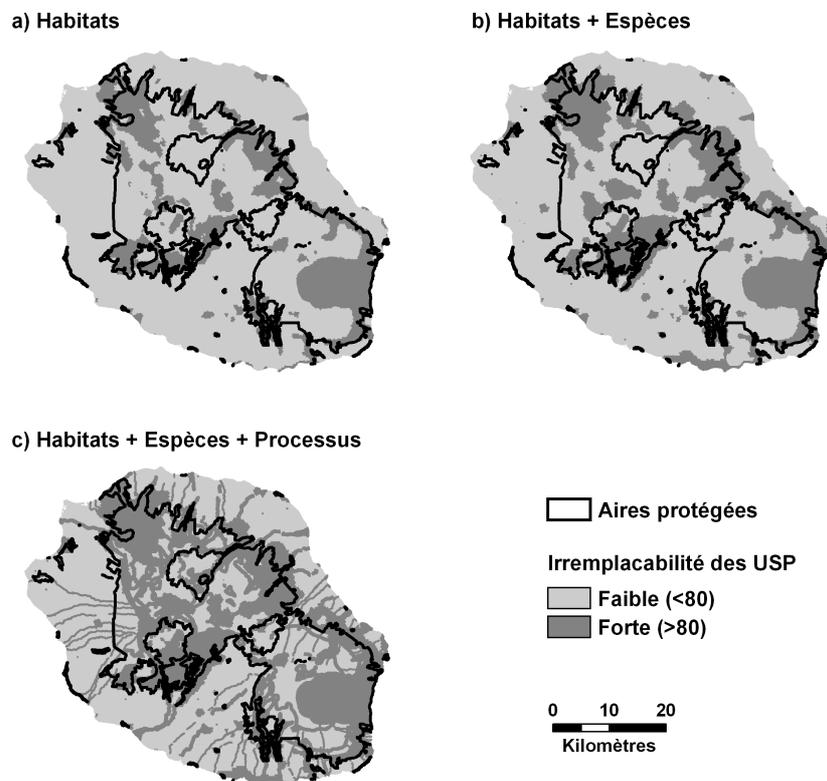


Figure 5. Irremplacabilité des USP pour la conservation des habitats (a), avec les espèces (b) et avec les processus écologiques et évolutifs (c). La valeur maximale d'irremplacabilité est de 100.

4.3.3. Evolution du modèle

Le modèle d'optimisation est construit itérativement et a vocation à évoluer en fonction des nouvelles connaissances et des interactions avec les décideurs et les experts. Ultérieurement, le modèle intégrera des informations sur les aléas liés aux espèces envahissantes, aux dynamiques urbaines et agricoles ainsi que le statut foncier des USP (privé ou publique). A l'issue de ce travail nous évaluerons alors, plus précisément, dans quelle mesure les réserves actuelles (planifiées *ad hoc*) sont bien positionnées et délimitées par rapport à les solutions spatiales optimales identifiées avec Marxan. Nous étudierons également les implications potentielles de ces résultats pour l'appui à la définition des priorités de gestion au sein du futur Parc National et des priorités d'acquisition ou de protection en dehors des limites du Parc.

5. Synthèse critique de la méthode et des outils

Le *Systematic Conservation Planning* propose une approche systémique et holistique de la planification de la conservation. Cette méthode présente l'intérêt d'aborder la planification de la conservation en alignant des dimensions écologiques, sociales et territoriales. Les SIG sont ici utilisés pour assembler une information multi-thématique dans un référentiel commun. Ces informations sont

issues de la télédétection, de relevés de terrain ou de modèles prédictifs de distribution de la biodiversité et des aléas sur leur conservation. Le couplage du SIG à un modèle d'optimisation spatiale vise ici à optimiser un réseau d'aires protégées en fonction d'objectifs de conservation explicites. La détermination de cibles de conservation, exprimées sous forme quantitative, permet de limiter les errances liées à des processus de décision *ad hoc*. Toutefois, la définition des cibles de conservation nous renvoie invariablement aux fondements de la valeur attribuée à la nature (Vane-Wright *et al.*, 1991, Daily *et al.*, 2000).

Le Systematic Conservation planning repose sur une vision simplificatrice et non récursive des interactions entre l'Homme et la nature. L'Homme est ainsi uniquement envisagé en tant que menace sur des écosystèmes à l'équilibre. Or, comme l'a montré Holling (1978), la théorie des systèmes complexes, nous invite à réexaminer cette relation, voire à remettre en cause cette dualité. Le sociosystème et l'écosystème forment un ensemble composé d'éléments hétérogènes en interactions. Dès lors, c'est la nature même des enjeux de la conservation qui doit être repensée, ce que ne permet pas l'approche SCP telle qu'elle est mise en oeuvre aujourd'hui. L'utilisation de modèles multi-agents pourrait remédier à cette lacune en injectant de la récursivité, de la complexité et de l'hétérogénéité dans les composantes et processus considérés lors du développement du plan de conservation. Cette forme de révolution de la pensée écologique et sociale est également promue par la Résilience Alliance (<http://www.resalliance.org>) via des concepts tels que la co-adaptation et la co-évolution des systèmes socio-écologiques.

L'optimisation d'un réseau spatial de priorités de conservation est une approche structurante et synthétique pour élaborer un plan de conservation. On doit néanmoins considérer ce plan comme l'expression optimisée, dans l'espace géographique, de préférences d'un groupe social (le lobby conservationniste) pour l'avenir du territoire. Si ces préférences reposent sur une assise scientifique objective, elles s'inscrivent également dans un système de valeurs et de représentations sociales. Ainsi, la notion de *système spatial optimal* appelle un certain nombre de questions fondamentales: Existe-t-il un, plusieurs optimums? Sur quels critères définir un optimum (paramètres biologiques, économiques, sociaux)? Comment construire et identifier collectivement cet ou ces optimums?

La mise en oeuvre d'un processus de co-planification de la conservation pourrait constituer une réponse stratégique à la crise de la mise en oeuvre des plans de conservation. Cette approche qui s'intègre dans un positionnement d'utilité sociale de la science, vise à co-construire le plan de conservation avec et pour les acteurs locaux et non contre ou indépendamment d'eux (Brown, 2003, Grenier, 2000) en cherchant à identifier le plus large champ d'intérêts communs entre les différents acteurs du processus de planification et non une unique solution optimale. L'initiation d'une telle démarche se heurte cependant à de nombreuses difficultés, liées notamment au déficit de légitimité de certains acteurs sociaux, à la faible disponibilité des acteurs, à la lenteur du processus, au refus de participation de certains acteurs-clés et à l'absence de garanties quant à l'émergence de solutions concrètes de gestion (Knight *et al.*, 2006).

Les limites de la méthode du Systematic Conservation Planning sont également liées à une vision idéalisée ou naïve du processus de prise de décision dans le domaine de l'aménagement du territoire. L'approche SCP postule implicitement que l'aménagement du territoire se fait dans une optique de bien commun à long terme (au moins un siècle) alors que dans la réalité, les actions d'aménagement des décideurs sont guidées par des stratégies à courte échéance. Les scientifiques qui élaborent des plans de conservation semblent ainsi surestimer leurs degrés de liberté. Le risque est grand de réaliser un plan de conservation cohérent d'un point de vue académique, appuyé par des modèles performants, mais qui demeurera un « plan de papier ». La reconnaissance explicite d'une « encapsulation » des activités de conservation *in situ* dans un cadre social, économique et territorial, est ainsi une dimension qui a été longtemps sous-estimée par la communauté scientifique de la biologie de la conservation, au profit d'investigations plus fondamentales sur le fonctionnement des systèmes écologiques. Or, la gestion d'un territoire doit s'envisager dans un cadre de négociation avec d'autres groupes sociaux dont les intérêts divergent (les chasseurs, les agriculteurs, etc.).

Dans un contexte de planification participative, un outil de modélisation tel que Marxan, rigide et difficilement compréhensible par le profane, ne constitue-t-il pas une entrave au processus participatif?

Pour notre part, nous considérons que la carte d'irremplacabilité produite à l'aide de Marxan constitue une donnée socialement construite, parmi d'autres, et doit donc être utilisées avec parcimonie. Au-delà, réside une question fondamentale: doit-on optimiser l'organisation de l'espace géographique avec des modèles expert ou au contraire favoriser l'optimisation de l'espace *via* un processus de négociation entre acteurs sociaux. Ces deux approches ne sont pas forcément antinomiques. Nous envisageons de tester cette hypothèse en combinant un processus de modélisation d'accompagnement (processus participatif de construction du modèle) à un processus d'optimisation spatiale de la conservation.

6. Conclusion

Dépassant partiellement l'opposition classique entre nature et société, le *Systematic Conservation Planning* est une contribution majeure à l'aménagement durable des territoires et à la recherche d'une adéquation entre la durabilité des systèmes écologiques et le développement des sociétés humaines. Cette méthode est le fruit de plusieurs décennies de développement méthodologique et technique dans le domaine de la planification de la conservation. La géomatique et les modèles à composante spatiale sont ici mobilisés dans une optique d'aide à la planification *via* des modèles prédictifs de distribution d'espèces et d'évolution du territoire ou *via* des modèles d'optimisation tels qu'exposés dans le cas d'une application de la méthode à l'île de La Réunion. Si l'apport de ces modèles est indéniable pour la science, on peut cependant s'interroger sur leur pertinence opérationnelle dans le monde réel complexe et incertain, et sur les modalités de leur utilisation dans le cadre de démarches concertées. Dans un contexte de crise de l'implémentation des plans de conservation, les enjeux de recherche semblent désormais se situer au niveau du développement de stratégies interdisciplinaires et participatives de co-planification de la conservation. De ce point de vue, la co-construction de modèles de gestion du territoire et de la biodiversité constitue une approche particulièrement appropriée pour modéliser les interactions nature-société. Les travaux en cours à La Réunion sur la combinaison du Systematic Conservation Planning à une démarche concertée de type *Modélisation d'accompagnement* (Collectif Commod, 2005) visent à tester « grandeur nature » la faisabilité opérationnelle de cette approche.

7. Remerciements

Les auteurs remercient l'Union Européenne, le Conseil Régional de La Réunion et l'Académie d'Agriculture de France pour leurs contributions financières notamment dans le cadre du projet APIC-bio (Accompagnement de la Planification Intégrée de la Conservation de la biodiversité). Le projet APIC-bio est réalisé en collaboration avec des scientifiques réunionnais (Cirad, Université de La Réunion, mission Parc National de La Réunion) et sud-africains (South African National Biodiversity Institute, Centre of excellence for Invasion Biology, Kruger National Park).

8. Bibliographie

- Convention on Biological Diversity*, Rio, United Nation Conference, 1992.
- Anonyme. *C-Plan: Conservation Planning Software, User Manual, Version 2.2. National Parks and Wildlife Service, Armidale, NSW, Australia*. 1999.
- Ball I.R., Possingham H.P. *MARXAN (V1.8.2): Marine Reserve Design Using Spatially Explicit Annealing, a Manual*, 2000.
- Balmford, « Conservation planning in the real world: South Africa is showing the way », *Trends in Ecology and Evolution*, Vol. 18, N° 9, 2003, p. 435-438.
- Baret S., Rouget M., Richardson D.M., Lavergne C., Egoh D., Dupont J., Strasberg D, « Current distribution and potential extent of the most invasive alien species on La Réunion (Indian Ocean, Mascarene islands) ». *Austral Ecology*, Vol. 31, 2006, p. 747-758.
- Brown K., « Tree challenges for a real people-centred conservation », *Global Ecology & Biogeography*, Vol. 12, 2003, p. 89-92.
- Burel F., Baudry J. , *Ecologie du paysage Concepts, méthodes et applications*, Paris, Tec & Doc, 2000.
- Cadet T., La végétation de l'île de La réunion : Etude phytoécologique et phytosociologique, Thèse de doctorat, Université d'Aix Marseille, 1977.

- Collectif Comnod, « La modélisation comme outil d'accompagnement ». *Nature Sciences Sociétés*, N°13, 2005, p. 165-168.
- Cowling R.M., Pressey R.L., Lombard A.T., Desmet P.G., Ellis A.G., « From representation to persistence: requirements for a sustainable reserve system in the species-rich Mediterranean -climate deserts of South Africa », *Diversity and Distributions*, Vol. 5, 1999, p. 51-71.
- Cowling R.M., Pressey R.L., « Introduction to systematic conservation planning in the Cape Floristic Region ». *Biological Conservation*, Vol. 112, N° 1-2, 2003, p. 1-13.
- Cowling R.M., Pressey R.L., Rouget M., Lombard A.T., « A conservation plan for a global biodiversity hotspot--the Cape Floristic Region, South Africa », *Biological Conservation*, Vol. 112, N° 1-2, 2003, p.191-216.
- Cowling R.M., « Maintaining the research-implementation continuum in conservation ». *Society for conservation biology newsletter*, Vol. 12, N° 4, 2005, [en ligne] URL: <http://www.conbio.org/Publications/Newsletter/Archives/2005-9a-November/v12n4.rtf>.
- Daily C., Soderqvist T., Aniyar S., Arrow K.J., Dasgupta P., Ehrlich P.R., Folke C., Jansson A., Jansson B.-O., Kautsky N., Levin S., Lubchenco J., Karl-Göran M., Simpson D., Starett D., Tilman D., Walker B., « The value of nature and the nature of value », *Science*, Vol. 299, N° 5478, 2000, p. 395-196.
- Desmet P., Cowling R.M., « Using the species-area relationship to set baseline targets for conservation », *Ecology and society*, Vol. 9, N° 2, 2004, p. 102-124.
- Driver A., Cowling R., Maze K., *Planning for living landscapes: perspectives and lessons from South Africa*, Cape Town Botanical Society of South Africa, 2003.
- Ferrier S., Pressey R.L., Barrett T.W., « A new predictor of the irreplaceability of areas for achieving a conservation goal, its application to real-world planning, and a research agenda for further refinement », *Biological Conservation*, Vol. 93, N° 3, 2000, p. 303-325.
- Grenier C., *Conservation contre nature*, Paris, IRD Editions, coll. Latitudes 23, 2000.
- Holling C.S., *Adaptive Environmental Assessment and Management*, London, 1978.
- Jennings M.D., « Gap analysis: concepts, methods, and recent results », *Landscape Ecology*, Vol. 15, N° 1, 2000, p. 5-20.
- Kirkpatrick S., Gelatt C., Vecchi M., « Optimization by simulated annealing », *Science*, Vol. 220, 1983, p. 671-680.
- Knight A.T., Cowling R.M., Campbell B.M., « An operational model for implementing conservation action », *Conservation Biology*, Vol. 20, N° 2, 2006, p. 408-419.
- Lagabrielle E., Metzger P., Martignac C., Lortic B., Durieux L., « Les dynamiques d'occupation du sol à La Réunion (1989-2002). » *M@ppemonde*, Vol. 86, N° 2, 2007, [en ligne] URL: <http://mappemonde.mgm.fr/num14/articles/art07205.pdf>.
- Lagabrielle E., Rouget M., Payet K., Wistebaar N., Durieux L., Baret S., Strasberg D., « Identifying and mapping biodiversity processes for systematic conservation planning in islands: a case study in Réunion (Indian Ocean)
- Mac Arthur R.H., Wilson E.O., *Island Biogeography*, 1967.
- Margules C.R., Pressey R.L., « Systematic conservation planning », *Nature*, Vol. 405, 2000, p. 243-253.
- Mittermeier R.A., da Fonseca G.A.B., Hoffman M., Pilgrim J., Brooks T., Gill P.R., Mittermeier C.G., Lamoreux J., *Hotspots revisited : Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions*, CEMEX, Conservation International, 2005.
- Possingham H.P., Ball I.R., Andelman S., *Mathematical methods for identifying representative reserve networks*, Springer-Verlag, 2000.
- Pressey R.L., Humphries C.J., Margules C.R., Vane-Wright R.I., Williams P.H., « Beyond opportunism: key principles for systematic reserve selection », *Trends in Ecology and Evolution*, Vol. 8, N° 4, 1993, p. 124-128.
- Pressey R.L., « Ad hoc reservations : forward or backward steps in developing representative reserve systems? », *Conservation Biology*, N° 8, 1994, p. 662-668.
- Pressey R.L., « Systematic conservation planning for the real world », *Parks*, Vol. 9, N° 1-6, 1999.
- Pressey R.L., « Conservation planning and biodiversity: Assembling the best data for the job », *Conservation biology*, Vol. 18, N° 6, 2004, p. 1677-1681.
- Primack R.B., *A primer of Conservation Biology*, Sunderland, Sinauer Associates Inc., 1995.
- Rouget M., Cowling R.M., Pressey R.L., Richardson D.M., « Identifying spatial components of ecological and evolutionary processes for regional conservation planning in the Cape Floristic Region, South Africa », *Diversity and Distribution*, Vol. 9, 2003, p. 191-210.

- Rouget M., Richardson D.M., Nel J.L., Le Maitre D.C., Egoh B., Mgidu T., « Mapping the potential ranges of major plant invaders in South Africa, Lesotho and Swaziland using climatic suitability », *Diversity and Distribution*, Vol. 10, 2004, p. 475-484.
- Sarkar S., Margules C., « Operationalizing biodiversity for conservation planning », *Journal of Biosciences*, Vol. 27, N° 4 (suppl. 2), 2002, p. 299-308.
- Scott J.M., Davis F., Csuti B., Noss R., Butterfield B., Groves C., Anderson H., Caicco S., D'Erchia F., Edwards T.C., Ulliman J., Wright R.G., « Gap analysis: a geographic approach to protection of biological diversity. Wildlife Monographs No.123 », *supplement. to Journal of Wildlife Management*, Vol. 57, N° 1, 1993
- Simberloff D., « Why do introduced species appear to devastate islands more than mainland areas? », *Pacific Science*, Vol. 18, 1995, p. 130-137.
- Smith R.J., « Conservation Land-Use Zoning (CLUZ) software », 2004
- Strasberg D., Rouget M., Richardson D.M., Baret S., Dupont J., Cowling R.M., « An assessment of habitat diversity, transformation and threats to biodiversity on Reunion Island (Mascarene Islands, Indian Ocean) as a basis for conservation planning », *Biodiversity and Conservation*, Vol. 14, N° 12, 2005, p. 3015-3032.
- UICN, *Lignes directrices pour les catégories de gestion des aires protégées*, Commission des parcs nationaux et des aires protégées de l'Union mondiale pour la nature avec l'assistance du Centre mondial de la surveillance continue de la conservation, 1994.
- Vane-Wright R.I., Humphries C.J., Williams P.H., "What to protect? - Systematics and the agony of choice", *Biological Conservation*, Vol. 55, 1991, p. 235-254.
- Younge A., Fowkes S., « The Cape Action Plan for the Environment: overview of an ecoregional planning process », *Biological Conservation*, Vol. 112, N° 1-2, 2003, p. 15-28.

Chapitre 6

Identifier et cartographier les processus de la biodiversité pour la planification systémique de la conservation dans les îles tropicales: le cas d'étude générique de l'île de la Réunion

Identifying and mapping biodiversity processes for systematic conservation planning in tropical islands: a generic case study on Réunion Island

Note introductive.

Dans le *Chapitre 5*, nous avons exposé les composantes basiques d'un plan de conservation systémique. Les processus écologiques et évolutifs garantissant la persistance et la génération de la biodiversité sont l'une de ces composantes.

Dans ce *Chapitre 6*, nous cherchons ainsi à identifier plus précisément ces processus à la Réunion et à dresser la cartographie de leurs composantes spatiales. La méthode mise en œuvre combine expertise et traitements d'informations géographiques.

Dans la seconde partie de ce *Chapitre 6*, nous proposons un réseau de corridors écologiques à grande échelle pour protéger ces processus, au même titre que les habitats et les espèces. L'optimisation spatiale qui guide la délimitation de ces corridors se fait via l'identification d'itinéraires et de surfaces de moindre coût dans un espace où des 'pénalités' sont assignées aux zones déforables à la conservation. La méthode est discutée et des moyens de mise en œuvre de ces corridors écologiques sont explorés. Nous avons tenté d'extraire les aspects génériques de cette recherche pour appliquer la méthode à d'autres espaces insulaires.

**Identifier et cartographier les processus de la biodiversité pour la
planification systémique de la conservation dans les îles tropicales:
le cas d'étude générique de l'île de la Réunion**

***Identifying and mapping biodiversity processes for systematic
conservation planning in tropical islands:
a generic case study on Réunion Island***

Soumis/Submitted: Applied Ecology

**Erwann Lagabriele¹, Mathieu Rouget^{2,3}, Karine Payet³, Nokuthula Wistebaar³, Laurent Durieux⁴,
Stéphane Baret⁵, Dominique Strasberg¹**

¹ UMR CIRAD/Université Réunion, Peuplements Végétaux et Bioagresseurs en Milieu Tropical, 7 chemin de l'Irat, ligne paradis, 97410 Saint-Pierre – France

² Conservation Science Group, Zoology Department, University of Cambridge, Downing Street, CB2 3EJ – United Kingdom

³ South African National Biodiversity Institute, Private Bag X101, Pretoria 0001 - South Africa

⁴ Institut de Recherche pour le Développement, Unité Espace S140, Maison de la Télédétection, 500 rue J.F. Breton, 34093 Montpellier - France

⁵ Conservatoire Botanique National de Mascarin, 2 rue du Père Georges, Les Colimaçons, 97436 Saint-Leu – France

Abstract.

Over the last century, insular biodiversity has become one of the most restricted and threatened in the world. Conservation plans led in islands often failed to integrate biodiversity processes. Rooted in systematic conservation planning principles, we provide a rapid protocol for mapping the spatial components of ecological and evolutionary processes (SCEEPs) and designing large-scale conservation corridors. We test the protocol in the tropical island of Reunion (Indian Ocean). The method is based upon a short review of island biogeography literature, expert knowledge and basic geodata treatments. We combine least-cost path analysis with a target-driven algorithm to delineate optimal corridors for capturing key biological processes while considering biodiversity targets, conservation opportunities and future threats. We identify five spatial components: the lowland-upland gradients, the oceanic-terrestrial interface, the boundaries of isolated topographic units, the riverine corridors and the macrohabitat interfaces. We compare their current and original extent. A large fraction of the spatial components of processes (81.3 %) is still extant, whereas 3 % is irreversibly transformed by urbanisation and 15.7 % is transformed but remains restorable. More worryingly, processes are almost fully disrupted by urbanisation in the lowlands. Islands are highly dynamic and vulnerable eco- and socio-systems where spatial options for conservation are scarce. This study is a contribution toward the conciliation of conservation objectives and development stakes in such insular systems. Our approach is sufficiently general to be applied to other islands. Our results highlight the need for connecting terrestrial, coastal and marine conservation plans in insular regions.

Résumé.

Durant le siècle passé, la biodiversité insulaire est devenue l'une des plus restreinte et menacée au monde. Les plans de conservation conduits dans ces régions insulaires ont rarement intégré les processus qui soutiennent et génèrent la biodiversité. Dans cet article, nous proposons un protocole rapide, intégrant les principes de la planification systémique de la conservation, pour cartographier les composantes spatiales de ces processus écologiques et évolutifs (CSPEEs) et délimiter des corridors de conservation à grande échelle. L'île de la Réunion constitue ici un modèle insulaire pour tester le protocole. La méthode de cartographie des processus est basée sur une synthèse de littérature sur la biogéographie insulaire, de connaissances locales et d'informations géographiques basiques. Nous avons combiné une analyse d'itinéraire de moindre coût avec un algorithme guidé par des objectifs quantitatifs de conservation pour délimiter des corridors optimaux intégrant les processus de la biodiversité, tout en considérant les opportunités de conservation et les futures menaces. Cinq composantes spatiales supportant des processus écologiques et évolutifs clés ont été identifiées : les gradients altitudinaux, l'interface marin-terrestre, les limites des grandes unités topographiques, les corridors associés aux rivières et les interfaces entre macrohabitats. Nous estimons qu'une large fraction de ces composantes spatiales est toujours compatible avec les processus écologiques et évolutifs à l'île de La Réunion (81,3 %), tandis que 3 % est irréversiblement transformée par l'urbanisation et 15,7 % est transformée mais demeure restaurable. De façon plus inquiétante, ces processus sont pratiquement totalement interrompus ou très menacés par l'urbanisation dans les Bas de l'île. Les régions insulaires sont des systèmes très dynamiques et très vulnérables où concilier la conservation et le développement durable est un défi majeur. Nous proposons une méthode facilement reproductible pour cartographier les composantes spatiales des processus de la biodiversité et délimiter des corridors optimisés de conservation en fonction de contraintes écologiques et socio-économiques. Notre approche est suffisamment générale pour être appliquée dans d'autres régions insulaires. Nos résultats soulignent la nécessité d'articuler les plans de conservation marins, côtiers et terrestres dans les îles.

Keywords. Ecological and evolutionary processes, Systematic conservation planning, Integrated management, Island biogeography, Conservation implementation, Corridors, Landscape connectivity.

Mots-clés. Processus écologiques et évolutifs, Planification systémique de la conservation, Gestion intégrée, Biogéographie insulaire, Implémentation de la conservation, Corridors, Connectivité du paysage.

1. Introduction

Biodiversity in oceanic islands is particularly rich in endemic species, and contributes in a disproportionately large part to global biodiversity (Stattersfield and Capper, 2000). Over the last century, insular biodiversity has become one of the most restricted and threatened in the world (Mueller-Dombois and Loope, 1990). For instance, more than 60% of documented vertebrate extinctions have occurred on islands (Case et al., 1992; Diamond, 1989). Such an unprecedented rate of biodiversity extinction has generally been attributed to three major reasons, not mutually exclusive:

- i) Small size and isolation reduce spatial options for in situ persistence of biodiversity patterns and processes (Whittaker et al., 2001). Consequently, islands are structurally more vulnerable, especially to global climate change (Pelling and Uitto, 2001).
- ii) Ecosystem deterioration induced by anthropogenic pressures such as land use dynamics, fire and over-harvesting are recent, more intense and less controlled than in mainland (Lane, 2006; Cudihy and Stone, 1990).
- iii) Historically isolated biodiversity patterns are intrinsically more vulnerable, particularly to biological invasions, because they evolved without large herbivores or taxonomically diverse competitors (Komdeur and Pels, 2005; Fritts and Rodda, 1998; Mueller-Dombois and Loope, 1990).

Appropriate measures for conserving biodiversity pattern and processes in insular system are therefore urgently required. More than 70 % of the 34 hotspot listed by Conservation International (Mittermeier et al., 2005) are comprised of island where biodiversity resources are a key factor in shaping sustainable development strategies (Barbados Conference, 1994). Yet, very few islands have undertaken systematic conservation planning which seeks to identify spatial options for representing and maintaining all the biodiversity within a region (Margules and Pressey, 2000; Balmford, 2003). Conservation plans initiated in insular systems often focused on pattern representation only, ignoring key biodiversity processes (Moritz, 2002; Cowling and Pressey, 2001). Furthermore, it is not yet clear how the concepts and paradigms derived from conservation planning of continental regions can be effectively applied to managing tropical islands.

Biodiversity processes encompass the ecological and evolutionary processes that maintain, sustain and generate biodiversity within a region (Cowling et al., 1999, Balmford et al., 1998). Ecological processes can be biotic (for instance seasonal migration of birds) or abiotic (for instance nutrients cycle) whereas evolutionary processes rely on the genetic adaptation of biodiversity patterns to changing environments (Moritz, 2002). The disruption of key biodiversity processes in insular regions has led to catastrophic 'avalanche extinction' (Vitousek et al., 1995; Brook and Kikkawa, 1998). In particular, the extinction of species ensuring key ecological processes, such as pollination or seed dispersal, has a disastrous impact on insular ecosystems because few alternative solutions exist for ensuring the continuity of such processes (Olesen and Valido, 2003; Townsend, 1996).

Biodiversity processes have been integrated into conservation planning protocols using various approaches. Generally, a simple comparison is done between the requirements of targeted biodiversity patterns, such as focal species (Coppolillo et al., 2004), and the spatial criteria of conservation areas (size, shape and connectivity). Rouget et al. (2003) underlines that those criterias relate only partly to the demographic, genetic and evolutionary processes important for the persistence of biodiversity patterns. Many ways exist to assess the spatial requirements of biodiversity processes, including punctual observations and long time surveys of individuals or populations (Dmowski and Kozakiewicz, 1990), combined with meta-population modelling and spatial modelling (Fullera et al., 2006; Chefaoui et al., 2005). Environmental surrogates have been used to identify particular assemblages of current ecological factors and historical traits known (or assumed) to originate and maintain particular biodiversity processes (Ferrier, 2002). In this purpose, Broad Habitat Units (Cowling and Heijnis, 2001), known as good overall surrogates for biodiversity patterns (Lombard et al., 2003), can act as relevant surrogates for mapping biodiversity processes (Rouget et al., 2003). Areas deemed suitable for maintaining ecosystem processes are generally restricted to pristine and

secondary vegetation, but they can also encompass extensive areas of cultural/suburban landscapes (Arendt, 2003). The latter case is where stewardship programmes between conservation planning and private land owners are important in contributing to the broad scale connectedness of untransformed landscapes.

Réunion Island (2512 km²) is recognised as one of the 34 global biodiversity hotspots (Mittermeier et al., 2005). As with other islands, several factors hinder the establishment of an adequate conservation area network for biodiversity processes, including the lack and the fragmentation of data and knowledge on ecological and evolutionary processes, the pressures from competing land uses (Lagabrielle et al., 2007) and the absence of stakeholder commitment (Strasberg et al., 2005). Spatially explicit information on biodiversity processes is urgently required for developing and implementing a systematic conservation plan in Réunion Island.

How does one map and to protect biodiversity processes in insular systems? Here we propose a protocol for the rapid mapping of biodiversity processes in the case study of Réunion Island. The method is based on a short literature review, expert knowledge and basic GIS data. Our objectives are:

- i) To identify the ecological and evolutionary processes that sustain and generate biodiversity at a medium scale (1/100000),
- ii) To map their spatial components,
- iii) To assess their ecological status and,
- iv) To delineate an optimal network of corridors able to contribute to safeguarding their persistence in a rapidly changing environment.

2. Study site

Réunion (2512 km²) is a recent tropical volcanic island (2-3 millions years BP) located to the east of Madagascar (780 km), close to Mauritius (210 km) (Fig. 1). Its steep relief reaches 3069 m in the centre and 2631 m in the southeast (Piton de la Fournaise, an active volcano). Mean annual temperatures decrease from 24°C in the lowlands to 12°C at ca 2000 m. Mean annual precipitation ranges from 3 m on the eastern windward coast, up to 8 m in the mountains and down to 1 m along the south western coast. Vegetation of Réunion Island is most clearly structured along a gradient of altitude and rainfall (Cadet, 1980). Based on previous studies, field survey, expert knowledge and aerial photography, Strasberg et al. (2005) mapped 20 native broad habitat units (Cowling and Heijnis, 2001), belonging to four macrohabitat units (coastal-lowland, submountain, mountain and subalpine habitats) (Fig. 3).

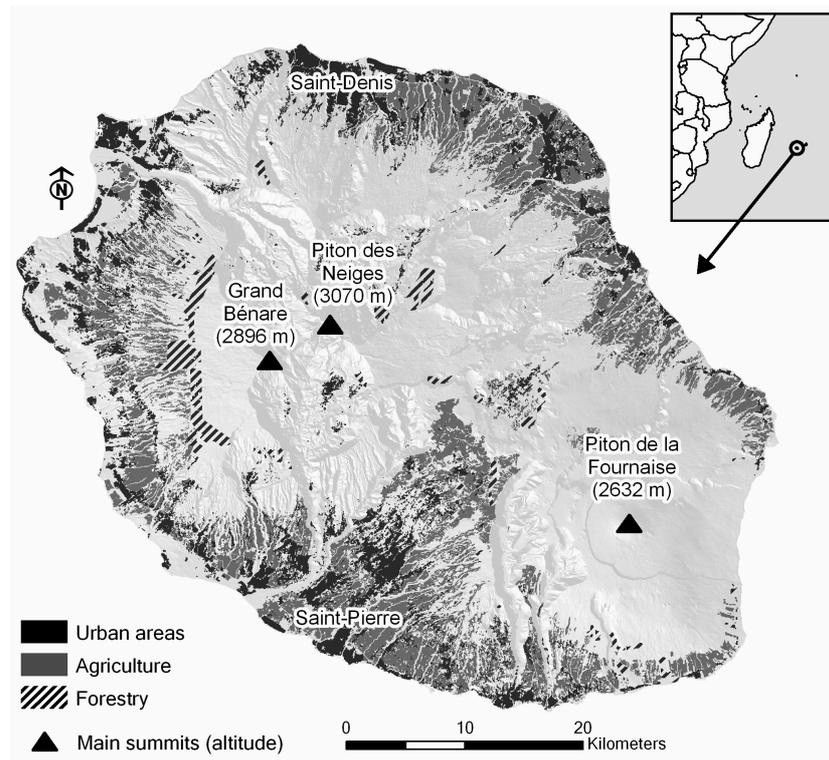


Figure 1. Location of Réunion Island and spatial distribution of urban and cultivated areas

As with other insular regions, biodiversity in Réunion is facing escalating threats that led to the extinction of 30 of 45 vertebrates species (Mourer-Chauvire et al., 1999; Cheke, 1987). Since European occupation of the island (in the year 1665), 73% of the native vegetation cover has been transformed by agriculture (36%), urbanisation or other land use (12%) and invasive species (25%) (Lagabrielle et al., unpublished data). Urbanisation pressure is extremely high on both cultivated and natural areas. More than 80% of the total population (780 000, INSEE, 2006) lives on the coastal fringe of the island where most of the socio-economic activities are concentrated. Population is predicted to reach 1 000 000 in 2030 (Actif and Lardoux, 2006). Lowland habitats are almost fully transformed, except on harsh slopes and ravines (Gigord et al., 1999). Clearing of native forest for cattle breeding in the uplands is also increasing. Habitat degradation by invasive alien species is currently the main threat to native biodiversity in Réunion (Thébaud and Strasberg, 1991). In addition to 500 native vascular plants, more than 3500 plant species were introduced of which 62 are highly invasive (Baret et al., 2006, Lavergne, 1999, Macdonald et al., 1991), according to criteria defined by Richardson et al., 2000). A total of 42 vertebrate species are also naturalised at present but mainly in highly modified habitats (Simberloff, 1992). Since the recent creation of a National Park in 2007, conservation areas encompass more than 42.6 % of the island but their spatial distribution remains largely biased toward the uplands.

3. Methods

3.1. Stage 1: Collecting generic and local knowledge on ecological and evolutionary processes in oceanic islands

Numerous arguments for identifying ecological and evolutionary processes can be found in the abundant literature on key biogeographic trends in tropical oceanic islands (Whittaker, 1998; Vitousek et al., 1995; Carlquist, 1974; Mac Arthur and Wilson, 1967). Biological science often refers to these regions as "control" units for testing ecological theories (Whittaker et al., 2001; Brown and Lomolino, 2000). This knowledge base was completed with focused studies led on similar oceanic regions such as Hawaii (Loope and Mueller-Dombois, 1989) or the Galapagos archipelago (Mueller-Dombois and

Loope, 1990). This short literature review confirmed that knowledge on ecological and evolutionary processes in oceanic islands remains largely biased toward 'visible' terrestrial patterns, such as birds and vertebrates.

The knowledge basis on processes was completed during individual interviews conducted with five experts in Réunion. Those experts belong to the regional scientific committee of the natural heritage (CSRPN). They were selected by the regional prefecture for their field experience and their scientific background (academically recognized or not). Their legitimacy is thus conferred by the society on a scientific basis. Each expert's interview was structured in four parts. Firstly, we introduce the experts to our project and we precised the scale of the study (1:50 000). We asked them to describe their research topic and to list what were the biodiversity patterns elements that constitute conservation priorities to their opinion. Secondly, we asked them to identify and to describe the processes that maintain and generate those patterns. Here, we distinguished the ecological and the evolutionary processes. In the third part of the interview, we listed threats (urbanization, agriculture, invasive plants) and we asked the experts to indicate the sensibility of biodiversity processes to these pressures. Finally, we symbolized their knowledge by drawing a coloured scheme that represented the relationships between the patterns, the processes and the threats. Based on this scheme we elaborated the specifications for mapping the spatial surrogates of biodiversity processes.

3.2. Stage 2: Mapping the Spatial Components of Ecological and Evolutionary Processes (SCEEPs)

The second step is to map the spatial components of ecological and evolutionary processes (here referred as 'SCEEP'). Rouget et al. (2003) defines a SCEEP as "the physical feature of a region with which particular ecological and evolutionary processes are associated". SCEEPs were mapped in a GIS as surface elements aligned along linear environmental interfaces or gradients. Two types of SCEEPs were distinguished: i) spatially fixed SCEEPs associated with clearly identified physical features and ii) spatially flexible SCEEPs where several options exist for their spatial allocation (Rouget et al., 2003). The design of flexible SCEEPs was optimized by introducing path constraints related to habitat transformation, land tenure, conservation status and probability of threat occurrence. We delineated four fixed SCEEPs (i.e. the oceanic-terrestrial interfaces, riverine corridors, macrohabitat interfaces and isolated topographic units boundaries) and one flexible SCEEP (i. e. the lowland-upland gradients) (see Table 1 and below).

Spatial component	Process	Delineation method
<i>Spatially fixed</i>		
Oceanic-terrestrial interface	Fauna movement between oceanic and terrestrial domain Settlement of new species	400-m wide buffer expanded inlands along the coastline
Riverine corridors	Migration and exchange between lowland and upland	Weighted buffer of 50, 100, 150 and 200 m wide along perennial rivers 50-m wide buffer along non-perennial rivers
Macrohabitat interfaces	Ecological diversification of plant lineages	Buffer 200 m wide along primary macrohabitat interfaces
Isolated topographic units boundaries	Ecological diversification of plant lineages	Buffer 200 m wide along primary topographic boundaries
<i>Spatially flexible</i>		
Lowland-upland gradients	Ecological diversification of plant lineages (radiative speciation) and fauna movement	one-km wide stripe linking lowland areas to upland areas

Table 1. Spatial components of ecological and evolutionary processes in Réunion Island. Transformation statuses were derived from the Broad Habitat Unit map (Cowling and Heijnis, 2001) of Réunion island (Strasberg et al., 2005, modified by Lagabriele et al., 2006).

3.3. Stage 3: Quantifying habitat transformation in SCEEPs

Each SCEEP was divided into sections, which act as discrete spatial units for assessing their ecological status. For each section we determined the percentage of transformed habitat (urban, cultivated, secondary vegetation). Transformed sections (i. e. area transformed >50 %) were deemed restorable, except for those where urbanisation covered more than 50 % of the area. We finally compared the original and the current status of SCEEPs.

3.4. Stage 4: Optimized design of conservation corridors

The last step of the methods aimed to design optimal corridors encompassing both processes and biodiversity patterns. Corridors were designed as buffers along altitude gradients. The delineation of corridors was then controlled by socio-economic and ecological constraints expressed in a cost matrix. This matrix summarises costs associated with transformation status, fixed SCEEP, irreplaceability value of biodiversity patterns, land tenure, conservation status and probability of threat occurrence. We adapted the method recently proposed by Rouget et al. (2006).

4. Data

4.1 Broad Habitat Units

BHUs act as broad-scale surrogates for biodiversity distribution as a whole and their use for conservation planning is particularly relevant when data on biodiversity are poor or incomplete (Cowling and Heijnis, 2001). Along this study we used a BHU map comprised of 44 habitats, including pristine to transformed habitats (Lagabriele et al., 2006; Strasberg et al., 2005).

4.2 Irreplaceability map

Irreplaceability values (Ferrier et al., 2000) were calculated per planning units (hexagons, radius = 200 m) with targets per habitats ranking from 24 % to 45 % of their primary extent (Lagabriele, unpublished data). We used Marxan software (Ball and Possingham, 2000) to calculate irreplaceability values.

4.3. Transformation status

Based on the BHU map, four transformation statuses were determined (Strasberg et al., 2005, Driver et al., 2003): extant, invaded, transformed restorable and irreversibly transformed (Table 2 and Fig. 2): 'Extant' relates to pristine habitats, including lightly invaded vegetation (Baret, 2005), 'invaded' contains moderately to highly invaded habitats and 'transformed restorable' relates to fully transformed but potentially restorable habitats (i.e. secondary vegetation, crops and forestry). Urban areas were considered as 'irreversibly transformed' habitats.

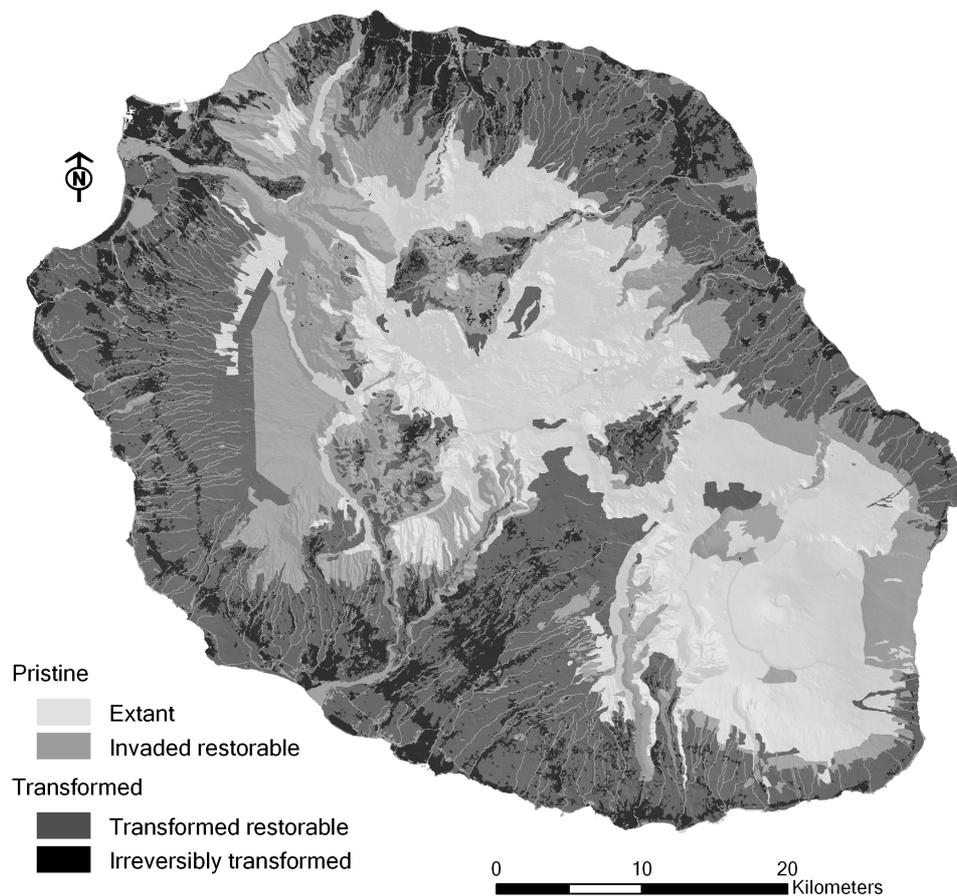


Figure 2. *Habitat transformation in Réunion Island (see Table 2 for sub-categories).*

Transformation status	Description	Reference	Area (% of total)*
<i>Pristine</i>			
<i>Extant</i>			26.9
Intact	Not invaded or presence of some alien plant individuals in an intact canopy and understorey (alien species <1 %)	Strasberg et al. (2005) Baret et al. (2005)	7.7
Lightly invaded	Canopy intact (native species cover >90%) but understorey invaded (10–90%)	Strasberg et al. (2005) Baret et al. (2005)	19,3
<i>Invaded restorable</i>			25.3
Moderately invaded	Canopy and understorey invaded (native species cover between 50 and 90% in the canopy)	Strasberg et al. (2005) Baret et al. (2005)	12,8
Highly invaded	Canopy and understorey invaded (native species cover between 10 and 50% in the canopy)	Strasberg et al. (2005) Baret et al. (2005)	12.5
<i>Transformed</i>			
<i>Transformed restorable</i>			36.3
Secondary vegetation	No native species	Lagabrielle et al. (2005)	17.7
Cultivated	Crops including forestry	Lagabrielle et al. (2005)	18.6
<i>Irreversibly transformed</i>	Urban areas	AGORAH (2003)	9.9

* Transformation status of 1,6 % of the area of the island remain unknown

Table 2. Categories of habitat transformation in Réunion Island (adapted from Strasberg et al., 2005)

4.4. Predictive models on threat occurrence

Three predictive models on the probable future distribution of urbanisation, agriculture and plant invasion were combined for the purpose of this study (Table 3). Urbanisation probabilities were derived from non linear regression analysis on 12 factors explaining urban sprawl observed from 1989 to 2002 (Thinon et al., unpublished data). The relationship between observed urban sprawl and population growth was then derived by a simple linear regression analysis. Urbanisation expansion was calibrated using population prediction for 2030. Potential areas for agriculture (sugar cane and pastures) were identified by agriculture experts (Chambre d'Agriculture de La Réunion, unpublished data). Potential extant of invasive plants were calculated by Baret et al. (2006) using Climatic Envelop Modelling. A map of invasion threat probability and density was merely derived by summing the potential extent of the 20 most invasive species. The occurrence probability of each threat vary from 'not probable' (score = 1) to 'highly probable' (score = 10). A Global Index of Threat was derived by calculating a mean score among the three threats (urbanisation, agriculture and alien plants) in each spatial cell of the model (resolution = 25 m). For combining threat scores, the "mean score" method was preferred to the "highest score" method owing to the high intensity and density of threats in the planning domain (saturation effect).

Model	Model type	Model elaboration	Temporal calibration	Source
Urban expansion	Probabilistic	Multiple nonlinear regression analysis on 12 factors explicating observed urban sprawl from 1989 to 2002.	Calibrated using population prediction for 2030	Thinon <i>et al.</i> , unpublished data
Invasive plants expansion	Probabilistic	Sum of potential distribution of 20 of the most invasive species present in La Réunion (climatic envelop modelling)	No calibration (potential distribution of all invasive species)	Baret <i>et al.</i> , 2005
Agriculture expansion	Multicriteria analysis	Multi-criteria analysis driven by agriculture experts	Implicitly calibrated to predict agriculture distribution in 2030	Chambre d'Agriculture, unpublished data

Table 3. Description of models used for predicting threat occurrence probability

4.5. GIS data on riverine systems, topography, land tenure and conservation areas

GIS layers on rivers and the topography (digital elevation model, resolution = 25 m) were supplied by IGN BD Topo 1997. Data on land tenure (public or private ownership) and conservation areas were provided by the Mission Parc National de La Réunion.

5. Role and design of ecological and evolutionary processes

5.1. The oceanic-terrestrial interface

The oceanic-terrestrial interface is a key component of biodiversity processes in insular systems. In Réunion island, this interface encompasses coastal habitats associated with cliffs, recent lava flows and sandy beaches some of which are contiguous to a coral reef (Lecorre and Strasberg, 2002). The coastal fringe supports specific ecological processes that are vital for the persistence of terrestrial and marine biodiversity, such as the feeding of marine birds nesting inland (Jaquemet *et al.*, 2007; Le Corre and Safford, 2001). The oceanic-terrestrial interface is also a central component of species foundation and evolutionary processes in oceanic islands. Cadet (1980) estimated that, before their naturalization, 8 % of native plant genera in Réunion were transported by oceanic currents from external landmasses. This rate is estimated to be about 50 % for phanerogam genera coming from remote regions such as Australia and Asia (Cadet, 1980; Rivals, 1952). River mouths along the coast are also key components for anadrome migration of aquatic biota. We used a buffer of 400 m stretching along the coastal line to delineate the interface area. The oceanic side of the interface was considered as extant.

5.2. Riverine corridors

Réunion comprises a dense network of 750 rivers that flow parallel to the slopes, only 13 of which are perennial. Those rivers are often surrounded by cliffs (up to 300 m) which form, together with the vegetation, a specific landscape unit named 'ravine'. Riverine corridors support exchanges between lowlands and uplands, particularly top-down nutrient flows and birds movements (Le Corre and Safford, 2001). Gigord *et al.* (1999) demonstrated that ravines act as refuges for indigenous species in transformed landscapes. For the purpose of this study, we selected the perennial rivers (n=13), their secondary order tributary streams and the first order non-perennial rivers (n=61). Non-perennial rivers encompass seasonal, episodic and ephemeral rivers (*sensu* Roux *et al.*, 2002). Riverine corridors were delineated using a 200-m wide buffer on each side of the perennial rivers and a 50-m wide buffer on each side of the selected non-perennial rivers. Each riverine corridor was divided into adjoining sections. The sections of the perennial rivers were subdivided into eight parallel compartments associated with a weighting factor ranking from one, at the corridor border, to four, at the core of the

corridor (Fig. 3). This technical refinement made it possible to calculate different estimates of the impact of land transformation, depending on the distance to the river. The transformation status was estimated per segment, per section and per whole riverine corridor. Secondary vegetation was considered suitable for biodiversity processes in riverine corridors.

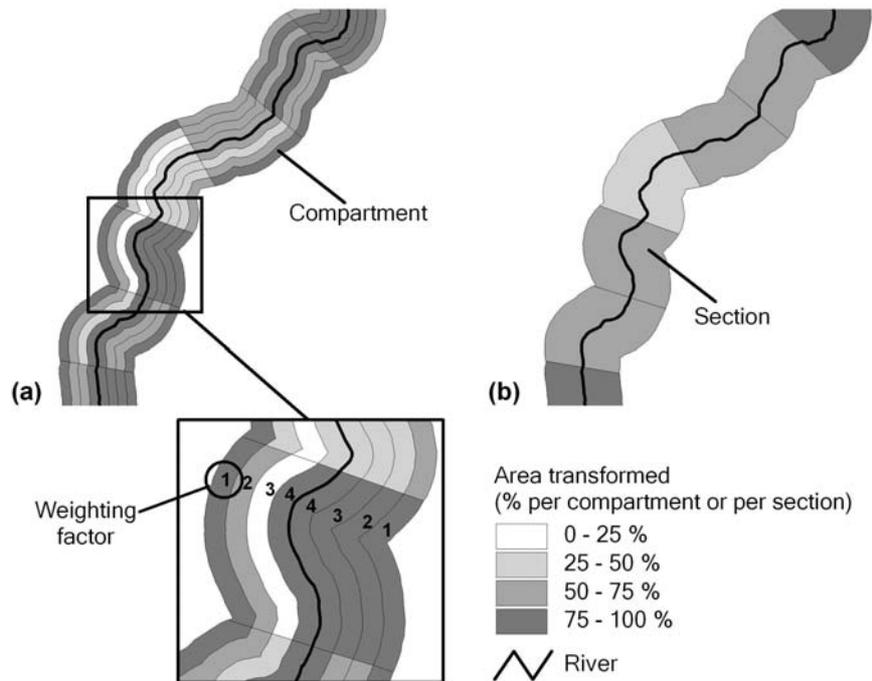


Figure 3. Method for estimating the transformation status of the perennial riverine corridors. Each riverine corridor is divided into adjacent sections (b) and each section is further divided into eight parallel compartments, each of which being attributed a weighting factor (a). The transformation status per section is calculated by aggregating weighted percentage of area transformed per compartment. The same method is applied on the sections when calculating the transformation status of the whole riverine corridor.

5.3. Macrohabitat interfaces

Macrohabitat interfaces are defined as the border between contiguous primary order BHUs (Cowling and Heijnis, 2001). Such interfaces (or ecotones) are assumed to drive the ecological diversification of plant and animal lineages (Cadet, 1980). In Réunion, macrohabitat interfaces are spatially distributed as nested rings, from lowland to subalpine macrohabitats (Strasberg et al., 2005) (Fig. 4). We used a 100-m wide buffer on each side of the macrohabitat interface line to delineate the spatial component associated with the above-mentioned evolutionary process.

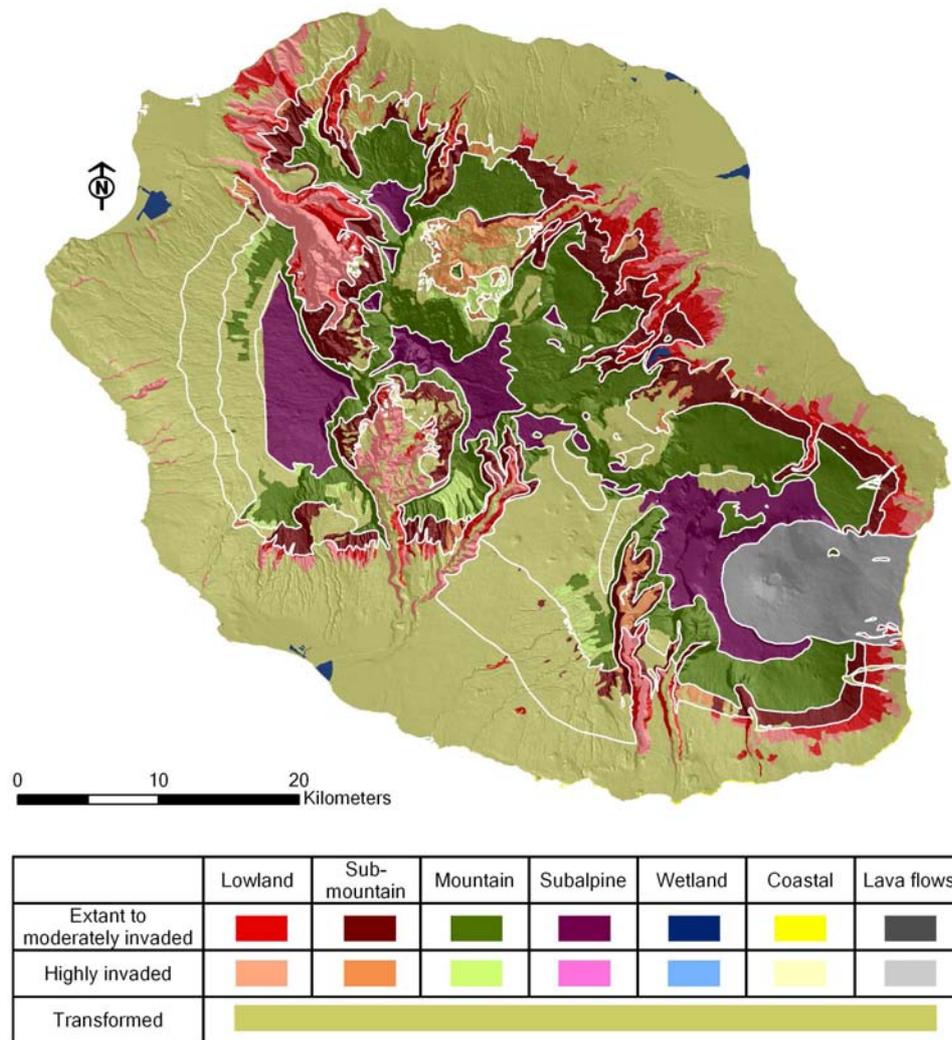


Figure 4. Macrohabitats distribution in Réunion island at present-day. White lines represent original macrohabitat ecotones. Data completed from Strasberg et al. (2005).

5.4. Isolated topographic units boundaries

In Réunion, isolated topographic units are presumed to support the allopatric diversification of taxa (Warren et al., 2006). We distinguished three large isolated topographic units: namely, the cirques of Mafate, Cilaos and Salazie (Fig. 4). Such topographic units were originated by structural movements (Gillot et al., 1994) and water erosion, more particularly during cyclonic events (Mairine and Bachèlery, 1997). Conserving the boundaries of such topographic units aims to ensure their isolation. We used a digital elevation model and a 200-m wide buffer to delineate the area of this SCEEP.

5.5 Lowland-upland gradients

With altitudes ranging from 0 to 3,070 m, lowland-upland gradients represent key drivers of the radiative speciation and the flora diversification in Réunion (Jacquemyn et al., 2005; Warren et al., 2006). This hypothesis is corroborated by genetic studies on indigenous *Spiadia* genus (Besse et al., 2003). Lowland-upland gradients are important for indigenous fruit-feeding birds and insects, which follow asynchronous fructification and flowering of native plant species across a wide range of altitudes (Probst, personal communication). Such seasonal migrations of biota are also important for seed dispersal and pollination (Pailler and Micheneau, 2005). Spatial components of lowland-upland gradients were mapped in two stages. Firstly, we identified their source and destination points. The source points (n=3) were located on the three highest points of the island, namely Piton des Neiges,

Piton de la Fournaise and Grand Bénare (Fig.1). The destinations points (n=24) were distributed at regular intervals along the coastline, preferentially on untransformed areas, river mouths and protected areas (marine and terrestrial) (Fig. 7). We also implemented destination points between summits. Owing to the configuration of the planning domain, it appears that we reached the maximum number of ecologically functioning destination points at this scale. Secondly, the least costly paths linking the source to the destination points were calculated across a cost matrix (resolution = 25m). This spatial matrix resumes arbitrary costs associated with transformation status, protection status, land tenure, distance to border inside pristine habitat and threat occurrence probability (Table 4). The less costly cells were deemed more suitable for the paths and a 500-m wide buffer zone was then designed along each path.

Cost component	Associated variables	Values (min, max)
Transformation status	Categories of Broad Habitat Units	0-5000
Irreplaceability (a)	Irreplaceability values calculated per planning unit with conservation targets ranking from 24 to 45 % of original habitat extant	0-4000
Fixed SCEEPs (a)	Presence/absence of SCEEP	0-1000
Protection	Presence/absence of protection	0-250
Land tenure	Public/private owned area	0-150
Distance to border inside extant habitat and invaded vegetation	6 classes of distance (outside-0m, 0-100m, 100-200m, 200-300m, 300-400m, >400 m)	0-125
Threats ^(b)	Probability of occurrence (see table 3)	0-100

(a) Cost component used for designing corridors.

(b) Threats encompass agriculture, urban and invasive species.

Table 4. *Spatial parameters used to design lowland-upland paths and corridors expansion.*

6. Role and design of large scale conservation corridors

Large scale conservation corridors aim to guarantee the persistence and integrity of biodiversity processes. In this study, we adapted the design methods proposed by Rouget et al. (2006), in order i) to encompass a large amount of SCEEPs and biodiversity patterns along altitudinal gradients, ii) on a minimum area and iii) to avoid non-desirable spatial components such as transformed, threatened, privately owned and unprotected areas. The core area of corridors is constituted by the flexible SCEEPs (i.e. lowland-upland gradients). Large scale corridors were expanded laterally from this core through a cumulative cost matrix whose source was the flexible SCEEP itself. This matrix used for the expansion analysis was similar to the one used for designing flexible SCEEPs and also included costs associated with irreplaceability values and presence of fixed SCEEPs. Here, all else equal, the objective was to favour the expansion of corridors on highly irreplaceable planning units and fixed SCEEPs. We assume that the weighting factors used for this analysis reflect our point of view and that they should be discussed in a participatory planning process perspective. The spatial expansion was achieved when an arbitrary total cost threshold of a value of 2,000,000 was reached. This was compared to a configuration obtained for a threshold of a value of 4,000,000 in order to evaluate the "friction" of the landscape when expanding the corridors.

7. Results

7.1. Fixed and flexible SCEEPs

SCEEPs (including fixed and flexible) initially covered 905 km² in Réunion Island, which represented 36 % of the island area (table 5 and Fig. 5). Currently, a large fraction of SCEEPs (81.3 %) is still suitable for biodiversity processes, whereas 3 % is irreversibly transformed by urbanisation and 15.7 % is transformed but remain restorable, mainly in lowlands. The overlap between fixed SCEEPs is about 9.4% (66 km²) and reaches 24.1 % between fixed and flexible SCEEPs.

SCEEP	% extant	% restorable	% lost	Length (km)	Surface (km ²)
<i>Fixed</i>	78,6	17	4,4	-	700
Oceanic-terrestrial interface (n=1)	12,0	58,4	29,6	256	83
Riverine corridors (perennial) (n=16)	94,4	2,2	3,4	355	123
Riverine corridors (non perennial) (n=52)	95,9	2,8	1,4	570	54
Macrohabitat interfaces (n=14)	80,6	18,6	0,9	1218	441
Isolated topographic units interfaces (n=9)	100,0	0,0	0,0	81	65
<i>Flexible</i>					
Lowland-upland gradient	87,7	10,3	2,0	451	423
<i>Fixed + flexible</i>	81,3	15,7	3,0	-	905

Table 5. Ecological status of fixed and flexible SCEEPs. Extant sections are untransformed by agriculture (including forestry of exotic) and urbanisation. Restorable areas are transformed by agriculture and secondary vegetation. Lost sections are irreversibly transformed by urbanisation. In the case of riverine corridors, secondary vegetation was deemed as extant.

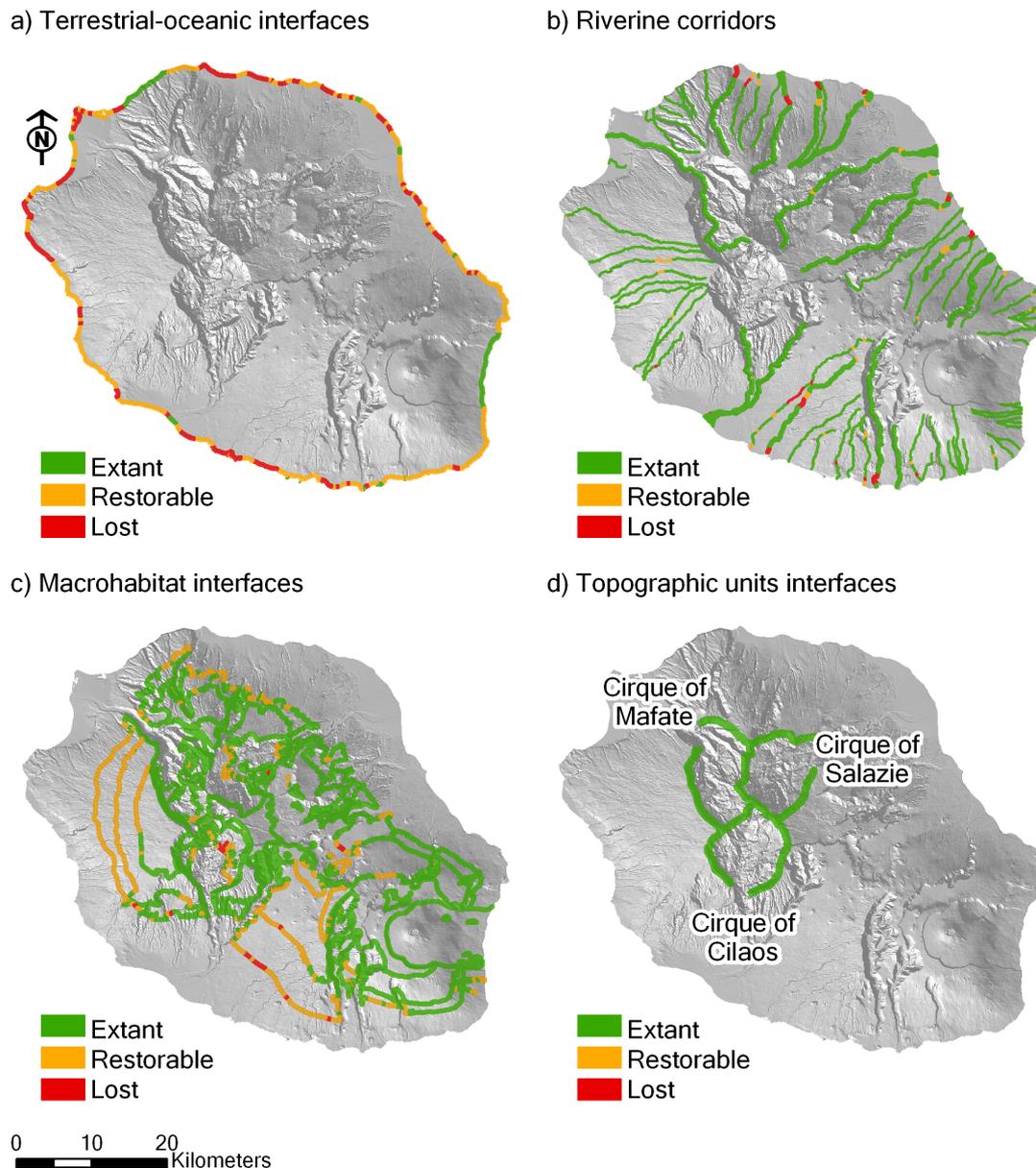


Figure 5. Transformation status of spatially fixed components of ecological and evolutionary processes in Réunion Island.

Oceanic-terrestrial interfaces cover 83 km², of which 58.4 % is now transformed but restorable and 29.6 % is definitively lost. Consequently, the persistence of coastal processes and related biodiversity patterns is highly compromised in Réunion Island.

Only 5.6 % of the perennial riverine corridors and 4.2 % of the non-perennial ones is considered irreversibly transformed (analysis per riverine section) where ecological and evolutionary processes can no longer persist. They were mostly kept untransformed due to their steep morphology that prevented urbanisation and land transformation for agriculture, which was less the case on coastal areas, where their relief was more suitable for human activities. Thus, the rate of land transformation rises up to 16.6 % for sections of perennial rivers located under the altitude of 100 m. More worryingly, out of 15 perennial rivers, only 5 remained undisrupted by irreversible habitat transformation. In disconnected riverine corridors, ecological processes such as the movements of non-flying fauna from the mouth to the source of the river are totally hindered. However, riverine

sections that are disconnected by urbanised areas can still act as ecological stepping stones for flying fauna, and particularly for forest birds, and their conservation remains essential.

Macrohabitat interfaces were moderately transformed (18.6%), although interfaces between lowland macrohabitats were more widely transformed (24.7 %) and almost fully transformed on the leeward side of the island. On the contrary, the spatial components sustaining processes associated with the isolated topographic units, remain intact, mostly because they are located in a harsh environment that is unsuitable for human activities.

The spatial components of biodiversity processes associated with the lowland-upland gradients covered 427 km², which represented 46.5 % of the total surface of SCEEPs. The area covered by the lowland-upland gradients is less transformed than fixed SCEEPs: 87.7 % were estimated to be untransformed, whereas only 2 % and 10.3 % respectively are estimated to be lost or restorable. Nonetheless, this assessment remains largely biased by the delineation method which favoured the selection of untransformed areas. We used comparable evaluation units (500 x 500 m) to assess the quantitative gain provided by the path optimization method. We estimated that 70.8 % of the surface of Réunion Island was suitable for ecological processes, which is 19.3 % less than lowland-upland SCEEP (Fig. 6).

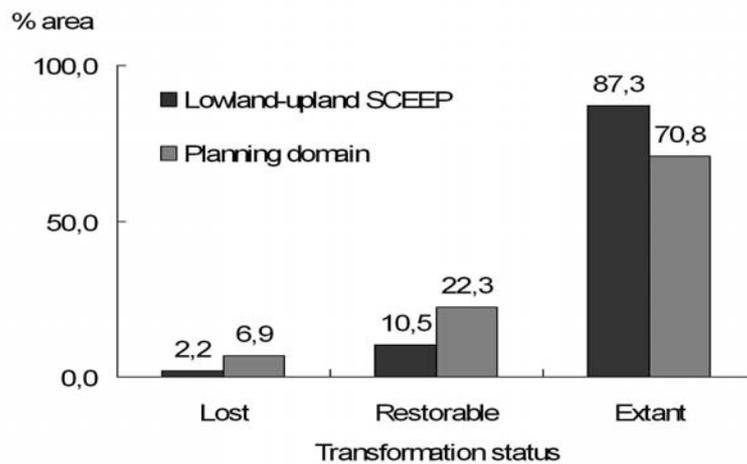


Figure 6. Transformation status of the lowland-upland gradients and of the whole planning domain (using 500 x 500 m quadrates). This graphic provides an estimate of the quantitative gain of the optimisation method used to delineate the spatial component of lowland-upland gradients.

7.2 Conservation corridors

Conservation corridors covered 29.8 % of the planning region (909 km²). They entirely encompass flexible SCEEPs and 51.1 % of the fixed SCEEPs (Table 6 and Fig. 7). The lower contribution of the corridors to the conservation of fixed SCEEPs is mainly because of the perpendicular distribution of macrohabitat interfaces. The corridors added 2.6 % to the achievement of the conservation targets for the vegetation types (88.8 % being already achieved by extant protected areas). Because it was impossible to avoid transformed areas when designing the corridors, transformed areas represented 25.6 % of the corridor's surface's, whereas they represented only 3.8 % of the protected areas. As a consequence, pressures threatening biodiversity are higher in the corridors (mean threat score = 3.6) than in the protected areas (mean threat score = 2.5), even if threatening agents differ (plant invasion in protected areas and land use in transformed areas).

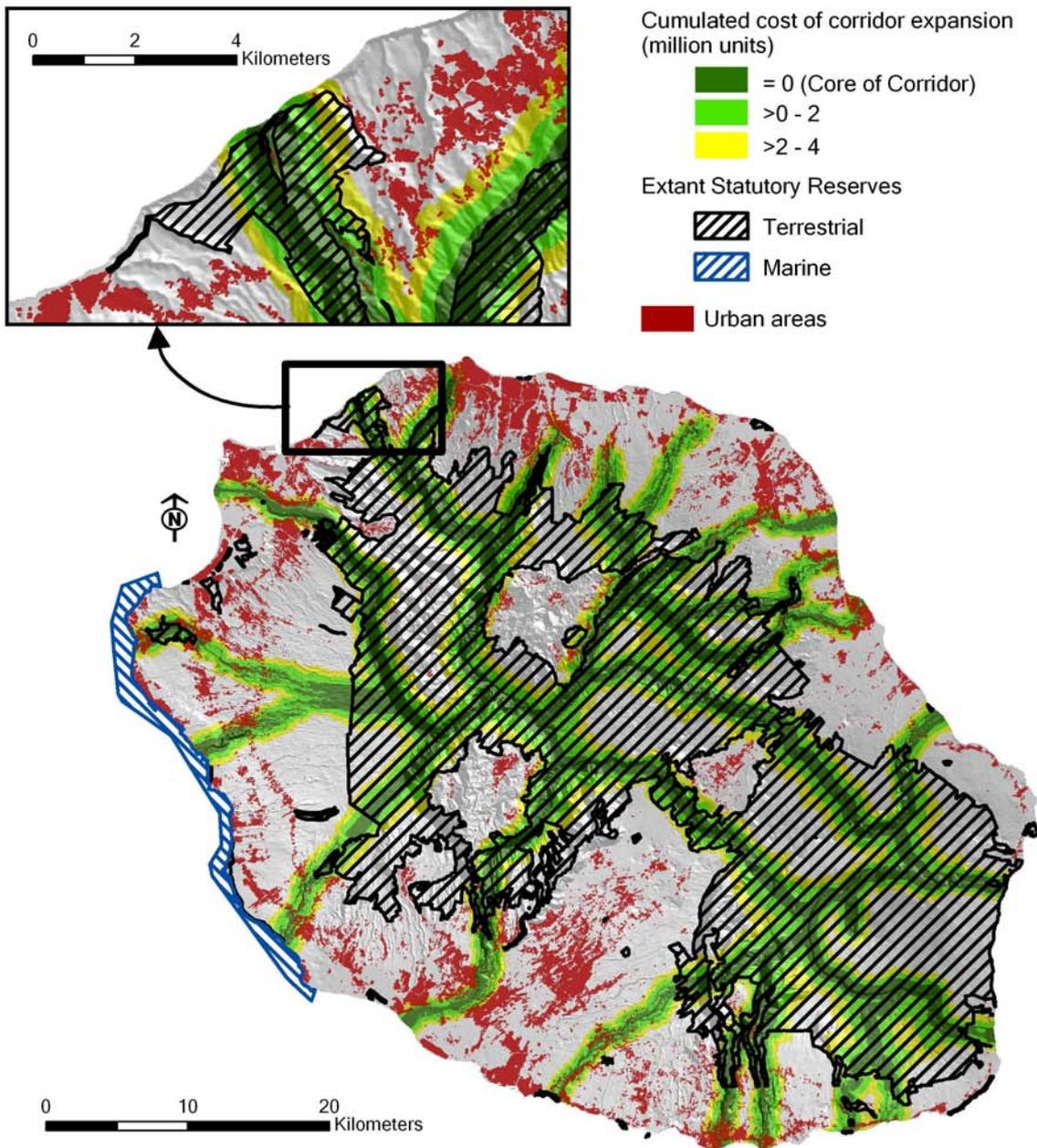


Figure 7. Corridors configuration and hypothetical cost factors for conservation planning

	Whole planning region (2512 km ²)	Protected areas	Corridors A (cumulated cost = 2 million units)	Corridors B (cumulated cost = 4 million units)	Unprotected area of corridors A
Area (% of planning region)	100,0	42,6	29,8	42,0	10,0
Extant and moderately invaded area (% of area)	39,7	86,8	61,8	59,6	7,6
Highly invaded area (% of area)	12,5	9,3	11,7	11,9	21,5
Transformed restorable area (% of area)	36,3	3,6	20,8	22,9	57,0
Irreversibly transformed area or unknown status (% of area)	11,5	0,2	4,8	5,7	14,3
Flexible SCEEP (%)	100,0	72,0	100,0	100,0	12,7
Fixed SCEEP (%)	100,0	70,1	51,4	63,7	41,0
Pattern target achievement (average %)*	-	88,8	91,4	91,7	91,4
Protected areas (% of area)	42,8	100,0	66,5	63,8	0,0
Public domain (% of area)	45,6	89,5	67,7	64,9	20,3
Threat (mean score)	4,7	2,5	3,6	3,7	6

*The percentage of target achievement for the biodiversity features includes the contribution of protected areas plus areas of corridors outside protected areas.

Table 6. Adequacy of large scale corridors in terms of extant habitat, fixed and flexible processes, target achievement for vegetation types, protected and public areas and threat exposure. Indicators are evaluated for protected areas, whole planning region, whole conservation corridors (cumulated cost = 2 or 4 millions units) and unprotected portion of corridors.

A large proportion of corridors is currently unprotected (33.5 %). This represents a priority for conservation in Réunion of which 79.7 % is located on privately owned areas and 57.0 % is located on secondary vegetation or cultivated areas. Those areas should be targeted by measures such as land care or stewardship alternatives (see discussion below). Corridors sections located outside protected areas are highly vulnerable to pressures from land use change and invasive species (mean threat score = 5.9) even if pressures are lower than in unprotected areas as a whole (6.5).

Doubling the cost threshold that stopped the expansion process of corridors (i.e. from 2 millions for "corridors A" to 4 millions for "corridors B", see Table 6) increased by 28.9 % the total area of the corridors but had very little effect on their composition (i.e. the proportion of land type, SCEEPS, protected areas, public domain and threat). Indeed, inside "corridors B" the level of target achievement for the biodiversity patterns was barely increased (+0.3 %), and improved by only 12.3 % compared to "corridors A". Thus, with limited conservation gains, the "corridors B" cover more privately owned areas, unprotected areas and areas vulnerable to land use pressures.

8. Discussion

8.1 Biodiversity processes assessment

We identified five spatial components supporting key ecological and evolutionary processes in Réunion Island: the lowland-upland gradients, the oceanic-coastal interface, the isolated topographic units boundaries, the riverine corridors and the macrohabitat interfaces. The spatial density of processes in Réunion Island is very high compared to continental regions (Rouget et al., 2003). The spatial components of biodiversity processes are in general globally extant (81.3 %) although their integrity is highly weakened in lowland. Nevertheless, this assessment remains highly dependant on the delineation methods (discrete) applied and on the selection of areas in the landscape that were assumed suitable for the persistence of biodiversity processes.

8.2 Conservation corridor design

Our approach for designing conservation corridors was based on Systematic Conservation Planning principles (Margules and Pressey, 2000) and differs from previous studies based on expert judgement only (Conservation International, 2000). We managed to incorporate potentially diverging conservation goals by optimizing corridor design in order to encompass simultaneously biodiversity processes and patterns, and to avoid constraints (vulnerable, privately owned and unprotected areas). The approach is sufficiently general to be applied to other insular regions. The final configuration of the conservation corridors, however, depends widely on the relative cost associated with constraints factors. Nevertheless, it appears that the level of transformation and the spatial organization of the planning domain is such as that the delineation options are very limited. The resulting corridors capture the whole altitudinal gradient and include a significant amount of the other (spatially fixed) processes (51.4 %). Together with existing conservation areas, the corridors achieve a large proportion of the conservation targets for vegetation types (91.4%). Moreover, conservation corridors integrate well publicly owned areas (67.7 %) and existing protected areas (66.5 %). However, areas of high land-use pressure could not be avoided in lowlands as a consequence of its higher rate of habitat transformation. Furthermore, we showed that expanding the total area covered by corridors did not necessarily improve benefits for biodiversity conservation. Quite the contrary, we showed that it increased the amount of areas unsuitable for the preservation of biodiversity and more prone to habitat transformation into the corridors. Further corridor design approaches should imply "real" cost approach in combination with economic assessment methods.

Interestingly, the incorporation of corridors into conservation planning strategies raises a generic ethical question: How to plan conservation with a partial and biased knowledge of ecosystem functioning? The generic dilemma between scientific rigor, uncertainty and urgency of conservation actions can be solved by adopting the adaptive management strategy (Lee, 2002). This approach aims to balance the requirements of management with the need to learn about the system being managed, which leads theoretically to better decisions. This strategy should be favoured in Réunion Island, and more generally in insular regions, as available data and knowledge on biodiversity processes are often insufficient in front of conservation stakes. Consequently, the shape of SCEEPs and corridors should be modified as new data and insight emerge. Nevertheless, in small islands, the planning options for corridor design are so scarce that they should be all explored. In this context, the task of proving the absence of ecological impact should be the one of the sector that carries land transformation.

8.3 Implementing and managing conservation corridors

Designing conservation corridors is one of the stages of a Systematic Conservation Plan (Margules and Pressey, 2000). In order to be effective, this stage must be coupled with a stakeholder involvement and an implementation strategy (Knight et al., 2006). Indeed, many studies have shown that the active participation of stakeholders is vital for the success of conservation (Brown, 2003) and land use policies (Castella et al., 2005). Activities and actions, to be developed within the conservation corridors in Réunion island, should be discussed and a consensus should be reached among a wide array of stakeholders including conservation managers, farmers and tourism committees (Cowling, 2005). In this perspective, conservation corridors represent an opportunity toward sustainable development of rural areas in Réunion Island. In such a framework, our study mustn't be perceived as a definite solution but as a potential for undertaking conservation actions. For instance, information produced along our study can be mobilised by conservationists and other stakeholders when negotiating development plan, at different spatial scales (from regional to local), inside and outside protected areas. On a more global perspective, planning biodiversity conservation at an island scale should improve the coherence of land management by clearly assigning ecological functions to agricultural areas which are highly weakened by urban sprawl and short-term profitableness objectives.

9. Conclusion

Insular regions are highly dynamic and vulnerable eco- and socio-systems where reconciling conservation and sustainable development is not a trivial task owing to the scarcity of planning options. Here, we proposed a systematic protocol for identifying and protecting biodiversity processes through a network of conservation corridors encompassing terrestrial and coastal components. We managed to integrate socio-economic sustainability constraints into the design process. Islands require urgent conservation measures: future research should focus on biological processes along terrestrial-coastal-marine interfaces and on methods for integrating processes into land and resource management plans at broader scales. In such a perspective the 'small world' of islands offers key opportunities and requires research efforts for thinking and testing innovative concepts, methods and tools for planning and implementing conservation actions..

10. References

- Actif, N., Lardoux, J.-M., 2006. Six scénarios pour répartir la population de 2030 in Dossier: Projections 2030. *Economie de La Réunion* 125, 12-15.
- Arendt, R. (2003) Linked landscapes: Creating greenway corridors through conservation subdivision design strategies in the northeastern and central United States. *Landscape and Urban Planning* 68, 2-3, 241-269.
- Ball, I.R., Possingham, H.P., 2000. MARXAN (V1.8.2): Marine Reserve Design Using Spatially Explicit Annealing, a Manual.
- Balmford, 2003. Conservation planning in the real world: South Africa is showing the way. *Trends in Ecology and Evolution* 18, 9, 435-438.
- Balmford, A., Mace, G., Ginsberg, J.R., 1998. The challenges to conservation in a changing world: putting processes on the map. *Conservation in a Changing World* (eds G. Mace, A. Balmford & J.R. Ginsberg), p. 1–28. Cambridge University Press, Cambridge.
- Baret, S., Rouget, M., Richardson, D.M., Lavergne, C., Egoh, D., Dupont, J., Strasberg, D., 2006. Current distribution and potential extent of the most invasive alien species on La Réunion (Indian Ocean, Mascarene islands). *Austral Ecology* 31, 747-758.
- Besse, P., D., D.S., Humeau, L., Govinden-Soulange, J., Gurib-Fakim, A., Kodja, H., 2003. A genetic diversity study of endangered *Psiadia* species endemic from Mauritius Island using PCR markers. *Biochemical Systematics and Ecology* 31, 1427-1445.
- Brown, J.H., Lomolino, M.V., 2000. Concluding remarks: historical perspectives and the future of island biogeography theory. *Global Ecology & Biogeography* 9, 87-92.
- Brown, K., 2003. Tree challenges for a real people-centred conservation. *Global Ecology & Biogeography* 12, 89-92.
- Cadet, T., 1980. La végétation de l'île de La Réunion, étude phytocéologique et phytosociologique. PhD thesis, Université d'Aix Marseille.
- Carlquist, S., 1974. *Island Biology*. Columbia University Press, New York.
- Case, T.J., Bolger, D.L., Richman, A.D., 1992. Reptilian extinctions: the last ten thousand years, in: Fielder, P.L. & Jain, S.K. (Eds.), *Conservation Biology: The Theory and Practice of Nature Conservation, Preservation, and Management*. Chapman and Hall, New York, pp. 91–125.

- Castella, J.-C., Trung, T.N., Boissau, S., 2005. Participatory simulation of land-use changes in the Northern Mountains of Vietnam: the combined use of an Agent-Based Model, a Role-Playing Game, and a Geographic Information System. *Ecology and Society* 10, 1: 27, [on line] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol10/iss1/art27/>.
- Chefaoui, R.M., Hortal, J., Lobo, J.M., 2005. Potential distribution modelling, niche characterization and conservation status assessment using GIS tools: a case study of Iberian *Copris* species. *Biological Conservation* 122, 2, 327-338.
- Cheke, A.S., 1987. An ecological history of the mascarene islands, with particular reference to extinctions and introduction of land vertebrates, in: Diamond, A W. (Ed.), *Studies of the Mascarene Islands Birds*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 5-89.
- Coppolillo, P., Gomez, H., Maisels, F., Wallace, R., 2004. Selection criteria for suites of landscape species as a basis for site-based conservation. *Biological Conservation* 115, 3, 419-430.
- Cowling, R.M., Heijnis, C.E., 2001. The identification of Broad Habitat Units as biodiversity entities for systematic conservation planning in the Cape Floristic Region. *South Afr. J. Bot.* 67, 15-38.
- Cowling, R.M., Pressey, R.L., 2001. Rapid plant diversification: Planning for an evolutionary future. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 98, 10, 5452-5457.
- Cowling, R.M., Pressey, R.L., Lombard, A.T., Desmet, P.G., Ellis, A.G., 1999. From representation to persistence: requirements for a sustainable reserve system in the species-rich Mediterranean -climate deserts of South Africa. *Diversity and Distributions* 5, 51-71.
- Cudihy, L.W., Stone, C.P., 1990. *Alteration of Native Hawaiian Vegetation, Effects of Human, Their Activities and Introductions*, Cooperative National Park Resources Studies Unit, University of Hawaii at Manoa, Honolulu.
- Diamond, J.M., 1989. The present, past and future of human caused extinctions. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, B 325, 469-477.
- Driver, A., Cowling, R., Maze, K., 2003. *Planning for living landscapes: perspectives and lessons from South Africa*. Cape Town Botanical Society of South Africa,
- Ferrier, S., Pressey, R.L., Barrett, T.W., 2000. A new predictor of the irreplaceability of areas for achieving a conservation goal, its application to real-world planning, and a research agenda for further refinement. *Biological Conservation* 93, 3, 303-325.
- Fritts, T.H., Rodda, G.H., 1998. The role of introduced species in the degradation of island ecosystems. *Annual Reviews of Ecology and Systematics* 29, 113-140.
- Fullera, T., Munguá, M., Mayfielda, M., Sanchez-Corderob, V., Sarkara, S., 2006. Incorporating connectivity into conservation planning: A multi-criteria case study from central Mexico. *Biological Conservation* 133, 131-142.
- Gigord, L., Picot, F. & Shykoff, J., 1999. Effects of habitat fragmentation on *Dombeya acutangula* (Sterculiaceae), a native tree on La Réunion (Indian Ocean). *Biological Conservation* 88, 43-51.
- Gillot, P.-Y., Lefèvre, J.-C., Nativel, P.-E., 1994. Model for the structural evolution of the volcanoes of Réunion Island. *Earth and Planetary Science Letters* 122, 3-4, 291-302.
- International, C. (2000) *Designing sustainable landscapes*. Center for Applied Biodiversity Science, Washington, D.C.
- Jacquemyn, H., Micheneau, C., Roberts, D.L., Pailler, T., 2005. Elevational gradients of species diversity, breeding system and floral traits of orchid species on Réunion Island. *Journal of Biogeography* 32, 1751-1761.

- Jaquemet, S., Le Corre, M., Quartly, G.D., 2007. Ocean control of the breeding regime of the sooty tern in the southwest Indian Ocean. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* 54, 1, 130-142.
- Knight, A.T., Cowling, R.M., Campbell, B.M., 2006. An operational model for implementing conservation action. *Conservation Biology* 20, 2, 408-419.
- Komdeur, J.A., Pels, M.D., 2005. Rescue of the Seychelles warbler on Cousin Island, Seychelles: The role of habitat restoration. *Biological Conservation* 124, 15-26.
- Lagabriele, E., Le Bourgeois, T., Dupont, J., Baret, S., Strasberg, D., 2006. Contribution à la connaissance biogéographique des milieux naturels et des espèces végétales envahissantes à La Réunion, Cirad, Université de La Réunion, Mission Parc National de La Réunion, Saint-Denis.
- Lagabriele, E., Metzger, P., Martignac, C., Lortic, B., Durieux, L., 2007. Les dynamiques d'occupation du sol à La Réunion (1989-2002). *M@ppemonde* 86, 2, [online] URL: <http://mappemonde.mgm.fr/num14/articles/art07205.pdf>
- Lane, M.B., 2006. Towards integrated coastal management in Solomon Islands: Identifying strategic issues for governance reform. *Ocean & Coastal Management* 49, 7-8, 421-441.
- Lavergne, C., 1999. The invasive woody weed *Ligustrum robustum* subsp. *walkeri* threatens native forest on La Réunion. *Biological Invasions* 1, 4, 377-392.
- Le Corre, M., Safford, R.J., 2001. La Réunion and Iles Eparses., in: Fishpool L.D.C., Evans, M.I. (Eds.) *Important bird areas in Africa and associated islands Priority Sites for Conservation*, BirdLife International, Cambridge, UK, pp. 693-702.
- Le Corre, M., Strasberg, D., 2002. Inventaire et conservation des éléments indigènes de la flore et de l'avifaune sur le littoral réunionnais. *The Journal of Nature* 14, 1, 51-58.
- Lee, K.N., 2002. Appraising adaptive management. *Conservation Ecology* 3, 2, [online] URL: <http://www.consecol.org/vol3/iss2/art3>.
- Lombard, A.T., Cowling, R.M., Pressey, R.L., Rebelo, A.G., 2003. Effectiveness of land classes as surrogates for species in conservation planning for the Cape Floristic Region. *Biological Conservation* 112, 1-2, 45-62.
- Loope, L.L., Mueller-Dombois, D., 1989. Biological Invasions: a Global Perspective, in: Drake, J.A., Di Castri, F., Groves, F., Kruger, R., Mooney, H.A. (Eds.), *Characteristics of invaded islands, with special reference to Hawaii*, John Wiley & Sons, Chichester, UK, pp. 257-280.
- Mac Arthur, R.H., Wilson, E.O., 1967. *Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton N.J.
- Macdonald, I.A.W., Thébaud, C., Strahm, W.A., Strasberg, D., 1991. Effects of Alien Invasions on Native Vegetation remnants on La Réunion (Mascarenes Islands, Indian Ocean). *Environmental Conservation* 18, 1, 51-61.
- Mairine, P., Bachèlery, P., 1997. Un grand épisode érosionnel dans l'histoire ancienne du Piton de la Fournaise (île de la Réunion). *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences - Series IIA - Earth and Planetary Science* 325, 4, 243-249.
- Margules, C.R., Pressey, R.L., 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405, 243-253.
- Mittermeier, R.A., da Fonseca, G.A.B., Hoffman, M., Pilgrim, J., Brooks, T., Gill, P.R., Mittermeier, C.G., Lamoreux, J., 2005. Hotspots revisited : Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. CEMEX, Conservation International,
- Moritz, C., 2002. Strategies to protect biological diversity and the evolutionary processes that sustain it. *Systematic Biology* 5, 238-254.

- Mourer-Chauvire, C., Bour, R., Ribes, S., Moutou, F., 1999. The avifauna of Réunion island (Mascarene Islands) at the time of arrival of the first Europeans. *Avian Paleontology at the Closes of the 20th Century*, Washington, D.C., 4–7 June 1996, Smithsonian Contributions to Paleobiology.
- Mueller-Dombois, D., Loope, L.L., 1990. Some unique ecological aspects of oceanic island ecosystems. *Botanical Research and Management in Galapagos*, in: Hamann, O. Lawesson, J.E., Rogers, G., Reck, G., Ochoa H. (Eds.), *Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden*, pp. 21-28.
- Olesen, J.M., Valido, A., 2003. Lizards as pollinators and seed dispersers: an island phenomenon. *Trends in Ecology & Evolution* 18, 4, 177-181.
- Pailler, T., Micheneau, C., 2005). *Orchid-pollinator interactions on Réunion island*. 18 th World Orchid Conference, Dijon, France.
- Pelling, M. & Uitto, J.I., 2001. Small island developing states: natural disaster vulnerability and global change. *Global Environmental Change Part B: Environmental Hazards* 3, 2, 49-62.
- Richardson, D.M., Pysek, P., Rejmanek, M., Barbour, M.G., Panetta, F.D., West, C.J., 2000. Naturalization and invasion of alien plantes: concepts and definitions. *Diversity and Distribution* 6, 93-107.
- Rivals, P., 1952. *Etudes sur la végétation de l'île de La Réunion*. PhD thesis, Université de Toulouse.
- Rouget, M., Cowling, R.M., Lombard, A.T., Knight, A.T., Kerley, G.I.H., 2006. Designing Large-Scale Conservation Corridors for Pattern and Process. *Conservation Biology* 20, 2, 549-561.
- Rouget, M., Cowling, R.M., Pressey, R.L., Richardson, D.M., 2003. Identifying spatial components of ecological and evolutionary processes for regional conservation planning in the Cape Floristic Region, South Africa. *Diversity and Distribution* 9, 191-210.
- Roux, D., de Moor, F., Cambray, J., Barber-James, H., 2002. Use of landscape-level river signatures in conservation planning: a South African case study. *Conservation Ecology* 6, 2, [online] URL: <http://www.consecol.org/vol6/iss2/art6/>.
- Simberloff, D., 1992. Extinction, survival, and effects of birds introduced to the Mascarenes. *Acta Oecologica* 13, 6, 663-678.
- Stattersfield, A., Capper, D., 2000. *Threatened Birds of the World*. Birdlife International, Cambridge, UK.
- Strasberg, D., Rouget, M., Richardson, D.M., Baret, S., Dupont, J., Cowling, R.M., 2005. An assessment of habitat diversity, transformation and threats to biodiversity on Reunion Island (Mascarene Islands, Indian Ocean) as a basis for conservation planning. *Biodiversity and Conservation* 14, 12, 3015-3032.
- Thébaud, C., Strasberg, D., 1991. *Conservation of plant species and their habitat on the island of La Réunion (Mascarene Islands, Indian Ocean)*. WWF International, Project 4543, Genève, Switzerland.
- Townsend, C.R., 1996. Invasion biology and ecological impacts of brown trout *Salmo trutta* in New Zealand. *Biological Conservation* 78, 1-2, 13-22.
- Vitousek, P.M., Loope, L., Adersen, H.E., 1995. *Islands: Biological Diversity and Ecosystem Function*. Springer-Verlag, Berling.
- Warren, B.H., Bermingham, E., Prys-Jones, R.P., Thebaud, C., 2006. Immigration, species radiation and extinction in a highly diverse songbird lineage: white-eyes on Indian Ocean islands. *Molecular Ecology* 15, 12, 3769–3786.
- Whittaker, R.J., 1998. *Island Biogeography, Ecology, Evolution and Conservation*. Oxford University Press, Oxford.

Whittaker, R.J., Willis, K.J. & Field, R. (2001) Scale and species richness: toward a general, hierarchical theory of species diversity. *Journal of biogeography*, 28, 453-470.

Chapitre 7

Planification systémique de la conservation et de la restauration dans les régions insulaires : le cas d'étude générique de l'île de la Réunion

Systematic conservation and restoration planning in insular regions: a generic case study on Réunion Island

Note introductive.

Dans ce *Chapitre 7*, nous développons un plan systémique de conservation et de restauration de la biodiversité pour l'île de la Réunion. Ce plan concerne le système de réserves existant et également les zones non protégées. La méthode intègre les Composantes Spatiales des Processus Ecologiques et Evolutifs identifiées dans le *Chapitre 6*. Au-delà du domaine géographique d'application (région insulaire), l'apport méthodologique de ce travail réside dans l'incorporation de la restauration et dans la prise en compte des coûts associés avec la mise en place et la gestion des aires protégées pour optimiser le plan de conservation et de restauration. L'évaluation des coûts reste cependant relative puisqu'elle n'est pas exprimée en termes monétaires. Enfin, nous portons un regard critique sur l'approche *Systematic Conservation Planning* en discutant notamment des limites inhérentes à l'utilisation du modèle d'optimisation et des hypothèses socio-économique de la démarche (ceci est abordé plus globalement dans le *Chapitre 8*).

**Planification systémique de la conservation
et de la restauration dans les régions insulaires :
le cas d'étude générique de l'île de la Réunion**

***Systematic conservation and restoration planning
in insular regions: a generic case study on Réunion Island***

Soumis/Submitted: Biological Conservation

Erwann Lagabrielle¹, Mathieu Rouget^{2,3}, Thomas Le Bourgeois¹, Karine Payet³, Laurent Durieux⁴, Stéphane Baref⁵, Joël Dupont⁶, Dominique Strasberg¹

¹ UMR CIRAD/Université Réunion, Peuplements Végétaux et Bioagresseurs en Milieu Tropical, 7 chemin de l'Irat, ligne paradis, 97410 Saint-Pierre - France

² Conservation Science Group, Zoology Department, University of Cambridge, Downing Street, CB2 3EJ - United Kingdom

³ South African National Biodiversity Institute, Private Bag X101, Pretoria 0001 - South Africa

⁴ Institut de Recherche pour le Développement, Unité Espace S140, Maison de la Télédétection, 500 rue J.F. Breton, 34093 Montpellier - France

⁵ Conservatoire Botanique National de Mascarin, 2 rue du Père Georges, Les Colimaçons, 97436 Saint-Leu – France

⁶ Société Réunionnaise d'Etude et de Protection de l'Environnement, 30 rue des Deux-Canons 97490 Sainte-Clothilde – France

Abstract.

Small tropical islands are highly dynamic and vulnerable ecological and social systems where conservation planning has to balance conservation objectives with development interests. Through a case study on Réunion Island (in the Indian Ocean), we test a systematic protocol for biodiversity conservation planning and restoration. The protocol focuses on biodiversity patterns and processes, inside and outside existing reserves, while considering the other land uses (agriculture and urbanisation). The ten stages of the planning protocol are based upon a synthesis of expert knowledge, satellite and aerial photography analysis, basic GIS analysis and the use of a spatial optimisation algorithm for selecting conservation sites. The site selection process is guided by quantitative targets set for biodiversity patterns (habitats, vertebrates and plant species) and for the spatial components of ecological and evolutionary processes. The site selection process is also constrained by a Synthetic Index of Conservation Costs (SICC) that integrates cost associated with acquisition opportunity, weed control, restoration and future pressures. The spatial system of conservation sites identified by the plan comprised 63.5 % of the island's area. 42.1 % of the island is currently protected but only half of the area of the existing reserve system contributes to achieving conservation and restoration targets. Additional areas selected by the planning process are high-cost planning units located on the low fringes of existing reserves and in the transformed lowlands. We stress that the persistence of biodiversity patterns and processes is highly compromised by the spatial disconnectedness between the marine domain, the transformed lowlands and the uplands. More generally, the scarcity of planning options in such insular systems questions the relevance of complex optimisation tools and planning procedures. In this context, the involvement of local stakeholders is more than elsewhere, a crucial component for the implementation of the plan.

Résumé.

La planification de la conservation dans les espaces insulaires implique de concilier des mesures de conservation avec des objectifs de développement insulaire. A travers le cas d'étude de l'île de la Réunion (Océan Indien), nous testons un protocole systémique pour planifier la conservation et la restauration de la biodiversité. Le protocole est centré sur les entités et les processus de la biodiversité, à l'intérieur et à l'extérieur des aires protégées actuelles, tout en intégrant les autres modes d'utilisation de l'espace (agriculture et urbanisation). Les 10 étapes du protocole de planification sont basées sur une synthèse d'expertises, des analyses d'images satellitaires et aériennes, des traitements géomatiques basiques et un algorithme d'optimisation spatiale. Le plan est guidé par des cibles quantitatives définies pour les entités de biodiversité (les habitats, les vertébrés et les plantes) et les composantes spatiales des processus écologiques et évolutifs. Le plan intègre également des corridors de conservation définis à grande échelle, reliant les zones basses et hautes de l'île. Pour atteindre les cibles de conservation et de restauration, le processus de sélection des sites est contraint par un Indice Synthétique des Coûts de Conservation (ISCC). L'ISCC intègre des coûts associés avec l'opportunité d'acquisition, le contrôle des espèces envahissantes, la restauration et les pressions futures. Le système spatial d'aires de conservation identifié au cours du plan comprend 63,5 % de la surface de l'île. 67,1 % de cette aire prioritaire est déjà incluse dans des réserves existantes. 42,1 % de la surface de l'île est actuellement protégée mais seulement 50 % du réseau actuel d'aires protégées contribue à atteindre les cibles de conservation et de restauration. La conservation des aires additionnelles sélectionnées au cours du processus de planification implique des investissements importants et se situent sur la frange basse des aires protégées actuelles et dans les Bas de l'île qui sont très anthropisés. La pérennité des processus et des entités de biodiversité est très menacée par la disconnectivité spatiale entre le domaine marin, les zones basses et les zones hautes de l'île. La rareté des options spatiales de planification dans de tels systèmes insulaires questionne la pertinence d'outils et de méthodes complexes de planification. Dans ce contexte, l'implication des décideurs est, plus qu'ailleurs, une composante cruciale pour la mise en œuvre du plan de conservation. Plus généralement, à travers le cas d'étude de la Réunion, nos résultats militent en faveur de l'utilisation d'outils et de méthodes de planification souples, plus facilement compréhensibles et partageables.

Key words. Systematic conservation planning, Restoration, Ecological and evolutionary processes, Management costs, Spatial optimisation, Implementation, Islands, Réunion Island

Mots-clés. Planification systémique de la conservation, Restauration, Processus écologiques et évolutifs, Coûts de gestion, Optimisation spatiale, Implémentation, Îles, Île de la Réunion

1. Introduction

Developing a systematic conservation protocol in an oceanic island, such as Réunion Island (Indian Ocean), has to balance conservation actions and insular development interests. Paradoxically, islands attract important international support for the conservation of their biodiversity patterns but received very little support for the development of sustainable development strategies (United Nations 1994). Thus, conservation plans initiated in insular regions often focused on biodiversity only, ignoring key socio-economic processes that guide effective conservation (Veech 2003) and the processes that sustain it (Cowling *et al.* 1999). This often results in unsustainable conservation strategies and conflicts arise between the interests of 'islanders' and conservation activities (Novy-Hildesley 2001). Here, we propose a protocol for identifying a conservation area network which reconciles conservation objectives with sustainable development constraints. Furthermore, our study is aimed at providing a general protocol for application in other tropical insular systems.

Insular biodiversity is particularly rich in endemic species, and contributes disproportionately to global biodiversity (Stattersfield & Capper 2000). Indeed, ten of the 34 terrestrial biodiversity hotspots listed by Conservation International are wholly comprised of islands (Cook *et al.* 2006; Mittermeier *et al.* 2005). Over the last century, insular ecosystems became some of the most restricted and threatened in the world (Mueller-Dombois & Loope 1990). For instance, more than 60% of documented vertebrate extinctions have occurred on islands (Case *et al.* 1992; Diamond 1989). Confounding ecological and anthropogenic factors have been cited to explain such an unprecedented rate of biodiversity loss. This includes the rarity of spatial options for persistence (Whittaker *et al.* 2001; Simberloff 1995), a higher vulnerability to invasions (Komdeur & Pels 2005; Fritts & Rodda 1998; Burkey 1995; Mueller-Dombois & Loope 1990), and higher rates of land conversion (Lane 2006; Cudihy & Stone 1990; Reid & Miller 1989; Towle 1985). In addition, several factors hindered the implementation of conservation plans in insular regions, including poverty, lack of awareness, and overall, insufficiently participative planning strategies. Although islands share common traits and problems with continental areas, many of these problems are intensified in insular systems (Hess 1989).

To our knowledge, very few insular systems have employed systematic conservation planning procedures (hereafter referred to as SCP): an application was developed in Papua New Guinea (Faith *et al.* 2001) but this exercise did not specifically address the 'insular' issue. Systematic conservation planning seeks to identify the best spatial options for representing and guaranteeing the persistence of biodiversity features within a region (Balmford 2003; Margules & Pressey 2000). Biodiversity features encompass patterns (basically habitats and species) and the ecological and evolutionary processes that guarantee their persistence (Rouget *et al.* 2003). From an operational point of view, a systematic conservation plan is aimed at designing and implementing an optimal conservation area network (Sarkar & Margules 2002) that achieves quantitative conservation targets while simultaneously minimizing external constraints (generally land use pressure, invasion) and intrinsic constraints (spatial requirements for biodiversity persistence).

SCP methods have benefitted from recent developments in conservation planning software (Pressey & Cowling 2001). Currently, the most widely used software is Marxan (Possingham *et al.* 2000) and its GIS interface CLUZ (Smith 2004). Marxan employs a simulated annealing algorithm which allows the rapid identification of a near-optimal portfolio of conservation areas. The sensitivity of such optimisation 'black box' is still questioning as it implicates to balance parameters associated with socio-economic and biological components (meaning of this sentence?) (Gunderson & Holling 2002). Although there is now a relative consensus on conservation planning approaches, the parameterisation of planning tools has led us to assign a value to our environment, which is in fact the core of the debate (Daily *et al.* 2000).

In this paper, we discuss the approach and the outcomes of a systematic conservation plan developed on Réunion Island (2512 km²) in the Indian Ocean. This plan aimed to achieve conservation and restoration targets in- and off-reserve, for habitats, plants, vertebrates and spatial surrogates for biological processes. One third of the area of Réunion Island is still covered by native vegetation, while other islands of the Mascarene archipelago have almost lost all their pristine vegetation

(Strasberg *et al.* 2005). The island has long been recognised as a global priority for conservation owing to its vulnerability and its high concentration of endemic taxa, especially of plants (65% of the island's 600 species of flowering plant species are endemic to the Mascarene archipelago). Together with the Malagasy region, Réunion is located in a global biodiversity hotspot (Mittermeier *et al.* 2005), a Marine biodiversity hotspot (Roberts *et al.* 2002) and a Global 200 Ecoregion (Olson & Dinerstein 1998.). The island is also an Endemic Bird Area (Stattersfield *et al.* 1998; Le Corre & Safford 2001).

More specifically, the objectives of this paper are:

- i) To develop a systematic conservation planning protocol for identifying conservation and restoration priorities in- and off-reserves in Réunion Island,
- ii) To derive and to discuss generic lessons about the applicability of systematic conservation planning methods to insular systems,
- iii) To explore research directions in order to balance systematic conservation planning and sustainable development in islands through the development of more flexible and more adaptive conservation planning tools and methods.

2. Study area

Réunion is a recent tropical volcanic island (2-3 millions years BP) located in the Indian Ocean (Figure 1). Its steep relief reaches 3070 m in the centre. Its vegetation is mostly structured along a gradient of rainfall and altitude (Cadet 1980). Strasberg *et al.* (2005) delineated 20 native broad habitat units, belonging to four broad macrohabitat units (coastal-lowland, submountain, mountain and subalpine). Since European occupation of the island (in the year 1665), lowland habitats are almost fully transformed, except on harsh slopes and ravines (Gigord *et al.* 1999). At present-day, more than 80% of the total population (780 000, INSEE, 2006) lives on the coastal fringe of the island where most of the socio-economic activities are concentrated. As with other insular regions, biodiversity in Réunion is facing escalating threats that have already led to the extinction of 30 of 45 vertebrates species (Mourer-Chauvire *et al.* 1999; Cheke 1987). Habitat degradation by invasive alien species is the main threat to native biodiversity (Thébaud & Strasberg 1991; Macdonald 1991; Baret *et al.* 2006). In addition, urbanisation pressure is extremely high on both cultivated and natural landscapes from the coastal-zone up to 2000 m. Clearing for cattle breeding is currently transforming native forest in the uplands. Since 2007, a national park covering 42.6 % of the island is being implemented on the uplands.

Under these circumstances, a conservation planning protocol in Réunion is expected to provide guidelines for orientating conservation and restoration actions in- and off-reserve while integrating sustainable development principles. In addition, the availability of biological and socio-economic data combined with a high level of scientific skills was identified as an opportunity for providing conservation planning guidelines of generic relevance for other insular systems.

3. Methods and data

In this section we provide an overview of the data and tools mobilized for developing the plan: the biodiversity features and their associated conservation targets, the planning unit layer, the planning software and the costs associated with conservation actions. Finally we describe the planning steps for selecting priority sites for conservation and restoration.

3.1. Expert involvement

We followed a planning approach that integrated data and software with expert judgements. Experts (n=10) belong to state institutions (National Park, National Forest Office), University of

Réunion, national research institutes (Cirad, IRD) and four naturalist's associations. They were consulted during workshops and individual interviews. Combined with field survey, expert knowledge was used in compiling most of the data sets: for delineating the broad habitat units (Strasberg *et al.* 2005), the spatial components of ecological and evolutionary processes (Lagabrielle *et al.*, unpublished data, 2007) and for mapping the probabilities of pressure occurrence. Expert judgement was also used in developing the plan, namely in attributing costs to planning units and in defining the minimum size of habitat patches.

3.2. Biodiversity features

3.2.1. Broad Habitat Units

In areas where available data on biodiversity are poor or limited, a coarse-filter approach to mapping biodiversity is recommended (Ferrier, 2002). Previous studies have shown that Broad Habitat Units -hereafter referred to as BHUs (Cowling & Heijnis 2001)- act as good surrogates for overall biodiversity (especially plant biodiversity) and can be used as a basic features in regional planning (Lombard *et al.* 2003). The protocol used to map the BHUs in Réunion Island is based on the automatic classification of Spot 5 images, the interpretation of aerial photography with experts, and some basic geographic information (Appendix, Table A). Following this procedure, the original and the current spatial distribution of 44 BHUs (including 21 pristine habitats) was mapped. The current patches of the BHUs were attributed to one of the four transformation statuses (Strasberg *et al.* 2005; Driver *et al.* 2003): *extant*, *invaded*, *transformed but restorable* and *irreversibly transformed* (Table 1 and Figure 1).

Transformation status	Description	Reference for data	Area (% of total)*
<i>Pristine</i>			
<i>Extant</i>			26.9
Pristine	Not invaded or presence of some alien plant individuals in an intact canopy and understorey (alien species <1 %)	Strasberg <i>et al.</i> (2005) Baret <i>et al.</i> (2006)	7.7
Lightly invaded	Canopy intact (native species cover >90%) but understorey invaded (10–90%)	Strasberg <i>et al.</i> (2005) Baret <i>et al.</i> (2006)	19,3
<i>Invaded restorable</i>			25.3
Moderately invaded	Canopy and understorey invaded (native species cover between 50 and 90% in the canopy)	Strasberg <i>et al.</i> (2005) Baret <i>et al.</i> (2006)	12,8
Highly invaded	Canopy and understorey invaded (native species cover between 10 and 50% in the canopy)	Strasberg <i>et al.</i> (2005) Baret <i>et al.</i> (2006)	12.5
<i>Transformed restorable</i>			36.3
Secondary vegetation	No native species	Lagabrielle <i>et al.</i> (2006)	17.7
Cultivated	Crops including forestry	Lagabrielle <i>et al.</i> (2006)	18.6
<i>Irreversibly transformed</i>	Urban areas	AGORAH (2003)	9.9

* Transformation status of 1,6 % of the area is unknown.

Table 1. Categories of habitat transformation in Réunion Island

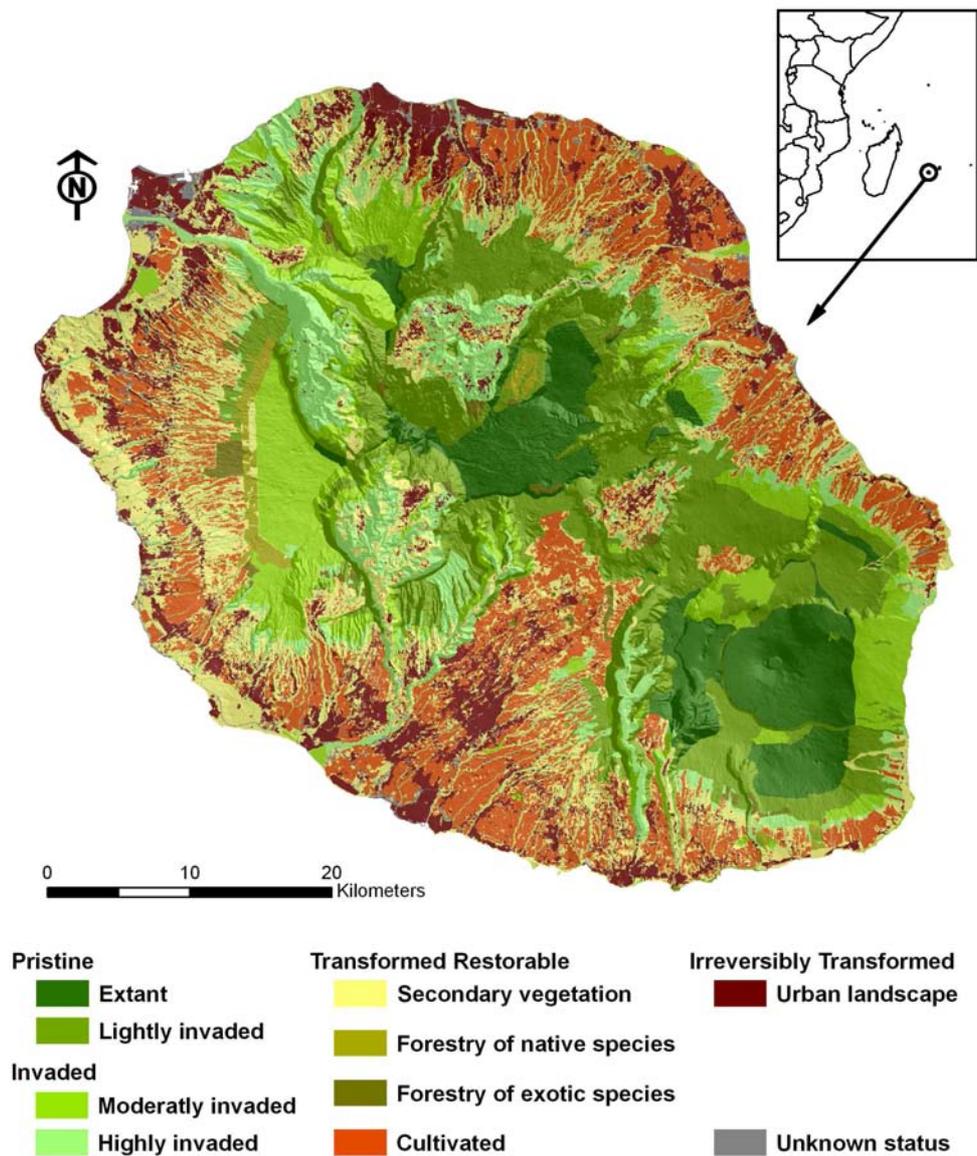


Figure 1. Map of habitat transformation in Réunion Island.

3.2.2. Locality records and distribution of species

Species data were selected according to their availability and their likelihood to fall through the coarse filter of BHUs (Lombard *et al.* 2003). Due to time and budgetary limitations, we constrained ourselves to operate with existing data layers. Data sets on 25 indigenous species, of which 15 are strictly endemic to the island and seven are endemic to the Mascarene archipelago or the Western Indian Ocean, were used for the plan (Appendix, Table B). Data on plants comprised 358 locality records. Data on vertebrates included nesting areas for five oceanic bird species and distribution areas of nine forest birds, two reptiles and one bat species. Complementary data on bird distribution were mapped using the International Bird Association's report (Le Corre & Safford, 2001) and aerial photography. Threat status of species was assigned according to the IUCN Red List of Threatened Species (IUCN, 2006), adapted at island scale for plants by Conservatoire Botanique National de Mascarin (2007).

3.2.3. Spatial components of ecological and evolutionary processes

Biodiversity in insular regions is sustained and generated by a wide array of ecological and evolutionary processes operating over spatial scales from a few millimetres to island and oceanic scales (Whittaker *et al.* 2001). We identified five processes: oceanic-terrestrial interfaces, riverine corridors, macrohabitat interfaces, topographic unit boundaries, and lowland-upland gradients (Lagabrielle, unpublished data, 2007). The spatial components of these processes were mapped as surface elements aligned along linear environmental interfaces or gradients.

3.3. Conservation targets

A conservation target is a quantitative estimate of the minimum portion of each biodiversity feature (e.g. a vegetation type or a species) that must be represented in the regional conservation plan (Pressey *et al.* 2003). Formulating conservation targets for biodiversity features is a necessary step toward prioritizing conservation actions. It also establishes very clearly what planners are aiming for objectively without integrating the feasibility aspect. Thus, conservation targets are 'absolute' and set independently from threats, costs and other socio-economical concerns. We translated the conservation goals expressed in the Axe II of the Reunion Island strategy for biodiversity (DIREN 2005) into quantitative targets for habitat and species. The inadequacy of commonly used standard targets such as 10% of features (IUCN) led us to develop a comprehensive framework for setting these targets in Réunion Island. We emphasize that our rationale does not signify that some biodiversity features should be neglected, but means that some biodiversity features have priority over others for conservation action.

3.3.1. Broad habitat units

Our rationale for defining BHU targets was based on two axioms. Firstly, targets must reflect the ecological heterogeneity and natural rarity of BHU types, meaning that rare, heterogeneous, endemic-dense and species-dense habitats require extensive conservation areas. Secondly, BHU targets, expressed as an areal percentage of each habitat type, must be calculated according to the original rather than the current extent of BHUs, since each BHU was unequally affected by anthropogenic impacts (Desmet & Cowling 2004).

BHU targets were structured in two components: a baseline target set at a minimum of 20% for all pristine habitat types and an additional adjustment target, potentially ranking from 0% to 30%. Targets were obtained by summing baseline and adjustment targets. The adjustment target was calculated by summing values (scaled from 0 to 10) of species richness per 1000 ha, endemic species richness per 1000 ha and a synthetic index of intra-BHU heterogeneity (Table 2). BHU targets in Réunion rank from 24 to 45 % of their initial extent, except from wetlands and lava flows that were targeted at 100 % (Figure 2) because of the management constraints. Targets were then translated from percentages into hectares. BHU targets were truncated to their current extent where necessary and excess area was assigned to a restoration target. Indeed, some highly transformed habitats had a target greater than their current extent. Thus, six BHUs had a restoration target, including five habitats almost fully transformed by agriculture and urbanisation in lowlands and one habitat (subalpine sophora thicket) recently transformed by cattle farming in the uplands. The minimal patch size for BHUs was deemed to be 10 ha. This low surface threshold was set with local experts, according to field studies led in forest fragments in Réunion.

Heterogeneity component	Index (calculated per broad habitat unit)
Altitude	Standard deviation of altitudes
Slope	Standard deviation of slopes
Local relief	Standard deviation of values derived from a high pass kernel applied on slopes
Soil	Shannon's diversity index of soil type
Precipitation	Standard deviation of mean annual precipitations

Table 2. The synthetic index of intra-BHU heterogeneity was obtained by summing the following heterogeneity index derived per BHU type from a digital elevation model (resolution = 25 m) and a map of soil types (Raunet, 1991).

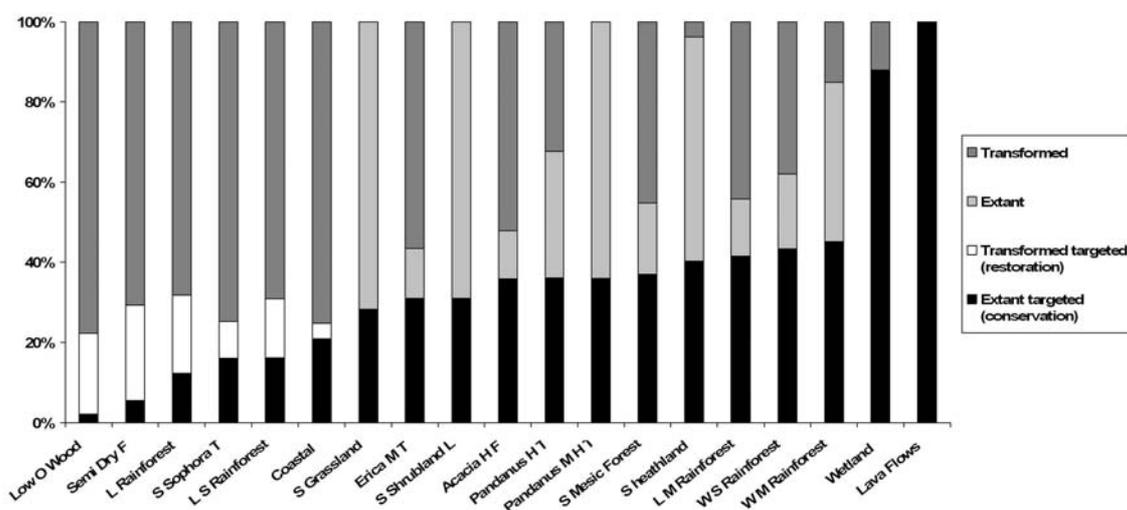


Figure 2. Conservation and restoration targets for Broad Habitat Units in Réunion Island

3.3.2. Species

Conservation targets for species were defined as a fraction of population area or population sites. Targets vary in step with their status in the IUCN Red List of Threatened Species (IUCN 2006), or their national protection status (ministerial decree). Targets were set to 100% for species seriously on the verge of extinction (number of species =7) or threatened with extinction ($n=4$), 80 % for vulnerable ($n=2$), 60 % for near threatened ($n=1$) and 40 % for least concern species ($n=9$) or species listed in ministerial decree ($n=2$). Baseline targets were set to five individuals for plants and two populations for vertebrates. Similarly to BHUs, we set a minimum area of 10 ha per conservation site. We limited irreversible loss of targeted biodiversity features due to threatening events such as cyclones, fire or lava flows by dispersing conservation sites for each species (at least 3 sites, each 5 km apart).

3.3.3. Biological processes

In order to promote the persistence of the ecological and evolutionary processes in the planning domain, we targeted the entire functional extent of their spatial components, excluding *de facto* sections transformed by urbanisation. Restorable sections were fully targeted in the restoration stage of the plan. Lowland-upland gradients were not targeted as large scale corridors had been specifically designed for their conservation (Lagabrielle *et al.*, unpublished data, 2007).

3.4 Extant reserve network

We only retained statutory reserves which specifically aimed at conserving biodiversity. Other protection status such as municipal land reserves were not integrated although we recognised their potential utility. Thus, we integrated the following statutory reserve categories (Table 3).

IUCN categories	French categories	Area (km ²)	(% of Réunion's area)
Type I	Integral biological forest reserve	277,9	(11,1 %)
Type II	Core area of the National Park (including cultivated and inhabited areas)	1048,3	(41,7 %)
	Natural Reserve	37,5	(1,5 %)
Type IV	Decree for biotope protection	19,5	(0,8 %)
	Biological reserve in forest domain	75,8	(3,0 %)
	Sites of the Conservatoire du Littoral (Coastal protection agency)	8,1	(0,3 %)
Total area of protected areas		1071,1	(42,6 %)

Table 3. Protected areas categories in Réunion Island (terrestrial only)

3.5. Planning units layer

Planning units (PUs) consist of spatial subdivisions of the planning domain (Pressey & Logan 1998) and act as receptacles for biodiversity and socio-economic data. Reserve selection algorithms, such as those embedded in Marxan software (Ball & Possingham 2000), assess the contribution of each PU in achieving conservation targets. For the purpose of this plan we developed a basic PU layer composed of hexagons (radius=200 m, surface=10.4 ha). Hexagons were preferred to square units owing to their isotropic connectivity (6 edges instead of 4) and their better capacity to conform fairly well to sinuous geographic objects (Warman *et al.* 2004). We intersected this basic layer with the spatial boundaries of extant statutory reserves, biological processes and municipalities (n=24). Then, we dissolved the PUs of an area smaller than 0.1 ha with the largest adjacent PU. The final layer is composed of 43 964 PUs (mean area = 7.9 ha). Owing to its resolution and its structure, this layer is fully compatible with the implementation phase of the plan.

3.6. Spatial optimisation process

In addition to GIS tools, we used the conservation planning software Marxan (Ball & Possingham 2000), and its interface CLUZ (Smith 2004) in Arcview 3.2 (ESRI, Redlands, California), i) to assess the contribution of extant conservation areas to achieving conservation targets and ii) to select a near-optimal network of planning units to achieve conservation and restoration targets (Sarkar & Margules 2002). Marxan delivers two outputs: a map of irreplaceability values reflecting the number of runs in which planning units were selected and a near-optimal solution which is the best solution calculated among runs (Kirkpatrick *et al.* 1983). Irreplaceability is formally defined as the probability that a particular site will be required to meet conservation targets (Pressey *et al.* 1994). In order to design spatially compact reserve systems in a minimum area and to avoid very scattered solutions with small, disconnected planning units across the landscape, Marxan seeks to minimize the costs associated with the surface and the perimeter of the reserve network at each run.

In our plan, surface costs of planning units varied in step with the area of planning units multiplied by a Synthetic Index of Conservation Costs (see section 3.7). In addition, each planning unit inherited of boundary costs equal to its perimeter length. After exploring the trade-off between boundary cost and surface cost, the boundary cost of each planning unit was multiplied by a weighting factor equal to 1000 (referred to as *Boundary Length Modifier* in Marxan). Thus, with all else equal, planning units of higher irreplaceability were preferentially located close to existing conservation areas and grouped into clusters (Cook & Aster 2005). In order to fully achieve conservation targets for all biodiversity

features by the end of each run, we assigned extremely high fines (referred to as *Specie Penalty Factor* in Marxan) to unachieved targets.

3.7. Conservation costs

In our plan, we managed to minimize economic constraints to biodiversity conservation and restoration. Thus, we integrated the following constraints: 1) opportunity cost, 2) weed control cost, 3) restoration cost and 4) cost of countering pressures (agriculture, urbanization and alien plants). Each of these four factors was translated into a Cost Index whose values varied from 1 to 10. Finally we combined those costs into a Synthetic Index of Conservation Costs.

3.7.1 Opportunity cost

We roughly assumed that publicly-owned areas are more suitable for conservation implementation than privately-owned areas (Fitzsimons & Wescott 2007). Public land, encompassing properties of the state, region, department and municipalities, were set a minimum cost (=1) and privately-owned areas were assigned a maximum cost (=10). Although they encapsulate private land, extant statutory reserves were considered as publicly-owned areas owing to their management regime.

3.7.2 Weed control cost

Alien plants implicate major costs for conservation in insular regions (Baret *et al.* 2006). We developed a Weed Control Cost Index whose score was minimum in pristine BHUs and maximum in fully invaded BHUs. This index refers to the current invasion level of BHUs.

3.7.3 Restoration cost

The restoration of transformed ecosystems involves massive investments in addition to other conservation costs. For the purpose of this plan, we developed a Restoration Cost Index varying in step with the transformation status of BHUs, from no cost (pristine BHUs) to medium (secondary vegetation) and maximum cost (crops).

3.7.4. Pressures cost

Pressures implicate future and present costs for the implementation and the management of conservation areas. Predicted pressures arose from three sources: i) habitat transformation by urbanisation or ii) agriculture and iii) habitat degradation by alien plants. Lagabrielle *et al.* (unpublished data, 2007) provides more details about the derivation of spatial models on pressures. We translated those pressures into costs varying from 1 ('not probable') to 10 ('highly probable'). An integrative Pressure Cost Index was derived by calculating, for each planning unit, the mean probability of occurrence among the three pressures. The "mean score" was preferred to the "highest score" method owing to saturation effects induced by the high intensity and density of pressures in Réunion Island.

3.7.5 Combination of conservation costs

We derived a Synthetic Index of Conservation Cost (SICC) which is a sum of the four indexes of cost (opportunity, weed control, restoration and threats). In the planning domain, SICC values range from 4 to 37. The surface cost of each PU was calculated by multiplying its SICC score by the area of the PU. All things being equal, lower-cost PUs encapsulating similar targeted features were preferentially selected as part of the near-optimal solution calculated with Marxan.

3.8. Planning protocol

3.8.1. The conservation plan

The integrated conservation plan was developed in four stages that built on the existing statutory reserves network (Table 4). We combined and we improved planning protocols elaborated by Cowling *et al.* (2003), Rouget *et al.* (2003) and Rouget *et al.* (2006). In the first two stages we incorporated the planning units comprised in extant statutory reserves and the spatial components of spatially fixed processes. In stages 2 and 3 we included highly irreplaceable (> 0,8) planning units for achieving conservation targets for BHUs, vertebrates and plants in- and off-statutory reserves. In the last stage we integrated broad-scale conservation corridors optimally designed on a maximum of PUs already

selected in the previous stages for conserving lowland-upland gradients (Lagabrielle *et al.*, unpublished data, 2007).

Stages of the conservation plan		Objectives and methods
S0	Statutory reserves	Integrating all extant reserves as part of the conservation plan
S1	Fixed process components	Conserving the extant spatial components of ecological and evolutionary processes
S2	High irreplaceability value for conservation in-reserve	Conserving PUs of maximum irreplaceability (>0.8) to achieving conservation targets for BHU, plants and vertebrate inside statutory reserves
S3	High irreplaceability value for conservation off-reserve	Similar to S3 outside statutory reserves
S4	Broad-scale conservation corridors	Conserving broad-scale conservation corridors

Table 4. *Planning stages of the conservation plan*

3.8.2 The restoration plan

The integrated restoration plan focused on restorable BHUs and restorable sections of spatial components of biological processes. We did not address the issue of species translocation or reintroduction. PUs were deemed transformed when they encapsulated more than 50 % of transformed or highly invaded BHUs. Planning units encompassing more than 50 % of urban areas were excluded from the restoration plan.

The integrated restoration plan was developed in six stages (Table 5). In the first stage (stage 5, which follows the four stages of the conservation plan), we incorporated all restorable sections of spatially fixed processes. In the two following stages, we selected PUs of high irreplaceability (> 0,8) for achieving restoration targets for BHUs in- and off-reserves (respectively stage 6 and 7). In the last three stages (stage 8, 9 and 10), we incorporated transformed PUs selected respectively in stage 2, 3 and 4 of the conservation plan.

Stages of the restoration plan		Objective
S5	Restorable fixed process components	Restoring the spatial components of fixed ecological and evolutionary processes.
S6	High irreplaceability for restoration in-reserve	Restoring PUs of maximum irreplaceability (>0.8) for achieving restoration targets for BHUs inside statutory reserves
S7	High irreplaceability for restoration off-reserve	Restoring PUs of maximum irreplaceability (>0.8) for achieving restoration targets for BHUs outside statutory reserves
S8	Restorable PUs of high irreplaceability for conservation in-reserve	Restoring transformed PUs of high irreplaceability for conservation selected in stage 2
S9	Restorable PUs of high irreplaceability for conservation off-reserve	Restoring transformed PUs of high irreplaceability for conservation selected in stage 3
S10	Restorable PUs in large scale conservation corridors	Restoring transformed PUs in large scale conservation corridors designed in stage 4

Table 5. *Planning stages of the restoration plan*

4. Results

4.1 *The integrated conservation and restoration plan*

The integrated conservation and restoration plan encompassed 1596 km² (63.5 % of the island's area) from which 35.5 % is transformed or highly invaded and 67.1 % is located within statutory reserves. In addition, priority areas for conservation and restoration covered 50.1 % of the extant area of statutory reserves (Figure 3).

The integrated conservation plan (stage 1 to 4) encompasses 1508 km² of land of which 1071 km² (71.1 %) comprised statutory reserves (Figure 3a). It integrates 60.2 % of the island area and 30.4 % of land out of statutory reserves. The integrated restoration plan (stage 5 to 10) covered 396 km² (15.7 % of the island area), from which 77.7% is simultaneously integrated in the conservation plan and 78.6 % comprised statutory reserves (Figure 3b).

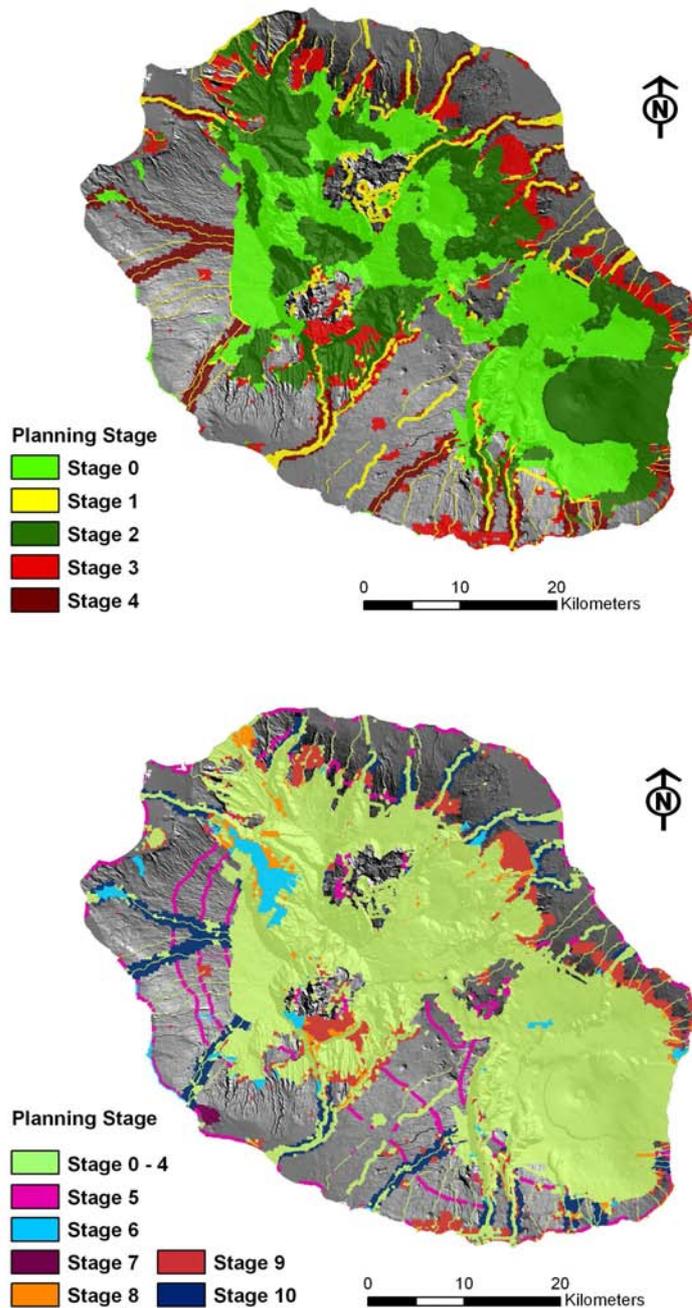


Figure 3. Map of Réunion Island, showing two notional plans that achieves (a) conservation targets and (b) restoration targets. The colours denote the 10 stages of the planning protocol.

Excluding statutory reserves (Stage 0), land requirement for the conservation plan was highest for lowland-upland gradients and their associated conservation corridors (stage 4, 15.2% of unprotected land) (Figure 4) and lower for units of high irreplaceability (stage 2 & 3, 11 %) and fixed process components (stage 1, 10.7 %). Additional conservation area requirements for the restoration plan were highest for restorable process components (stage 5, 8.2 % of unprotected land), restorable PUs of high irreplaceability for conservation (stage 8 & 9, 8.2 %) and restorable PUs located in conservation corridors (stage 10, 7.3 %). Spatial requirements were almost null for additional units of high irreplaceability for restoration (stage 6 & 7, 0.2 %).

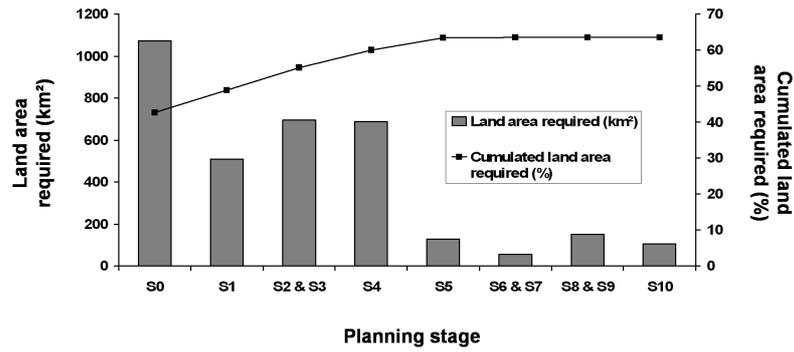


Figure 4. Extant area of Réunion Island included in each stage (S0–S10) in the development of the notional conservation and restoration plan.

By the end of the plan, conservation and restoration targets were fully achieved for all biodiversity features. For some features, over-achievement was substantial (Table 6). Thus, five BHUs located in high altitudes and eight vertebrates had their targets achieved by more than 200 %. Remarkably, the restoration target for coastal habitats was achieved by 1323 % owing to the full integration of restorable sections of the terrestrial-marine interface supporting key biological processes.

Target achievement (%)	Number of features		
	Stage 0	Stage 4	Stage 10
BHUs			
<100	6	0	0
≥100 <200	9	15	15
≥200 <300	2	2	2
≥300	3	3	3
Vertebrates			
<100	8	0	0
≥100 <150	1	9	9
≥150 <200	7	0	0
≥200	1	8	8
Plants			
<100	8	0	0
= 100	0	8	8
Restorable BHUs			
<100	4	1	0
≥100 <500	2	5	5
≥500 <1000	0	0	0
≥1000	0	0	1

Table 6. Targets achievement for biodiversity features at stage 0, stage 4 and stage 10 of the notional conservation and restoration plan for Réunion Island

4.2 Description of planning stages

In this section we briefly describe the ten stages of the conservation and restoration plan in terms of geographical location (Figure 3), area selected (Figure 4) and target achievement for biodiversity features (Figure 5).

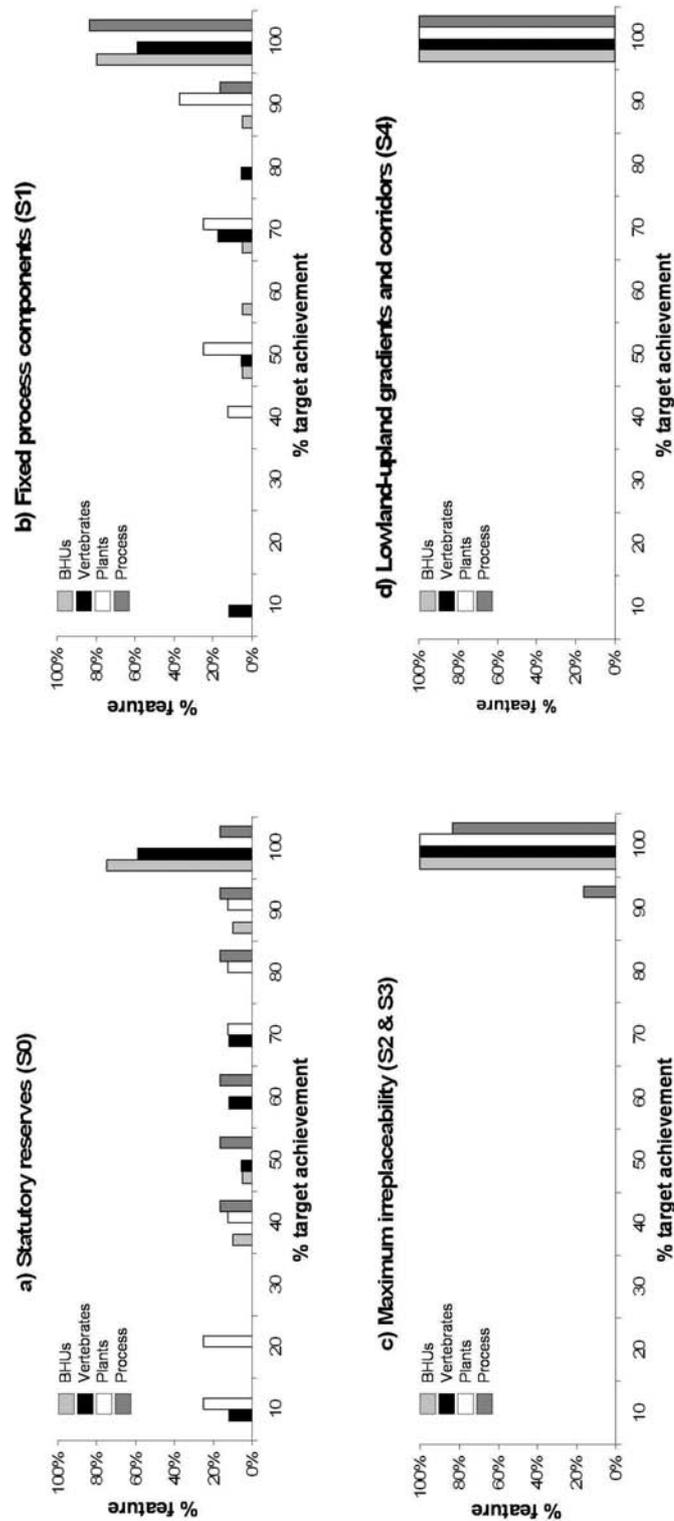


Figure 6. Percentages of biodiversity features -broad habitat units, plants and vertebrates- in categories of target achievement at different stages (S0–S4) in the development of the notional conservation plan

4.2.1. Stage 0: statutory reserves

Statutory reserves comprise 42.6 % of the island area and are widely biased toward the uplands (Figure 6). Thus, the mean altitude of protected areas is 1306 m versus 873 m for the whole island. This initial reserve system achieves conservation targets for 75 % of BHUs and 59 % of vertebrates. Target achievement lower than 20 % was recorded for 50 % of plants and for only two lizard species in the transformed lowlands (Figure 5).

4.2.2. Stage 1: fixed process components

Extant fixed process components covered 21.9 % of the island area, of which 28 % is located outside statutory reserves (154 km²). Their integration in the plan involved an additional 6.2 % of the planning domain's extant area. It significantly improved target achievement for plants occurring in riverine corridors (88 % of plants had their targets achieved by more than 40 %).

4.2.3 Stage 2 & 3: Planning units of maximum irreplaceability for achievement of conservation targets for BHUs, plants and vertebrates

Planning units of high irreplaceability for conservation comprised an additional 6.3 % of planning domain's area and comprised 50.1 % of existing statutory reserves. Additional PUs were located contiguously to existing conservation areas in pristine BHUs (Figure 6). A much smaller number of PUs, isolated in the transformed lowlands, owe their high irreplaceability to their contribution to achieving targets for plants and vertebrates. By the end of this stage, conservation targets for BHUs, plants and vertebrates were fully achieved.

Globally, six 'Biodiversity complexes' of high irreplaceability for conservation can be distinguished on the island (Figure 6): the 'Leeward dry complex' in the North-West, the 'Submountain and mountain complex' on the East side of the cirques of Cilaos and Salazie, the 'Active volcano complex' in the East, the 'Subalpine complex' in the centre, the 'Windward complex' in the North-East and the 'Coastal complex'.

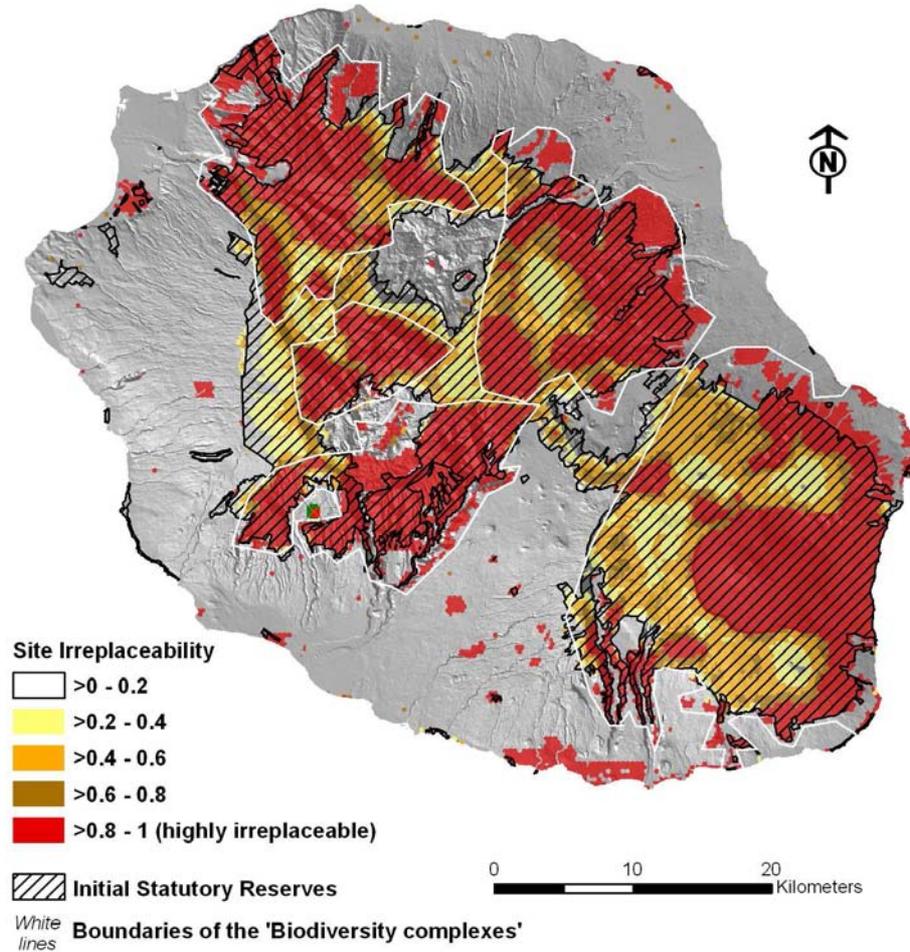


Figure 5. Spatial distribution of extant statutory reserves and irreplaceability patterns for the achievement of conservation targets for BHUs, plants and vertebrates.

4.2.4 Stage 4: Broad-scale conservation corridors along lowland-upland gradients

The integration of broad-scale conservation corridors along lowland-upland gradients comprised an additional 4.9 % of the planning domain's extant area. Conservation targets for all biodiversity features were fully achieved by the end of this stage.

4.2.5 Stage 5: Restoration of fixed processes

Planning units selected for the restoration of fixed processes comprised an additional 3.9% (85 km²) of the planning domain's extant area. Restoration targets for fixed process components had been previously achieved in stage 4 for transformed sections of lowland-upland gradients and partially achieved (from 15 to 40 %) for other restorable fixed processes.

4.2.6 Stage 6 & 7: Planning units of maximum irreplaceability for achieving restoration targets for BHUs

Inside existing reserves, PUs of high irreplaceability for restoration of BHUs are located in the cirque of Mafate and on the lower fringes of extant reserves. The few additional planning units selected in this stage covered only 3 km² in the transformed lowland-open-woodland habitat whose restoration target achievement was missed by only 1 % inside existing reserves. The Synthetic Index of Conservation Costs clearly orientated the selection of PUs toward publicly-owned and low pressure areas (forest of Etang-Salé in the South-East).

4.2.7. Stages 8 to 10: Restoration of transformed planning units selected in the conservation plan

Owing to the planning method, these stages didn't require any additional planning unit. Excluding conservation corridors, PUs selected in this stage covered 151 km². This comprised the upper fringes of the transformed windward lowlands that owe their high irreplaceability to their contribution in achieving conservation targets for vertebrates and plants. In addition, a much smaller number of restorable PUs was integrated in these stages as part of larger clusters of high irreplaceability for conservation.

4.3 Planning options, costs and threats

In this chapter we estimate to what extent the whole integrated plan was successful in minimizing costs while achieving its objectives. i) We assess the initial degree of freedom of the planning process in Réunion by estimating planning options. ii) We evaluate the performance of the integrated plan in capturing PUs of high irreplaceability for achieving targets. The irreplaceability of each PU was calculated as the best score among its irreplaceability for conservation and its irreplaceability for restoration. iii) Finally, we estimate the ability of the conservation plan to avoid high-cost and high-pressure PUs.

4.3.1 Irreplaceability and planning options

Out of extant reserves, planning units of high irreplaceability initially covered 28.7 % of land. In additional areas selected for the plan, this proportion is improved to 78.4 %. The remaining portion of planning units of low irreplaceability (21.6%) comprised conservation corridors.

Excluding fixed process components, 0.8 % of areas off-reserves and 39.5 % of areas in-reserve had an irreplaceability of between 20 and 80 % (Figure 7). This proportion indicates the scarcity of planning options outside the extant reserve system and a wider spectrum of planning options inside reserves. A planning option can be defined as a unique combination of planning units to achieving conservation and restoration targets.

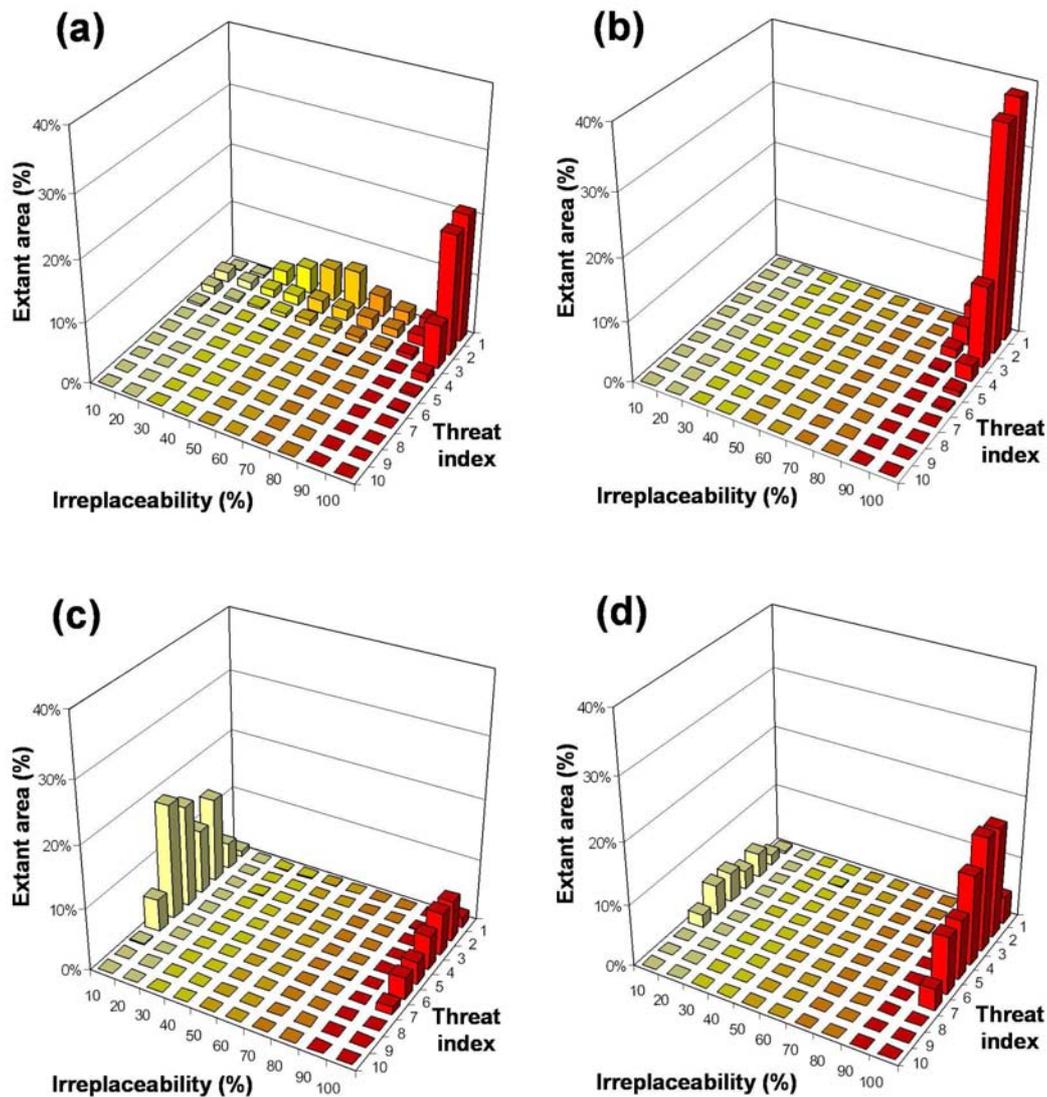


Figure 7. Profile of irreplaceability and threat index values (in percentage of area per interval of value): a) inside extant statutory reserves, b) inside planning units selected for the conservation plan inside extant statutory reserves, c) outside extant statutory reserves and d) inside additional planning units selected for the conservation plan. Irreplaceability values are for the conservation of BHUs, plants and vertebrates.

4.3.2 Conservation costs

The mean value of the Synthetic Index of Conservation Costs (SICC) attributed to each PU is 18 (/40) in the whole planning domain, from 10 in extant reserves to 28 outside. The mean SICC score was moderately improved in supplementary reserve (mean SICC=25). On the contrary, the mean SICC score (10) in priority areas located inside extant statutory reserves was lower than in the whole extant reserve network (mean SICC=11).

The analysis of cost profiles reveals that the cost per planning units is higher for conservation corridors (stage 4) and for the restoration of fixed processes (stage 5) (Figure 8). This result is not surprising owing to the overrepresentation of costly planning units for implementing these stages in the transformed lowlands.

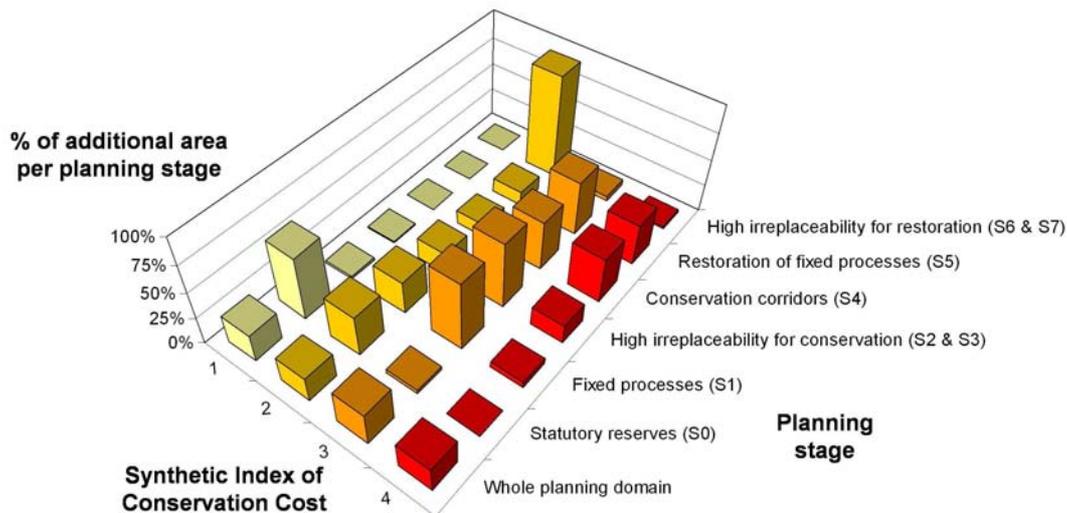


Figure 8. Cost profile of the area added at each stage of the conservation and restoration plan. Stages 8-9-10 are not represented below as they didn't require any additional planning units. Classes of synthetic index of conservation cost are: 1 = ≤ 10 ; 2 = $>10 \leq 20$; 3 = $>20 \leq 30$; 4 = $>30 \leq 40$.

4.3.3 Conservation pressures

The mean value of the Index of Pressures Cost (IPC) was around 3 (/10) in the whole planning domain. IPC values decrease with altitude, correspondingly to the geographical distribution of urban and agricultural belts. Mean IPC values vary from 1.9 in statutory reserves to 4.3 outside. Mean IPC values were slightly improved in areas selected for the plan compared with the whole planning domain: -0.1 in priority areas located inside extant reserves and -0.5 in supplementary reserves.

5. Discussion

5.1. Overview of the plan

The total area integrated in the plan comprised 63.5 % of the island's area. As a point of comparison, the conservation plan of the Cape Floristic Region designed by (Cowling *et al.* 2003) incorporated 49.1 % of land. In addition to extant reserves (covering 42.6% of the planning domain), our integrated conservation plan requires that 17.4% of land will be allocated some form of conservation management for ensuring the persistence of the documented biodiversity in Réunion Island. The restoration plan required only 3 % of additional land because a large fraction of PUs selected for restoration was simultaneously selected in the conservation plan. Only 50.1% of the area of extant reserves contributed to achieving conservation and restoration targets for biodiversity patterns and processes. Additional planning units selected by the plan are located on the lowlands (including urban areas) and on the external margin of extant statutory reserves. Therefore, a major task for ensuring the persistence of biodiversity in Réunion is to implement new reserves and broad-scale conservation corridors in those areas. Finally, we emphasize that this plan is only one of many possible options. New constraints and new opportunities for action will emerge, data and knowledge will be improved, the targets modified and priorities will evolve.

Our plan rests on limited data on biodiversity features and a poor understanding of ecosystem requirements. Thus a major portion of biodiversity patterns and processes remains cryptic (Gaston & Spicer 2002). There is no way of collecting data on all those biodiversity features at an acceptable acquisition debit (i.e. inferior to the speed of biodiversity erosion) and at a realistic cost. We assumed that BHUs act as good environmental surrogates for species but i) we didn't assess this relationship

and ii) we didn't consider historical drivers of species distribution such as past climates and isolation (Whittaker *et al.* 2001). Furthermore, BHUs were delineated at a broad scale (1:50,000) and consequently, microhabitats were not explicitly targeted in the plan. In addition to the coarse filter of BHUs, we used distribution data and locality records for a small subset of plant and vertebrate species as a fine fishnet for capturing biodiversity. However, we did not integrate data on invertebrates which is the largest single component of biodiversity (Redak 2000). In addition, our plan doesn't take into account the intra-taxa diversity (Moritz 2002) although we managed to address the spatial components of evolutionary processes (environmental gradients and interfaces) (Rouget *et al.* 2003).

Our conservation targets are based upon a very rough estimate of what is required for ensuring the persistence of biodiversity in Réunion. Several methods were developed for setting targets in a more comprehensive framework (Desmet & Cowling 2004; Pressey *et al.* 2003) but they require extensive data on species (species-area curves and species turn over) which were not available in this study area. Targets set for species were based upon their status in the World Red List of Endangered Species. Nevertheless, this list is incomplete, biased toward visible patterns, and requires regular updates which are sporadically initiated in Réunion Island. Finally, we stress that our conservation targets are quite ambitious and arbitrary from a social and ecological point of view.

The minimum patch size set for clusters of planning units (10 ha) is open to criticism owing to the freshness of ecological studies led in Réunion (Strasberg 1996). Thus, there is still uncertainty for predicting the impacts of fragmentation (Gigord *et al.* 1999; Brooks *et al.* 1999), over harvesting and biological invasions (Macdonald *et al.* 1991) on biodiversity in Réunion Island. By selecting this approach, we managed not to condemn the small but rare planning options in the transformed lowlands. Indeed, our threshold is a cautious estimate of what is required for biodiversity in an isolated conservation site.

Despite attempts to avoid high-pressure planning units in the design of the plan, many of these were required to achieve conservation and restoration targets (especially for some highly transformed BHUs) and incorporate entire process components. In particular, broad-scale conservation corridors have extremely high cost per planning unit. Three hypotheses can explain the low performance of the plan in minimizing conservation costs: the rarity of planning options, the spatial distribution of costs (saturation in the lowlands) and the spatial distribution of biodiversity features which constrains the selection of planning units toward costly areas in the lowlands.

We developed an index of conservation costs that roughly incorporates costs associated with ecosystem management, weed control, restoration and avoidance of future pressures. A complete economic evaluation should be undertaken in order to translate each of these components into monetary units. In this framework, an economic evaluation of ecosystem services -including social, economic and cultural services- should be undertaken in Réunion Island.

5.2. Implementation strategy and scheduling

The planning horizon of the plan is 2030. Two strategies should be undertaken in order to implement it: a) conserving cheap areas (highly irreplaceable, low-cost, low-threat) and b) focusing on biodiversity features that are simultaneously highly irreplaceable and highly threatened. In reality, the first strategy is already achieved by the implementation of a national park in the uplands. For implementing the second strategy, we showed that there is no spatial option: all planning units selected outside extant protected areas are highly irreplaceable, highly threatened and costly to be conserved.

Consequently, the implementation of the conservation plan in Réunion depends directly on the willingness of stakeholders to protect biodiversity outside of extant reserves. To this purpose, various implementation mechanisms should be explored to combine the persistence of biodiversity and sustainable human activities, especially agriculture and tourism. In reality what we observe in Réunion Island is a decreasing support to conservation initiatives outside of reserves since the creation of the national park.

5.3. Planning protocol improvement

The planning protocol is intended to explore a large spectrum of conservation issues by providing spatially explicit guidelines for planning conservation actions in a systemic fashion. Nevertheless, it only deals with social issues by integrating anthropogenic pressures on biodiversity. We stress that conservation implementation is constrained by societal factors, not the inverse. Future improvements of the planning protocol should focus on elaborating an integrated framework for linking conservation, land use planning and sustainable development. This requires developing implementation strategies which take into account the sustainability constraints of other socio-economic sectors not only by considering them as external threats.

The 'information-implementation' process expected by scientists rarely functions. Building and maintaining the continuum between scientists and stakeholders is a necessary step toward the implementation of a conservation plan (Cowling 2005; Driver *et al.* 2003). This is not a trivial task and it requires a stakeholder involvement strategy (Knight *et al.* 2006). To this purpose, the use of complex models incorporating implicit (and conflicting) assumptions on the social and economic processes driving decision making can hinder this involvement. Consequently, the use of spatial optimization software such as Marxan can negatively interfere with the implementation phase of the plan. Future models supporting conservation protocols need to be more holistic (integrating both ecosystem and social functioning), more flexible (usable and understandable by different experts and stakeholders) and more adaptive (for testing various scenarios) (Le Page & Bousquet 2004; Gunderson & Holling 2002). In this perspective, the companion modelling paradigm (Antona *et al.* 2003; Mathevet *et al.* 2003) provides key insights for co-constructing the conservation plan *and* the conservation tools with stakeholders.

6. Conclusion

Owing to their small size and their isolation, islands share particular biological and socio-economic traits distinct from continental areas. Our study demonstrates the applicability of systematic conservation planning in such insular systems. Nevertheless, the protocol required some adaptations. Biodiversity assessment in such regions must be based upon low-cost and easily accessible data such as existing data, spatial imagery and expert knowledge. In a context of rare planning options, the usefulness of complex spatial optimisation tools is questioned.

By many aspects, islands depend directly on biodiversity for developing sustainable development strategies. It fosters the role of residents in setting conservation planning priorities and participating fully in their islands' development. Cross-sectoral approach and stakeholder involvement is, more than elsewhere, a key component of effective conservation planning. In this framework, systematic conservation planning should become a component of the development of Integrated Coastal Management (ICM) strategies to improving the overall management of island's resources in a co-adaptive and co-evolutionary management perspective.

7. Acknowledgements

This research was funded by the Région Réunion and the European Development Fund (APIC-bio project). We thank Vincent Boulet (Conservatoire Botanique de Mascarin), Jean-Michel Probst (Association Nature et Patrimoine), Marc Salamolard (Société d'Etudes Ornithologiques de La Réunion) and Mathieu Le Corre (Université de La Réunion) for providing data on species distribution. Jean-Michel Sarrailh and Eric Rivière (Cirad) helped us with setting minimum patch size of habitat fragments.

8. References

- Antona, M., D'Aquino, P., Aubert, S., Barreteau, O., Boissau, S., Bousquet, F., Daré, W., Etienne, M., Le Page, C., Mathevet, R., Trébuil, G., Weber, J. (2003) Our companion modelling approach (La modélisation comme outil d'accompagnement). *Journal of Artificial Societies and Social Simulation* 6, 2. [On line] URL: <http://jasss.soc.surrey.ac.uk/6/2/1.html>
- Ball, I.R. & Possingham, H.P. (2000) MARXAN (V1.8.2): Marine Reserve Design Using Spatially Explicit Annealing, a Manual.
- Balmford (2003) Conservation planning in the real world: South Africa is showing the way. *Trends in Ecology and Evolution* 18, 9, 435-438.
- Baret, S., Rouget, M., Richardson, D.M., Lavergne, C., Egoh, D., Dupont, J. & Strasberg, D. (2006) Current distribution and potential extent of the most invasive alien species on La Réunion (Indian Ocean, Mascarene islands). *Austral Ecology* 31, 747-758.
- Brooks, T.M., Pimm, S.L. & Oyugi, J.O. (1999) Time lag between deforestation and bird extinction in tropical forest fragments. *Conservation Biology* 13, 1140-1150.
- Burkey, T.V. (1995) Extinction rates in archipelagoes: implications for populations in fragmented habitats. *Conservation Biology* 9, 527-541.
- Cadet, T. (1980) La végétation de l'île de La réunion, étude phytoécologique et phytosociologique. PhD thesis, Université d'Aix Marseille.
- Case, T.J., Bolger, D.L. & Richman, A.D. (1992) Reptilian extinctions: the last ten thousand years. *Conservation Biology: The Theory and Practice of Nature Conservation, Preservation, and Management* (eds P.L. & Jain eds Fielder, S.K.), p. 91-125. Chapman and Hall, New York.
- Conservatoire Botanique National de Mascarin (2007). Version électronique de l'Index de la flore vasculaire de la Réunion (Trachéophytes) : statuts, menaces et protections. - Version 2007.1. [On line] URL: <http://flore.cbnm.org>
- Cook, J.A., Dawson, N.G. & MacDonald, S.O. (2006) Conservation of highly fragmented systems: The north temperate Alexander Archipelago. *Biological Conservation* 133, 1-15.
- Cook, R.R. & Aster, P.J. (2005) Use of Simulated Annealing for Identifying Essential Fish Habitat in a Multispecies Context. *Conservation Biology* 19, 3, 876-886.
- Cowling, R.M. (2005) Maintaining the research-implementation continuum in conservation. *Society for conservation biology newsletter* 12, 4. [online] URL: www.conbio.org/Publications/Newsletter/Archives/2005-9a-November/v12n4.rtf.
- Cowling, R.M., Pressey, R.L., Lombard, A.T., Desmet, P.G. & Ellis, A.G. (1999) From representation to persistence: requirements for a sustainable reserve system in the species-rich Mediterranean -climate deserts of South Africa. *Diversity and Distributions* 5, 51-71.
- Cowling, R.M., Pressey, R.L., Rouget, M. & Lombard, A.T. (2003) A conservation plan for a global biodiversity hotspot--the Cape Floristic Region, South Africa. *Biological Conservation* 112, 1-2, 191-216.
- Cudihy, L.W. & Stone, C.P. (1990) Alteration of Native Hawaiian Vegetation, Effects of Human, Their Activities and Introductions, Cooperative National Park Resources Studies Unit, University of Hawaii at Manoa, Honolulu.

- Daily, C., Soderqvist, T., Aniyar, S., Arrow, K.J., Dasgupta, P., Ehrlich, P.R., Folke, C., Jansson, A., Jansson, B.-O., Kautsky, N., Levin, S., Lubchenco, J., Karl-Göran, M., Simpson, D., Starett, D., Tilman, D. & Walker, B. (2000) The value of nature and the nature of value. *Science* 299, 5478, 395-196.
- Desmet, P. & Cowling, R.M. (2004) Using the species-area relationship to set baseline targets for conservation. *Ecology and society* 9, 2, 102-124.
- Diamond, J.M. (1989) The present, past and future of human caused extinctions. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, B* 325, pp. 469–477.
- DIREN (2005) Stratégie réunionnaise pour la conservation de la biodiversité. DIREN, Préfecture de La Réunion, ONCFS, Saint-Denis, La Réunion, France.
- Driver, A., Cowling, R. & Maze, K. (2003) Planning for living landscapes: perspectives and lessons from South Africa. Botanical Society of South Africa, Cape Town.
- Faith, D.P., Margules, C.R. & Walker, P.A. (2001) A Biodiversity Conservation Plan for Papua New Guinea Based on Biodiversity Trade-offs Analysis. *Pacific Conservation Biology* 6, 304-324.
- Fitzsimons, J.A. & Wescott, G. (2007) Perceptions and attitudes of land managers in multi-tenure reserve networks and the implications for conservation. *Journal of Environmental Management* 84, 1, 38-48.
- Fritts, T.H. & Rodda, G.H. (1998) The role of introduced species in the degradation of island ecosystems. *Annual Reviews of Ecology and Systematics* 29, p. 113-140.
- Gaston, K.J. & Spicer, J.I. (2003) *Biodiversity An introduction*. Blackwell Science, Oxford, UK.
- Gigord, L., Picot, F. & Shykoff, J. (1999) Effects of habitat fragmentation on *Dombeya acutangula* (Sterculiaceae), a native tree on La Réunion (Indian Ocean). *Biological Conservation* 88, 43-51.
- Gunderson, L. & Holling, C.S. (Eds.) (2002) *Panarchy: understanding transformations in human and natural systems*. Island Press, Washington, DC, USA.
- IUCN (2006) IUCN Red List of Threatened Species. [On line] URL: www.iucnredlist.org
- Kirkpatrick, S., Gelatt, C. & Vecchi, M. (1983) Optimization by simulated annealing. *Science* 220, 671-680.
- Knight, A.T., Cowling, R.M. & Campbell, B.M. (2006) An operational model for implementing conservation action. *Conservation Biology* 20, 2, 408–419.
- Komdeur, J.A. & Pels, M.D. (2005) Rescue of the Seychelles warbler on Cousin Island, Seychelles: The role of habitat restoration. *Biological Conservation* 124, 11, 15-26.
- Lagabriele, E., Metzger, P., Martignac, C., Durieux, L. & Grellet, G. (2005) Guide critique d'utilisation des informations produites dans le cadre du projet TEMOS. Cirad - IRD, La Réunion.
- Lane, M.B. (2006) Towards integrated coastal management in Solomon Islands: Identifying strategic issues for governance reform. *Ocean & Coastal Management* 49, 7-8, 421-441.
- Le Corre, M. & Safford, R.J. (2001) La Réunion and Iles Eparses. In: *Important bird areas in Africa and associated islands. Priority Sites for Conservation* (eds M.I. Evans), pp. 693-702. BirdLife International, Cambridge, UK.
- Le Page, C. & Bousquet, F. (2004) Multi-agent simulations and ecosystem management: a review. *Ecological Modelling* 176, 313–332.

- Lombard, A.T., Cowling, R.M., Pressey, R.L. & Rebelo, A.G. (2003) Effectiveness of land classes as surrogates for species in conservation planning for the Cape Floristic Region. *Biological Conservation* 112, 1-2, 45-62.
- Macdonald, I.A.W., Thébaud, C., Strahm, W.A. & Strasberg, D. (1991) Effects of Alien Invasions on Native Vegetation remnants on La Réunion (Mascarenes Islands, Indian Ocean). *Environmental Conservation* 18, 1, 51-61.
- Margules, C.R. & Pressey, R.L. (2000) Systematic conservation planning. *Nature* 405, 243-253.
- Mathevet, R., Bousquet, F., Le Page, C. & Antona, M. (2003) Agent-based simulations of interactions between duck population, farming decisions and leasing of hunting rights in the Camargue (Southern France). *Ecological Modelling* 165, 2-3, 107-126.
- Mittermeier, R.A., da Fonseca, G.A.B., Hoffman, M., Pilgrim, J., Brooks, T., Gill, P.R., Mittermeier, C.G. & Lamoreux, J. (2005) Hotspots revisited : Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. CEMEX, Conservation International, Washington DC, USA.
- Mueller-Dombois, D. & Loope, L.L. (1990) Some unique ecological aspects of oceanic island ecosystems. *Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden* 32, 21-28.
- Novy-Hildesley, J.W. (2001) Incentive measures for conservation of biodiversity and sustainability: a case study of the galapagos islands, UNEP/WWF, USA. [On line] URL: <http://www.cbd.int/doc/case-studies/inc/cs-inc-ec-galapagos-en.pdf>
- Olson, D.M. & Dinerstein, E. (1998.) The global 200: a representation approach to conserving the earth's most biologically valuable ecoregions. *Conservation Biology* 12, 502–515.
- Possingham, H.P., Ball, I.R. & Andelman, S. (2000) Mathematical methods for identifying representative reserve networks. In: *Quantitative methods for conservation biology*. (eds S. Ferson & M. Burgman), pp 291-305. Springer-Verlag, New York, USA.
- Pressey, R.L. & Cowling, R.M. (2001) Reserve selection algorithms and the real world. *Conservation Biology* 15, 1, 275–277.
- Pressey, R.L., Cowling, R.M. & Rouget, M. (2003) Formulating conservation targets for biodiversity pattern and process in the Cape Floristic Region, South Africa. *Biological Conservation* 112, 1-2, 99-127.
- Pressey, R.L., Johnson, I.R. & Wilson, P.D. (1994) Shades of irreplaceability towards a measure of the contribution of sites to a reservation goal. *Biodiversity and Conservation* 3, 3, 242-262.
- Pressey, R.L. & Logan, V.S. (1998) Size of selection units for future reserves and its influence on actual vs targeted representation of features: a case study in western New South Wales. *Biological Conservation* 85, 305–319.
- Raunet, M. (1991) *Le milieu physique et les sols de l'île de la Réunion*. Cirad, Montpellier, France.
- Redak, R.A. (2000) Arthropods and multispecies habitat conservation plans: are we missing something? *Environmental Management* 26, 1, 97-107.
- Reid, W.V. & Miller, K.R. (1989) *Keeping Options Alive: The Scientific Basis for Conserving Biodiversity*. Washington, DC, USA.
- Roberts, C.M., McClean, C.J., Veron, J.E.N., Hawkins, J.P., Allen, G.R., Mcallister, D.E., Mittermeier, G.C., Schueler, F.W., Spalding, M., Wells, F., Vynne, C. & Werner, T.B. (2002) Marine biodiversity Hotspots and Conservation Priorities for Tropical Reefs. *Science* 295, 5558, 1280-1284.

- Sarkar, S. & Margules, C. (2002) Operationalizing biodiversity for conservation planning. *Journal of Biosciences* 27, 4 (suppl. 2), 299-308.
- Simberloff, D. (1995) Why do introduced species appear to devastate islands more than mainland areas? *Pacific Science* 18, p. 130-137.
- Smith, R.J. (2004) Conservation Land-Use Zoning (CLUZ) software.
- Stattersfield, A. & Capper, D. (2000) *Threatened Birds of the World*. Birdlife International, Cambridge, UK.
- Stattersfield, A.J., Crosby, M.J., Long, A.J. & Wege, D.C. (1998.) *Endemic Bird Areas of the World: Priorities for Biodiversity Conservation*. Cambridge, UK.
- Strasberg, D. (1996) Diversity, size composition and spatial aggregation among trees on a 1-ha rain forest plot at La Réunion. *Biodiversity and Conservation* 5, p825-840.
- Strasberg, D., Rouget, M., Richardson, D.M., Baret, S., Dupont, J. & Cowling, R.M. (2005) An assessment of habitat diversity, transformation and threats to biodiversity on Reunion Island (Mascarene Islands, Indian Ocean) as a basis for conservation planning. *Biodiversity and Conservation* 14, 12, 3015-3032.
- United Nations (1994) Report on the Global Conference on the Sustainable Development of Small Island Developing States. In: *Global Conference on the Sustainable Development of Small Island Developing States*, United Nations General Assembly, Bridgetown, Barbados.
- Veech, J.A. (2003) Incorporating socio economic factors into the analysis of biodiversity hotspots. *Applied Geography* 23, 73-78.
- Warman, L.D., Sinclair, A.R.E., Scudder, G.G.E., Klinkenberg, B. & Pressey, R.L. (2004) Sensitivity of Systematic Reserve Selection to Decisions about Scale, Biological Data, and Targets: Case Study from Southern British Columbia. *Conservation Biology* 18, 3, 655-666.
- Whittaker, R.J., Willis, K.J. & Field, R. (2001) Scale and species richness: toward a general, hierarchical theory of species diversity. *Journal of biogeography* 28, 453-470.

9. Appendix

Broad Habitat Unit	Abbreviation	Reference (*)	Current area (ha)	Initial area (ha)	Species Richness	Endemic Species
Erica mountain thicket	EMT	1	938	2158	90	38
Pandanus mountain humid thicket	PMHT	1	4078	4078	92	36
Subalpine grassland (dry or wet)	SG	1	473	473	34	71
Subalpine heathland	SH	1	15262	15859	30	25
Subalpine shrubland on lapillis	SSL	1	802	802	30	5
Acacia heterophylla forest	AHF	1	5012	10461	96	41
Leeward mountain rainforest	LMR	1	8906	15940	144	67
Leeward submountain rainforest	LSR	1	3497	18485	142	41
Pandanus humid thicket	PHT	1	1983	2929	92	38
Windward mountain rainforest	WMR	1	22049	25944	165	67
Coastal habitats	Co	1	312	1438	35	7
Lava flows	LF	1	9518	9720	53	19
Lowland rainforest	LR	1	7521	49200	127	29
Lowland open woodland	LOW	1	481	18672	41	15
Semi dry forest	SDF	1	3511	48669	126	30
Subalpine Sophora thicket	SST	1	211	1191	11	7
Submountain mesic forest	SMF	1	3370	6148	98	33
Wetlands	W	1	737	837	26	2
Windward submountain rainforest	WSR	1	10767	17399	166	58
Ravine	R	2	8616	-	-	-
Patches of leeward mountain rainforest	PLMR	3	1850	-	-	-
Patches of leeward submountain rainforest	PLSR	3	751	-	-	-
Patches of lowland rainforest	PLR	3	4299	-	-	-
Patches of pandanus humid thicket	PPHT	3	253	-	-	-
Patches of savanna	PS	3	591	-	-	-
Patches of semi-dry forest	PSDR	3	8697	-	-	-
Patches of submountain mesic forest	PSMF	3	1393	-	-	-
Patches of windward mountain rainforest	PWMR	3	877	-	-	-
Patches of windward submountain rainforest	PWSR	3	4080	-	-	-
Agriculture diverse	AD	4	5493	-	-	-
Cane	Ca	4	27945	-	-	-
Pastures	P	4	8511	-	-	-
Camphor forest	CP	3	244	-	-	-
Cryptomeria forest	CF	3	2033	-	-	-
Cultivated Acacia heterophylla forest	CAHA	3	1939	-	-	-
Cultivated lowland rainforest	CLR	3	226	-	-	-
Filaos, eucalyptus and other exotic trees forest	FEETF	3	1171	-	-	-
Forest diverse	FD	4	38523	-	-	-
Fully degraded savanna	FDS	4	4801	-	-	-
Urban (low density)	ULD	5	5412	-	-	-
Urban (medium density)	UMD	5	13894	-	-	-
Urban (high density)	UHD	5	5351	-	-	-
Nude soil	NS	4	4025	-	-	-

(*) 1 = Photo-interpretation of aerial photography, expert knowledge, literature review, Strasberg *et al.*, 2005

2 = 100 m buffer zone around rivers (database of the National Geographic Institute, 1997)

3 = Photo-interpretation of aerial photography by J.D. and E.L. (database of the National Geographic Institute, 2003)

4 = Automatic classification of Spot 5 satellite images (Lagabrielle *et al.*, 2005)

5 = Demographic data aggregated per square plots inside urban areas (data supplied by the Agency for the Observation of Réunion, Planning and Habitat and the National Institute of Statistics and Economic Studies).

Table A. *Categories of Broad Habitats Units in Réunion Island.*

Target (%)	Scientific name	Endemism ⁽¹⁾	Distribution ⁽¹⁾ (Mascarene)	IUCN World Red List status ⁽²⁾	IUCN regional status ⁽³⁾	CBNM ⁽⁴⁾ rarity index ⁽⁴⁾	Ministerial protection decree ⁽⁵⁾	Data provider			
								IBAs ⁽⁶⁾	ANP ⁽⁶⁾	SEOR ⁽⁶⁾	CBNM ⁽⁶⁾
<i>Birds</i>											
40	<i>Puffinus lherminieri</i>	B	B	LC	-	-	M1	X		X	
100	<i>Circus maillardi</i>	B	B	EN B1ab(iii)	-	-	M1	X		X	
100	<i>Pseudobulweria aterrima</i>	B	B	CR C2a(ii)	-	-	M1	X		X	
60	<i>Collocalia francica</i>	B, M, Ro	B, M, Ro	NT	-	-	M1	X		X	
40	<i>Hypsipetes borbonicus</i>	B	B	LC	-	-	M1	X	X		
100	<i>Pterodroma baraui</i>	B	B	EN B2ab(iii,v)	-	-	M1	X		X	
40	<i>Saxicola tectes</i>	B	B	LC	-	-	M1	X		X	
40	<i>Terpsiphone bourbonnensis</i>	B	B	LC	-	-	M1	X		X	
40	<i>Zosterops borbonicus</i>	B	B	LC	-	-	M1	X		X	
40	<i>Zosterops olivaceus</i>	B	B	LC	-	-	M1	X		X	
100	<i>Coracina newtoni</i>	B	B	EN B1ab(iii)	-	-	M1	X		X	
40	<i>Phaeton lepturus</i>	W	B, M, Ro	LC	-	-	M1			X	
40	<i>Puffinus pacificus</i>	0	B, M, Ro	LC	-	-	M1			X	
100*	<i>Phedina borbonica</i>	W	B, M, Ro	LC	-	-	M1			X	
<i>Reptiles</i>											
100	<i>Phelsuma borbonica</i>	B	B	-	-	-	M1		X		X
100	<i>Phelsuma_ (ornata) inexpectata</i>	B	B	-	-	-	M1		X		X
<i>Mammals</i>											
80	<i>Mormopterus acetabulosus</i>	0	B, M, Ro	VUID2	-	-	M1			X	
<i>Plants</i>											
100	<i>Carissa spinarum L.</i>	B, M, Ro	B, M, Ro	-	CR	E	M2				X
100	<i>Chamaesyce viridula (Cordem. ex Radcl.-Sm.)</i>	B	B	-	EN	RR	M2				X
80	<i>Delosperma napiforme (N.E. Br.) Schwantes</i>	B	B	-	VU	RR	M2				X
100	<i>Dombeya populnea (Cav.) Baker</i>	B, M	B, M	-	CR	RR	M2				X
100	<i>Gastonia cutispungia Lam.</i>	B	B	-	CR	RR	M2				X
100	<i>Hernandia mascarenensis (Meisn.) Kubitzki</i>	B, M	B, M	EN A1c	CR	RR	M2				X
100	<i>Obetia ficifolia (Poir.) Gaudich.</i>	B, M, Ro	B, Ro	-	CR	RR	M2				X
100	<i>Pemphis acidula J.R. Forst. et G. Forst.</i>	0	B, M, Ro	-	CR	E	0				X

Table B. Species targeted in the conservation plan (see Notes on the next page)

Table B (Notes).

- (*) CBNM = National Botanical Garden of Mascarin ; IBAs = Important Bird Areas ; ANP = Association "Nature et Patrimoine" ; SEOR = Ornithological Society of Réunion Island.
- (1) B = Réunion ("Bourbon"), M = Maurice, Ro = Rodrigue, W = West Indian Ocean (including Madagascar), 0 = Other
- (2) CR = seriously on the verge of extinction, EN = threatened of extinction, VU = vulnerable, NT = near threatened, LC = least concern.
IUCN (2001). *IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1*. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- (3) BOULLET V. (2006). *Notice de l'Index de la Flore vasculaire de la Réunion - Version 2006.1*. Conservatoire Botanique National de Mascarin, Saint-Leu (Réunion).
- (4) E=exceptionnal (extremely rare), RR=very rare
BOULLET V. (2006). *Notice de l'Index de la Flore vasculaire de la Réunion - Version 2006.1*. Conservatoire Botanique National de Mascarin, Saint-Leu (Réunion).
- (5) M1 = "Liste des espèces animales protégées dans le département de La Réunion au titre de l'arrêté publié au J.O. du 17 février 1989".
M2 = "Liste des espèces végétales protégées dans le département de La Réunion au titre de l'arrêté publié au J.O. du 19 juin 1987".

Chapitre 8

Integrating conservation with participatory land-use planning: a companion modelling approach applied on Réunion Island

Intégrer la conservation dans la planification de l'occupation du sol: une approche par modélisation d'accompagnement à l'île de la Réunion

Avertissement. Le texte ci-dessous est une version provisoire. Ce chapitre ne fait pas actuellement l'objet d'un consensus avec l'ensemble des co-auteurs. Des modifications seront apportées au texte. Il faudra donc se référer à l'article publié pour une version définitive.

Note introductive.

Ce *Chapitre 8* constitue une discussion générale de la thèse. Le plan systémique de conservation exposé dans le chapitre 7 est ici remis en perspective dans le cadre opérationnel du *Plan d'Aménagement Régional (SAR)* de la Réunion qui définit les orientations d'aménagement pour le territoire réunionnais à l'horizon 2030.

Nous mettons en œuvre une démarche de modélisation d'accompagnement articulée autour de la construction participative d'un Système Multi-Agents (SMA) à composante spatiale pour simuler des scénarios d'aménagement avec les décideurs et les experts, en appui à l'élaboration du SAR. La carte d'occupation du sol dans le SMA est une cartographie simplifiée des Grandes Unités d'Habitat (*Chapitres 3 et 7*). Quatre scénarios d'aménagement pour le SAR ont été construits avec les décideurs et traduits sous la forme de simulations multi-agents. N'ayant pas eu l'agrément des décideurs pour intégrer le plan systémique de conservation et de restauration dans les simulations relatives à l'élaboration du SAR, nous évaluons *ex nihilo* l'impact de l'intégration du plan de conservation défini au *Chapitre 7* sur les scénarios définis pour le SAR.

Cette étude sert de support à une réflexion plus générale sur l'articulation conceptuelle et technique entre la planification de l'aménagement et la planification de la conservation. L'utilisation des modèles d'optimisation est ainsi envisagée comme un outil d'aide à la décision mais également comme une limite au processus participatif de planification puisque la rationalité de l'algorithme se substitue à la décision humaine. Nous soulignons également la nécessité, pour ce qui est envisagé comme le 'lobby conservationniste', de conduire une introspection sur les valeurs et les représentations implicites qui guident son action. Par ailleurs, ce groupe d'intérêts semble stratégiquement et structurellement peu adapté à des processus de négociation pour l'aménagement du territoire. Il en résulte une stratégie observée qui est celle du 'gardien de but' tentant de contrer une action d'aménagement de l'espace. Nous plaidons donc en faveur d'une stratégie de conservation s'opérant en amont de la prise de

Integrating conservation with participatory land-use planning: a companion modelling approach applied on Réunion Island

Intégrer la conservation dans la planification de l'occupation du sol: une approche par modélisation d'accompagnement à l'île de la Réunion

Soumis/Submitted: Environmental Modelling and Softwares

Erwann Lagabriele¹, Sigrid Aubert², Aurélie Botta², William's Daré², Daniel David³, Sébastien Manglou²

Erwann Lagabriele¹, Sigrid Aubert², Sébastien Manglou², Aurélie Botta², William's Daré²

¹ CIRAD/Université de la Réunion, UMR 53 Peuplements Végétaux et Bioagresseurs en Milieu Tropical, 7 chemin de l'Irat, ligne paradis, 97410 Saint-Pierre - France

² CIRAD, Pôle REAGIR, Station de La Bretagne, BP 20, 97408 Saint-Denis Messagerie Cedex 9 - France

³ Université de la Réunion, EA2525 IREMI, Saint Denis, La Réunion, F-97715

Abstract.

Through the experience presented in this paper, we investigate ways to integrate conservation and land-use planning, and point out how a participatory modelling approach of complex human-nature systems could better gather stakeholder's viewpoints on their territory. A Multi-Agents System (MAS), constructed with stakeholders and experts along a companion modelling process, is coupled with a GIS for simulating regional land-use scenarios. Four land-use scenarios, from the "green-island" to the "city-island", were implemented as simulations in the MAS model. We evaluated the scenarios and we explore more specifically their impacts on biodiversity patterns and processes. Finally, we reverse the analysis process by assessing the impacts of implementing additional conservation areas identified by a systematic conservation plan. We point out the complementarity of top-down and bottom-up modelling approaches for accompanying the management of complex coupled human-nature systems. Thus, we don't trust in the idea of researching one optimal solution for planning land-use (and conservation) but rather in negotiating a consensus satisfying the larger part of stakeholders. In this context, we stress the importance of structuring a conservation lobby which is not sufficiently organised and strategic compared with other activity sectors.

Résumé.

A travers l'expérience présentée dans cet article, nous explorons des moyens pour intégrer la planification de l'occupation du sol et la conservation. Nous montrons comment la modélisation participative des systèmes complexes homme-nature permet de recueillir le point de vue des décideurs sur le territoire. Un Système Multi-Agents (SMA), construit avec les décideurs et les experts au cours d'un processus de modélisation d'accompagnement, a été couplé à un Système d'Information Géographique pour simuler des scénarios d'occupation du sol. Quatre scénarios d'occupation du sol ont été implémentés dans le modèle sous forme de simulations. Ces scénarios varient le long d'un continuum allant de 'l'île-verte' à 'l'île-cité'. Nous évaluons ces différents futurs et nous explorons plus spécifiquement leur impact sur les entités et les processus de biodiversité. Finalement, nous inversons le processus d'analyse en évaluant l'impact de l'implémentation de nouvelles aires protégées identifiées au cours d'un plan systémique de conservation. Nous mettons en exergue la

complémentarité entre les approches ascendantes (participative) et descendantes (déterministe, optimisatrice) de modélisation pour accompagner la gestion des systèmes complexes homme-nature. Ainsi, nous ne croyons pas en la recherche d'une solution optimale unique pour planifier l'occupation du sol (et la conservation) mais plutôt dans la négociation d'un consensus satisfaisant la plus large partie des décideurs. Dans ce contexte, nous soulignons l'importance de structurer un lobby conservationniste qui est actuellement très peu organisé et insuffisamment stratégique comparé aux autres secteurs d'activité.

Mots-clés. Modélisation d'accompagnement, Planification de l'occupation du sol, Planification de la conservation, Biodiversité, Gestion intégrée, Gestion adaptative, Système Multi-Agents, île de la Réunion

Keywords. Companion modelling, Land use planning, Conservation planning, Biodiversity, Integrated management, Adaptive management, Multi-Agents System, Réunion Island

"For every complex and difficult issue, there is always an answer that is simple, easy and wrong".
H.L. Mencken

1. Introduction

Spatial planning is aimed at guiding the organization of a spatial environment to meet the demands of a society (Ligtenberg et al., 2004). Since the mid 20th Century, urbanization growth has accelerated all around the world. At the same time agriculture expanded and intensified its primary production processes. These trends are a consequence of a rapid demographic growth combined with accelerated technological evolution and economic development. This has threatened landscapes and renewable resources, while highlighting the necessity for spatial planning and promoting the persistence of 'living landscapes' (Driver et al., 2003) based on a better understanding of complex ecological systems (Termorshuizen et al., 2007) and their interactions with social systems (Gunderson & Holling, 2002). As space becomes a limited resource the spatial environment is expected to fulfil multiple functions and this causes stakeholders to conflict more often in their beliefs, desires and expectations about its management (van der Valk, 2002). Consequently, several methods have been developed for supporting the process of spatial planning. They range on a continuum from opportunistic to systematic and organisational planning approaches (Maruani & Amit-Cohen, 2007). In this article we focus more particularly on the participatory construction of a Multi-Agents System for exploring alternative land-use scenarios with links to biodiversity conservation.

Biodiversity conservation is an emerging stake for spatial planning. During the last century, erosion of biodiversity has been increasingly observed (Wilson & Peter, 1988). Habitat conversion is currently recognized as the main threat to biodiversity (Jenkins, 2003). Nature reserves are currently the most widely used tool for the *in situ* conservation of biodiversity (Cowling et al., 1999). Nevertheless, it is now recognised that both agricultural and urban landscapes can sustain biodiversity persistence out of formal reserves (Arendt, 2003). Several approaches have been developed toward the identification of conservation priorities in the landscape. Conservation planning methods generally focus on biodiversity patterns such as species, communities and habitats. More recently biodiversity processes have been integrated into planning procedures (Rouget et al., 2003). Systematic Conservation Planning developed by Margules & Pressey (2000) represents a key step toward an explicit, target-driven process for planning biodiversity conservation at regional scales. It seeks to identify a spatially optimal network of priority areas for conservation in the landscape, given a set of conservation targets and socio-economical constraints. Nevertheless, conservation planning methods rarely integrate the sustainability constraints of others socio-economic activities. In addition, participatory conservation planning methods are being developed, but mainly at local scales (Venter & Breen, 1998). Indeed, numerous scientists now believe that conservation planning requires a multi-level and multi-disciplinary approach in order not to neglect the behaviour of the social groups involved in land management (Mathevet et al., 2003). While this issue is often discussed by authors, it is more rarely implemented in real-world conservation planning procedures.

Through the participatory modelling experience presented in this paper, we investigate ways to carry out research on the modelling of complex human-nature systems, participation of stakeholders, spatial optimisation of biodiversity conservation and land-use planning. Through the case study of Réunion Island, we define and depict our point of view on the management of ecological and social dynamics and propose a way to implement it in actions with regional stakeholders. To this purpose, we combine a bottom-up with a top-down modelling approach for planning land-use and conservation. More specifically in Réunion, we estimate the effects of multiple land-use scenarios on biodiversity in a context of stable conservation areas, and we explore the socio-economic effects of implementing additional conservation areas. Finally, we point out the general implications for land-use and biodiversity management in Réunion and we discuss the generic contribution of our approach.

2. Multi-Agents Systems (MAS) and spatial planning

A Multi-Agents System (MAS) can be defined as a set of agents that interact in a common environment, able to modify themselves and their environment (Ferrand, 1997). Interactions can occur among agents or between agents and their environment. While studying Coupled Nature-Human (CNH) systems is not a new idea, Multi-Agents Systems have increased our capacity to understand such complex systems (Acevedo et al., 2007). Complex systems are generally discussed as dynamic systems that exhibit recognizable patterns of organization across spatial and temporal scales (Parker et al., 2002). Technically rooted in Individual-Based Modelling (IBM), MAS allow the multi-level and multi-scalar integration of socio-economic, ecological and spatial interactions into one single model (Mathevet et al., 2003). Because 'intelligence' is distributed among agents, MAS overcome the weakness of systemic and deterministic models which hardly integrate recursive and complex interactions among heterogeneous components (Parker et al., 2002, Holling, 1987). At the same time, MAS renewed questions and hypothesis about the interactions between renewable resources, land-use and society (Bousquet & Le Page, 2004). As Le Page et al. (forthcoming) points out: 'This is a kind of paired dynamics where agents of change from one field are fostering the evolution of conceptual views in the other one'.

Agents are defined by their attributes (state, location) and their methods (communicating, preferring, deciding, etc.). They are autonomous, they share an environment through agent communication and interaction, and they make decisions that tie behavior to the environment (Parker et al., 2002). Agents can be situated in socially and spatially organised structures which co-evolve and co-adapt (Kinzig et al., 2006, Rouchier et al., 2001). An agent can simultaneously belong to multiple organisations (a farmer can be a politician, and a crop field is part of an ecological and an agricultural spatial organisation). Agent behaviour is the cornerstone of a MAS model. Behaviour covers a continuum from simplistic comportment (attracting, rejecting) toward more sophisticated cognitive processes (preferring, evolving, learning). MAS have been used for testing theoretical corpus such as game theory, adaptation and emergence in social, physical and biological sciences.

In an operational perspective, MAS has been used for simulating (and improving) renewable resources management: applications among others were developed for the management of forest (Purnomo et al., 2005), grazing (Rouchier et al., 2001) and natural park (Deadman & Gimblett, 1994). An emerging application of MAS models is the companion modelling approach (Antona et al., 2003). In this conceptual framework (i. e. scientific posture) the process of developing the model and the model itself constitute an open space for sharing social representations. This process is aimed at enlarging social interactions in order to promote the emergence of solutions which will improve the management of the system being modeled. This method was applied for supporting interdisciplinary approaches, negotiation processes and, more generally, collective decision processes for managing renewable resources. We adopted this scientific posture for this study.

In a context of spatial planning, a common landscape perceived and manipulated by stakeholders is likely to be the unifying environment in the MAS. This landscape can itself be a matrix of contiguous and interacting spatial agents. More often, the spatial environment in MAS applications is resumed to symbolic or low resolution data. Because no single tool would be able to address the complex issue of spatial planning and sustainable development, the combination of a MAS model with a Geographic Information System is a solution to increase the operability of the model (Verburg et al., 2004). In MAS models, but not exclusively, optimisation algorithms, such as simulated annealing, are used to identify spatial configurations that maximize the gains of certain stakeholders, in a context of specific constraints (Kirkpatrick et al., 1983). This approach is particularly used in conservation planning for identifying optimal networks of conservation areas that achieve conservation targets while minimizing conservation costs (Cowling et al., 2003, Ball & Possingham, 2000).

3. Study site

The study area for this application is the volcanic island of Réunion (21°06' S 55°36' E, 2512 km²) located in the Indian Ocean (Figure 1). Its steep relief reaches 3070 m at the Piton des Neiges. Since the beginning of European occupation of the island in 1665 the lowlands are almost fully occupied by urban areas and crops (mainly sugar cane and pastures), except on harsh slopes and in the ravines (Gigord et al. 1999). At present-day, more than 80% of the total population (780 000 inhabitants) lives on the coastal fringe of the island where most of the socio-economic activities are concentrated. Current goals for land-use planning in Réunion include the control of urban sprawl (population is predicted to reach 1 million inhabitants in 2030), the adaptation of infrastructures, the protection of agricultural areas and the conservation of biodiversity patterns and processes. Owing to the Island's isolation and small area, spatial options for land-use are becoming scarce and competition among activity sectors for land-use is increasing in a context of high dependency to external incomes.

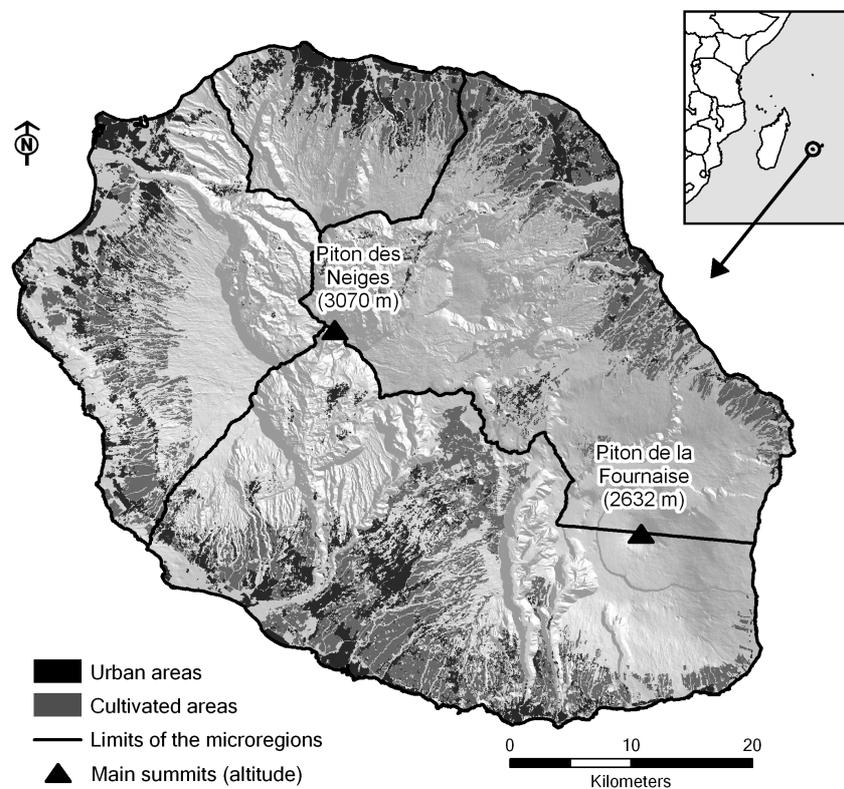


Figure 1. Map of the study area.

Réunion Island has long been recognised as a global priority for conservation owing to its vulnerability and its high concentration of endemic taxa, especially of plants (65% of the island's 600 species of flowering plants species are endemic to Mascarene archipelago which comprised Mauritius and Rodrigue Island). Together with the Malagasy region, Réunion lies within a global biodiversity hotspot (Mittermeier et al., 2005) and a Marine biodiversity hotspot (Roberts et al., 2002). As with other tropical islands, Réunion is facing increasing anthropogenic disturbance processes (particularly biological invasion) which threatened its endemic-rich biodiversity. One third of its area is still covered by native vegetation, while other islands of the Mascarene archipelago have almost lost their original vegetation cover (Strasberg et al. 2005). Since 2007, a national park covering 42.6 % of the island is being implemented on the uplands. The future of biodiversity in Réunion depends directly on the prevention of ecosystem conversion, on the control of biological invasion and on the persistence of ecological and evolutionary processes inside and outside formal reserves, more particularly in the

lowlands. The lack of awareness toward the environment and a weak stakeholder commitment have been identified as the main limiting factors toward biodiversity persistence in Réunion (Strasberg et al., 2005). Consequently, an integrated strategy for land-use and biodiversity planning at island scale is urgently required in Réunion.

A systematic conservation plan has been developed for the Island by Lagabrielle et al. (unpublished). This plan integrates geographic informations on the following components: 44 habitats categories (including 21 pristine habitats), 25 native species (plants and vertebrates) and the spatial components of five ecological and evolutionary processes - oceanic-terrestrial interfaces, riverine corridors, macrohabitat interfaces, boundaries of large topographic units, and lowland-upland gradients-. The spatial components of the processes were mapped as surface elements aligned along linear environmental interfaces or gradients. Quantitative conservation targets have been affected to each biodiversity features. In addition, a spatial network of large scale conservation corridors has been delineated. These corridors link the main summits of the islands to points located on the coastline.

4. Modelling method

4.1. Modelling approach

The multi-agent model for land-use planning, hereafter referred to as DOMINO-SMAT (Botta et al., 2007, David et al., 2007), was developed in the framework of the DOMINO project (Demarche Objet Multi-site d'Interactions entre les Niveaux d'Organisation) aiming at developing tools for land-use management using a companion modelling approach (ComMod, 2003). DOMINO-SMAT was constructed using GEAMAS-NG (University of Réunion, IREMIA), a generic simulation tool based on the JAVA® programming environment. This tool offers some predefined generic entities that agents and objects specific to the model can inherit. GEAMAS-NG facilitates the integration of external spatial information stored in a GIS and the connection to external deterministic models.

The modelling process combined a top-down approach, through the integration of an equation-based model on population dynamics (see section 5.2) and a bottom-up approach through the participative elaboration of a MAS model. The MAS modelling process was organised into iterative cycles (Figure 2). This approach permitted the gradual incorporation of complexity, from simple toward compound interactions and heterogeneous entities. The first stage in the elaboration of the MAS model was to determine and to specify the objects of which it would be comprised. The two entities represented in our MAS model are basically: (1) the social agents and (2) the elementary spatial unit ('Cell') (Figures 3). Once the attributes and methods of each entity were specified, the second stage of the MAS modelling was to define the organisation of these entities and the dynamics of their interactions. This consisted of specifying the aggregation levels of agents (Figure 2) and in sequencing and ordering the interactions between social agents and spatial entities (Figure 3). Those first stages were elaborated with a wide array of experts from various study fields (urban geographers, biologists, agronomists, etc.). The last stage consisted of constructing the land-use scenarios with regional stakeholders (Botta et al., 2007). Each scenario was implemented as a simulation in the model (planning horizon = 2030, temporal resolution = 1 year).

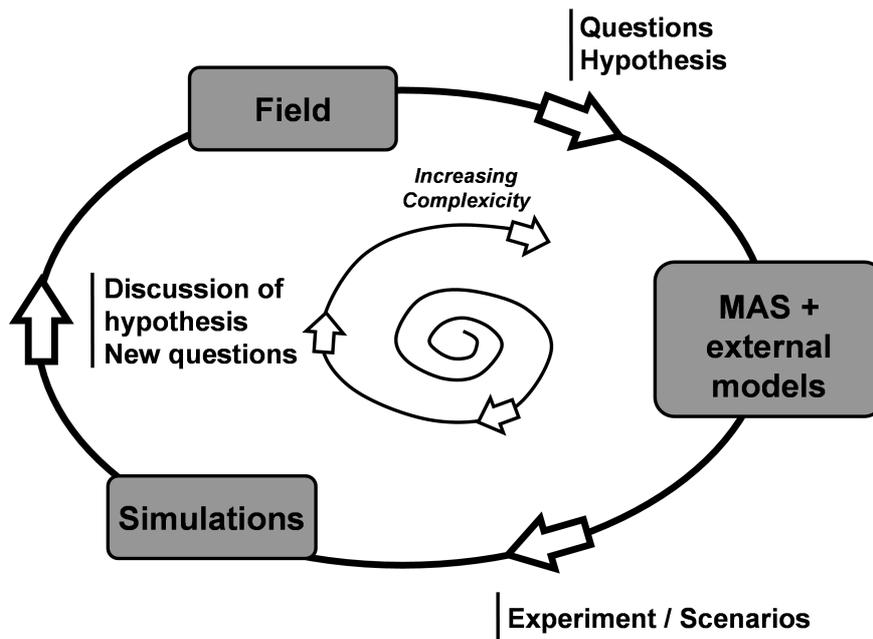


Figure 2. Conceptual scheme of the modelling process (adapted from d'Aquino et al., 2002)

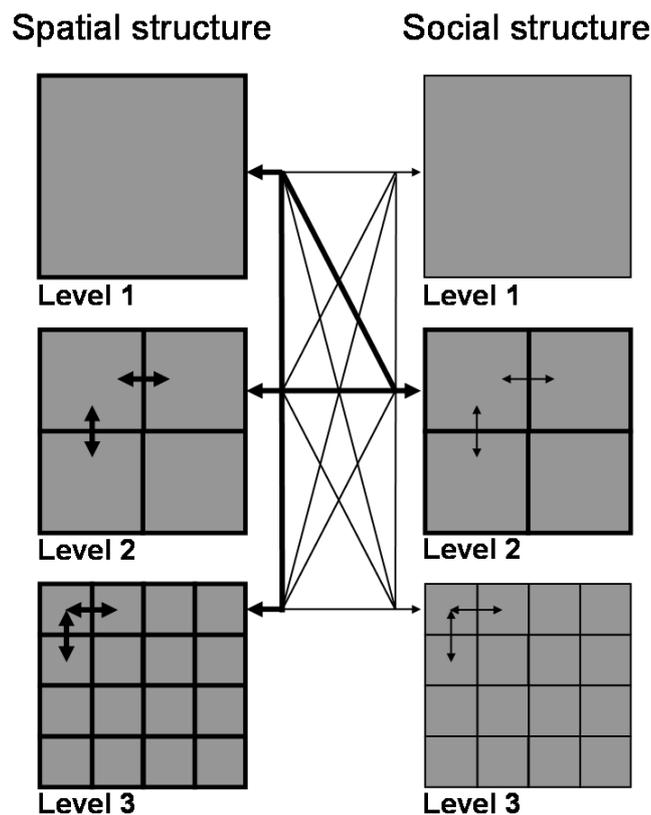


Figure 3. Multiple interactions between the hierarchical nested levels of the social and spatial structure. Owing to its fractal property, this scheme can be replicated at any resolution. In our model, the basic spatial agents are the cells (level 3), hierarchically aggregated per nested administrative units: the sub-regions (level 2) and the whole island (level 1). The basic social agents in the social structure of our model are the representatives of activity sectors (level 2). The entities and interactions implemented in the model are represented with thick lines.

4.2 Scenario design

The flexibility of representation and implementation inherent to the MAS model makes it well suited to the participative design of a fully functioning scenario-analysis tool (Antona et al., 2002; Ligtenberg et al., 2004). In Réunion, we used the model for accompanying the elaboration of the regional land-use plan (*SAR-Shéma d'Aménagement Régional*). This spatially-explicit plan defines the organisation of land-use by allocating land-use vocations to broad planning units at regional scale (1:100 000). The planning horizon of the *SAR* is 2030. The regional stakeholders involved in the scenario parameterisation process include elected officials, administration and socio-economic representatives and experts.

The scenario design was organised in three stages: (1) in the 'diagnostic' stage, stakeholders and experts identified the main challenges for the future of Réunion island. (2) Along the 'scenario development' stage, they extracted and ranked a subset of 13 key challenges and translated it into planning scenarios. Planning scenarios were depicted by defining the priority order among challenges. (3) In the 'scenario implementation' stage, stakeholders and modellers translated scenarios into parameterized simulations. They proceeded by altering decision rules, parameters and spatial information in the MAS model, (Parker et al., 2002). In addition to the scenarios elaborated by stakeholders, we explored alternative sub-scenarios for biodiversity conservation. This approach allowed the appropriation of the MAS model by stakeholders. Our objective is to 'review' these regional land-use scenarios with biodiversity experts in order to propose other alternatives, more particularly for planning biodiversity conservation.

5. Model structure

In this section we provide a description of the structure of the model: the social agents, the spatial agent, the population dynamic, the spatial optimisation model and their interactions. Figure 4 provides a broad overview of this conceptual structure.

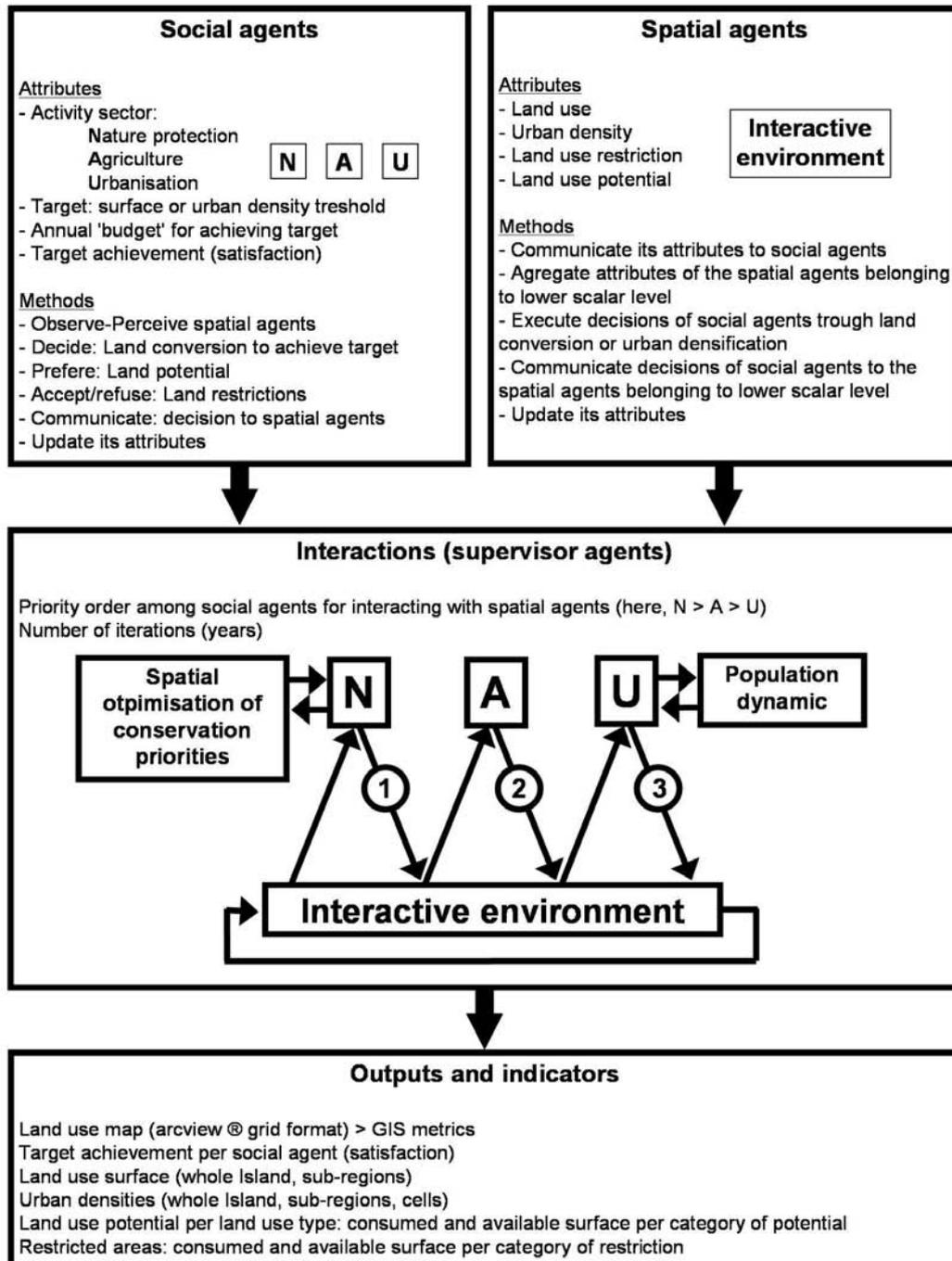


Figure 4. This scheme represents the conceptual structure of the MAS model. Social agents behave in an interactive environment consisting of spatial agents. Spatial agents encapsulate information exported from an external GIS database. Interactions between agents are administered by supervisor agents along iterative modelling cycles (1 year = 1 iteration). The decisions of social agents are constrained by the population dynamic and eventually by the optimal network of conservation priorities identified with Marxan software. At the end of each simulation, land-use maps and indicators are exported.

5.1. Social agents

Three groups of social agents were implemented in the MAS model: namely the farmers, the conservationists and the urban planners. The former manage to achieve surface targets through the conversion or conservation of land-use in the landscape matrix. The urban planners manage to achieve human density targets. Given an annual 'budget' (fixed or iteratively adjusted), the social agents proceed each year until their objective is fulfilled (Figure 4). In this preliminary version of the model, we adopted the rationality scheme for agent's decisions, although it has serious limitations (Schreinemachers & Berger, 2006). Thus, we assume that social agents fully perceive their environment. They orient land conversions toward the most suitable areas for their activity (see section 5.3.3.). They refuse or they accept land restrictions. The priority order among interactions of social agents with their environment is set for each simulation. We assume that the interaction's sequence is stable along the simulation.

5.2 Human population dynamics

The human population of the island is iteratively updated using an equation-based model that encapsulates parameters on demographic trends: birth, death and immigration rates. This dynamic model was calibrated using bitemporal demographic data aggregated by spatial plots at the island scale. At each iteration, the model updates the population in each cell by summing its current population and its internal demographic balance (= death - birth). Depending on a density threshold fixed by stakeholders, the model extracts a population excess per cell. This excess is then aggregated at island scale and summed with the global migration balance. During the next iteration, this "homeless" population is then absorbed by the interactive landscape, through the spatial allocation process presented below.

5.3 The interactive landscape

5.3.1 Spatial agents

In the model, interactions among stakeholders are transmitted by the environment. The environment in the model is composed of spatial agents. The assembly of spatial agents is constituted of three nested scalar levels of spatial aggregation: (1) the whole island, (2) the four sub-regions and (3) the square cells (62.552 elementary spatial units of 4 ha each) (Figure 3). The size of the cells and the spatial extent of the simulation can be adjusted by the user. Spatial agents at lower scale (cells) communicate hierarchically with spatial agents of the upper scalar level. Each spatial agent inherits attributes (land-use, suitability for land-use and land-use restrictions) and methods (communicating with the upper aggregation unit) that can be activated by social agents (allowing or refusing land conversion). Social agents can interact with spatial agents at each scalar level in the spatial environment.

5.3.2 Land-use

The land-use categories in the model are 'urban', 'natural' and 'agriculture'. Spatial information on land-use was derived from a map of 44 land-use categories (Lagabrielle et al., unpublished). We assume that the land cover in the cells is spatially homogeneous. Thus, we considered that both pristine and secondary vegetation belong to 'natural' landscapes and we didn't consider crop variability in agricultural landscapes.

5.3.3 Potential for land-use

For each cell within the landscape, we derived a potential score (i.e. suitability) for each land-use. To this purpose, we used external models developed by experts. Four possible scores were attributed to each cell: 'Low', 'Medium', 'High' and eventually 'Null'. Suitability scores were not constrained by legal restrictions on land-use conversion (see section 5.3.4). The scores were iteratively updated in step with land-use conversion (for instance, urbanisation annuls the potential for biodiversity conservation).

The suitability map for urbanisation was derived from multiple non linear regression analysis on 11 geographic drivers of urban sprawl observed from 1989 to 2002 (Thinon et al., 2007, Lagabrielle et

al., 2007). Suitability scores for agriculture (sugar cane and pastures) were evaluated by agriculture experts using multi-criteria analysis on agronomic and accessibility factors (project led by the "Chambre d'Agriculture de la Réunion"). Suitability scores for biodiversity protection were derived using a spatial optimization model which allocates conservation priorities in the landscape. The process is guided by the minimization of costs associated with external constraints and conservation targets set for biodiversity patterns (habitat and species) and biodiversity processes. The spatial optimization process was performed using the MARXAN software (Ball & Possingham, 2000) and its interface CLUZ (Smith, 2004) in the Arcview GIS software (ESRI, Redlands, California). MARXAN uses a simulated annealing algorithm (Kirkpatrick et al., 1983). Each map of potential (urbanisation, agriculture and biodiversity conservation) was validated by experts and stakeholders. Corrective or alternative information were integrated when required.

5.3.4 Land-use conversion

Before each simulation, the conversion rules among land-use are specified. Thus, the modeller can 'freeze' or restrict some categories of land-use conversion. For instance, one can consider that the 'natural' entities in cells are irreversibly destroyed by urbanisation (conversion urban>natural is switched off). Inversely, the removal of urban areas can be allowed for restoration purpose (conversion urban>natural is authorized).

By complement to these generic rules, the conversion process is constrained by spatially fixed restrictions. Such restrictions are produced by national, regional and local administrative or legal mechanisms. They are utilized to regulate or organise land-use conversion. Restrictions are (or not) implemented and controlled (by sanction or incitation instruments). Social agents can decide to fully or partially respect these restrictions. In our model, we integrated spatially explicit restrictions associated with municipal land-use plans, agriculture protection and nature protection. Two maps of protected areas are supplied in the model, namely the 'statutory reserves only' and the 'statutory and non statutory reserves' (Figure 6c). This allows the user to adjust the level of restriction within the simulation. 'Statutory reserves' includes spatial restrictions that are specifically aimed at conserving biodiversity while 'non-statutory' refers to types of spatial restrictions with less certainty about their vocation and their persistence. The user can define a priority order among spatial restrictions when they overlap.

5.3.5 Model evaluation

Within the MAS community it is widely recognized that one weakness of MAS is the impossibility of establishing a mathematical proof of the obtained results (Bousquet & Le Page, 2004). The MAS model was debugged with modellers and sensitivity analysis were performed. Stakeholders and experts also validated it through an evaluation of its structure and by comparing its outputs (map and indicators) with results logically expected by the experts. The participative aspect of the modelling process has been auto-evaluated by DOMINO's participants (Daré et al., submitted)

5.3.6 Outputs and indicators

Indicators in a MAS/LULC model are generally aimed at observing, through quantitative and qualitative estimates: (1) the individual or aggregated social agents' behaviour (behaviour metrics), (2) the land-use conversions (spatial metrics) and (3) their global impacts (social, economical and ecological metrics). Such indicators are dynamic (iteratively incremented along the simulation) or static (generally a comparison between input and output). Here, we focus on indicators associated with target achievement of social agents (surface per agent), land-use conversions (surface per land-use type) and their ecological impacts (on ecosystems extent, ecological processes extent and species occurrences). Indicators were expressed in absolute value or in percentage referring to an initial state or to an initial target.

We imported the output maps of the MAS model into Arcview (ESRI, Redlands, California) and we used CLUZ (Smith, 2004) for assessing the ecological impact of each scenario. We assumed that biodiversity patterns (habitat and species) were destroyed by urbanisation and agriculture, while we

roughly assumed that biodiversity processes could still persist in agricultural landscapes, here composed of cane fields and pastures (Rouget *et al.*, 2003).

6. Results

6.1 Land-use scenarios

The stakeholders depicted four scenarios for the regional land-use plan, namely the 'Trend scenario' (Ts), the 'Urbanisation-oriented scenario' (Us), the 'Nature-oriented scenario' (Ns) and the 'Economy-oriented scenario' (Es). Details on scenarios are given in Table 1 and Figure 6 (see also the report by the Conseil Régional de la Réunion, 2007). Each scenario was implemented in the model with specific interaction rules and objectives for agriculture surface and urban density. Stakeholders didn't assign any additional target to the conservation sector. Thus they implicitly considered that the extant statutory reserve system fully achieved all conservation objectives. Although we proposed an irreplaceability map for assessing the biodiversity impacts of scenarios, the stakeholders preferred using a scoring map in which lowest scores were associated with highly transformed habitats (Figure 6d). They argued this request by the fact that irreplaceability values did not explicitly reflect their point of view and that irreplaceability maps were too restrictive and failed to integrate social considerations (particularly the recreational uses of nature). These results also emphasize the huge costs of non representative reserve design. Thus, the large area occupied by the upland reserve is considered to be “enough” although it covers an extensive surface and it fails to represent all biodiversity patterns and processes within the region.

Scenario	Motto	Main characteristics
Trend	The 'Blind-island' <i>Inaction, weak organisation and socio-economic crisis</i>	Economy centred on the internal market Unachieved targets for housing and agriculture (socio-economic crisis) Uncontrolled urban sprawl on agricultural and natural landscapes Protection of natural landscapes in statutory reserves only Increasing costs for the management of renewable resources.
Nature-oriented	The 'Green island' <i>Attractive island</i>	Economy open to the external market thanks to its attraction for tourism Polarised densification of urban areas Protection of agricultural landscapes Protection of natural landscapes in statutory & non-statutory reserves.
Economy-oriented	The 'competitive island' <i>Optimised expansion of urbanisation and agriculture</i>	Economy centred on the internal market Polarised densification of urban areas Large expansion of agriculture on natural areas out of restricted areas. Protection of natural landscapes in statutory reserves only.
Urbanisation-oriented	The 'City-island', <i>Ravenous urbanisation and spatial compensations for agriculture</i>	Economy centred on the internal market Polarised urban densification and sprawl of urban areas on agricultural and natural landscapes Spatial compensation for agriculture in the uplands Protection of natural landscapes in statutory reserves only.

Table 1. Land-use scenarios developed with stakeholders and implemented in the MAS simulation.

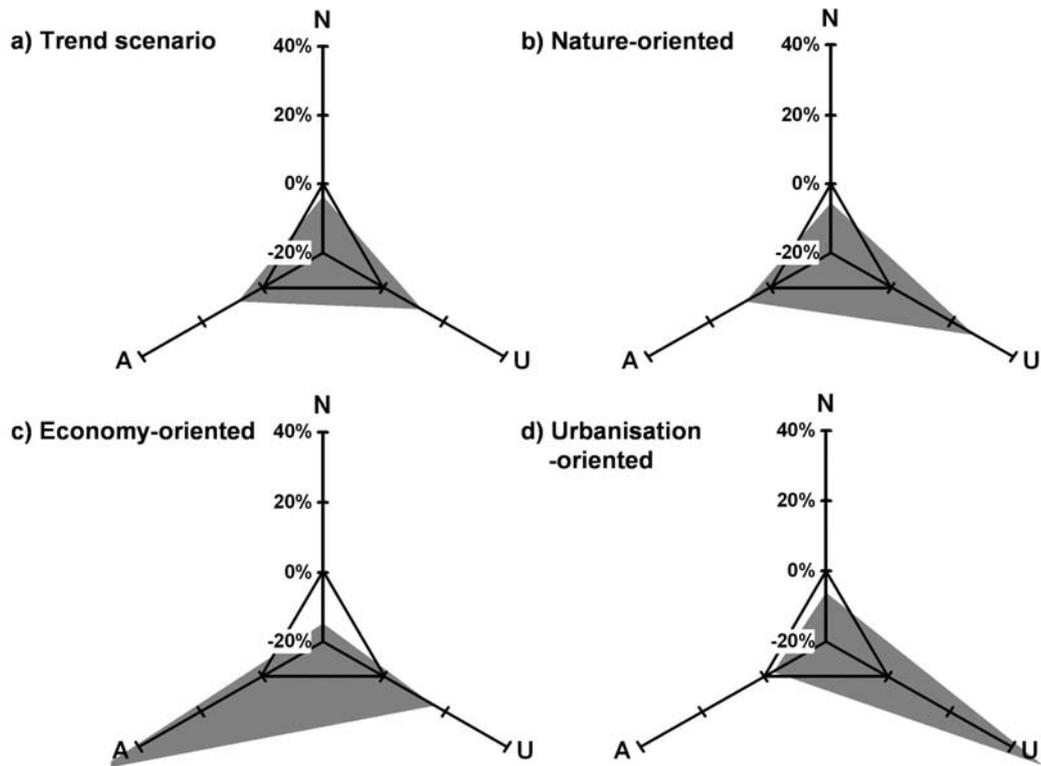


Figure 5. Impacts of land-use scenarios compared to the initial composition (in percentage). The current composition of land-use is (N)atural = 1832 km² (73 % of the island's area), (U)rban = 247 km² (10 %) and (A)griculture = 423 km² (17 %).

6.2 Ecological impacts of land-use scenarios

In this section, we focus on the ecological impacts of land-use scenarios. All scenarios implicate a consumption of 'natural' landscape and indicate that the main driver of the conversion of natural landscapes is the agricultural sector. Indeed, the 'worst' scenario for natural landscape is the 'economy-oriented' scenario whereas the 'best' scenario is the 'nature-oriented' (Figure 6a,b). In the 'urbanisation-oriented' scenario, spatial compensation measures for the agricultural sector involve a consumption of natural areas in the uplands. Although it does not implicate a high consumption of natural landscapes, the 'trend scenario' is associated with a major socio-economic crisis due to the housing crisis and a weak organisation of land-use in the landscape (Table 1).

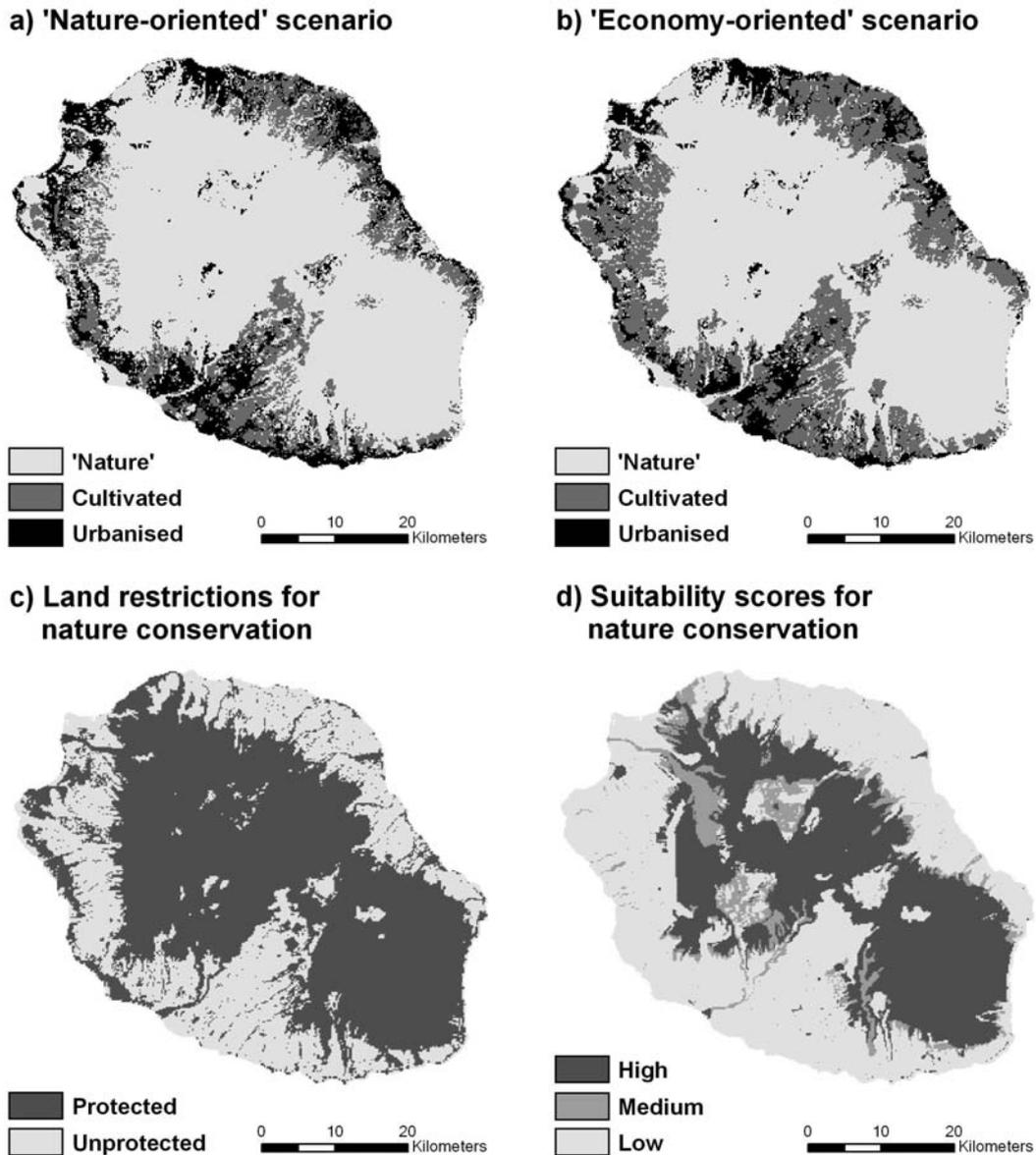


Figure 6. Land-use maps resulting a) from the 'Nature-oriented' scenario and b) from the 'Economy-oriented' scenario. The land restriction map presented in c) was used with the 'Nature-oriented' scenario (SAFEGE, 2007): it includes statutory and non statutory reserves. The map of suitability for biodiversity conservation is based upon scores associated with the transformation status of habitats (transformed, pristine highly invaded, pristine).

Biodiversity features are unequally impacted by land-use scenarios (Figure 7). Indeed, plants are highly impacted in the lowlands whereas pristine habitats are not affected since they area already protected by statutory reserves. Although they appear to be less impacted in terms of surface, the corridors and the spatial components of ecological and evolutionary processes are spatially disrupted in the lowlands in all scenarios (except the 'nature-oriented' scenario). The impact on biodiversity processes is 'softened' if we consider that some agricultural activities allow their persistence.

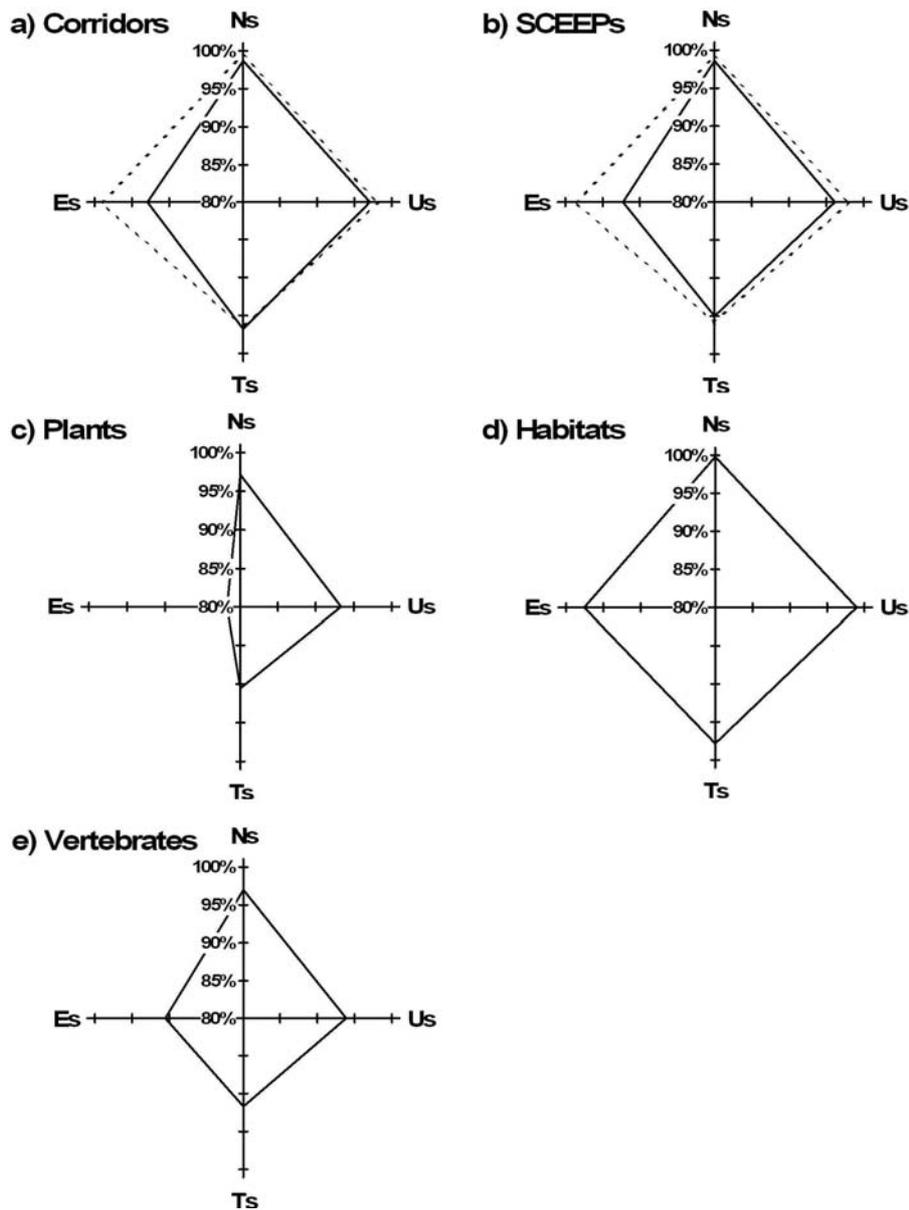


Figure 7. Impacts of scenarios on biodiversity patterns (habitats, plants and vertebrates) and biodiversity processes (corridors, spatial components of ecological and evolutionary processes) compared to their initial extent (in percentage). Solid line indicates that we assumed that both urbanisation and agriculture hindered the persistence of biodiversity features. Dotted line indicates that we assumed that agriculture permitted the persistence of processes. Ts = 'Trend scenario', Us = 'Urbanisation-oriented scenario', Ns = 'Nature-oriented scenario' and Es = 'Economy-oriented scenario'.

The graphics in the figure 8 indicates the erosion of achievable targets for biodiversity features (habitats, plants and vertebrates). The worst scenario is the 'Economy-oriented' scenarios while the 'urbanisation-oriented' and 'trend' scenario have the same impact. A precise analysis reveals that the achievable targets in lowland habitats are highly eroded by urban sprawl in all scenarios. In addition, achievable targets for vertebrate species (reptiles) are severely compromised by urban densification.

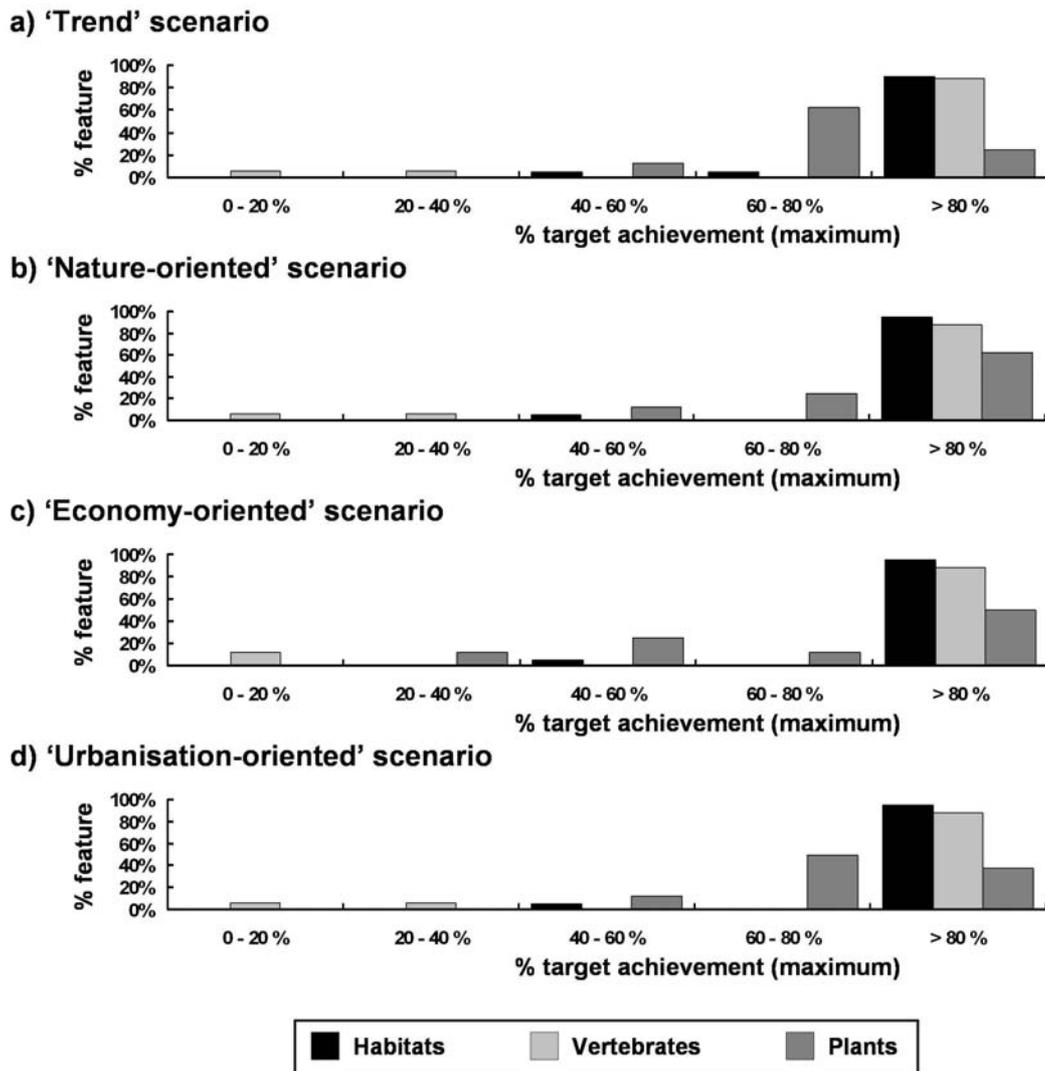


Figure 8. Percentage of biodiversity features -habitats, plants and vertebrates- in categories of potentially achievable targets by the end of each land-use scenario. The slide of columns from the right to the left side indicates biodiversity erosion.

6.3 Impacts of biodiversity conservation

In this section we reverse the analysis process by evaluating the impacts of implementing new conservation areas in the landscape. We conducted two additional simulations in the context of the 'trend scenario'. Thus, in addition to the extant reserve system, we attributed a conservation status to areas of high irreplaceability and ecological corridors (*Chapter 6*). We focus more particularly on the achievement of area targets for the agriculture sector. The results show an exponential curve representing the unsatisfied demand of the agriculture sector (Figure 9). The shape of the curve is driven by two factors which constraint the spatial dynamic of agriculture expansion in the landscape: the consumption of cultivated and arable land by urbanisation and the impossibility of spatial expansion in conservation areas. Logically, the disagreement of the agriculture sector increases when the total area conserved increase. Considering the most 'conservationist' scenario, the amount of unsatisfied demand for the agriculture sector is about 2100 ha. If we assume that this surface would have been affected to sugar cane, then the frozen portion of the growth of gross product for this sector is about 151 millions Euros (with a gross product of 3000 Euros per hectare per year from current times to 2030).

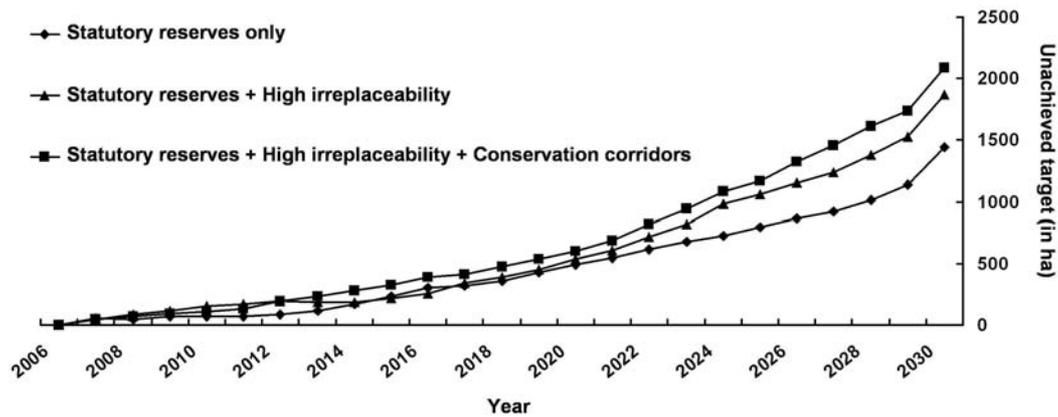


Figure 9. Evolution of the (un)achievement of surfacic targets for the agricultural sector along the 'Trend scenario'. Two variants of this scenario were simulated by implementing reserves in areas of high irreplaceability and conservation corridors. When reserves are implemented, the amount of unachieved targets for the agricultural sector increases.

7. Discussion

7.1 Implications for management

The MAS model constitutes an adaptive decision-tool for depicting and assessing the impacts of alternative futures and, more generally, for accompanying negotiation processes for planning land-use. In Réunion, the modelling process was integrated *in nihilo* in a real land-use planning process with stakeholders. The construction of the MAS model led us to develop a comprehensive framework for integrating the complexity of multi-scalar and multi-level interactions between activity sectors and land-use. Faced with this complexity, the scenario approach permitted to reduce the scope of endless parametric combinations by depicting and modelling four contrasted futures. Each of these scenarios, more or less predictive and desirable, address key challenges for the development of Réunion Island on a continuum ranking from the 'Green-island' to the 'City-island'. All of these four scenarios highlight the inner links tying all the components of the spatial and socio-economic structures.

As with other insular regions, the main challenge for the sustainable development of Réunion Island is to control urban sprawl through urban densification. The objective is to avoid the consumption of agricultural landscapes and, by 'domino effect', the conversion of natural areas. This is not a trivial task owing to the disharmony between regional orientations and local implementation. For instance, the previous regional land-use plan elaborated in 1995 prescribed urban densification but decisions at the municipal level have promoted the emergence of low density suburbanisation.

Through the impact assessment of the expansion of conservation areas, we showed that conserving is not a neutral action as it implicates a cascade of interacting socio-economic and ecological interaction effects. The assessment of the ecological impacts of scenarios reveals the extent of land conversion in the lowlands, particularly in coastal zones. Nevertheless, this assessment remains biased by the availability of data on biodiversity and by the spatial and semantic resolution of the land-use map (only three land-use categories and 4 ha cells). While pristine habitats are almost fully encapsulated in protected areas, urgent conservation measures are required for guaranteeing the persistence of species and microhabitats incorporated in the convertible matrix. Similarly, the persistence of ecological and evolutionary processes is highly comprised in the lowlands. We hope that our study will contribute to increase the awareness about the impacts of land-use scenarios on biodiversity. In addition, we point out the importance of integrated management for promoting the persistence of biodiversity outside formal conservation areas. Management policies in Réunion Island are currently getting on that way through initiatives such as 'Integrated Coastal Management', 'National Park New Generation' and 'Multifunctional Agriculture'. Perhaps some form of quantification of the value of ecosystem processes would serve as a good currency to "trade" with the other land uses. There is much literature currently available in this field, and it seems that it might be

particularly appropriate for islands where spatial options are scarce. Examples would include the value of pristine beaches, marine areas and forests to tourism; the costs associated with building near lava flows; erosion of fertile soils, etc.

7.2 The participative modelling process

In this study we proposed a method for involving experts and stakeholders in a participative modelling process for planning land-use. We integrated experts at all stage of the process while stakeholders were consulted for validating the MAS model and developing the land-use scenarios. We combined a top-down (non participative) with a bottom-up (participative) modelling approach. The bottom-up approach consisted of the co-construction of the MAS model. The top-down approach consisted of developing and integrating deterministic models on demographic trends and spatial optimisation of conservation priorities. In a sense, we showed that both approaches are more complementary than antagonistic. This method is also advocated by Castella et al., 2007.

As a positive externality of the participative modelling process, stakeholders state their objectives and they reconsider them in a more global context. Thus, they learnt about the system being managed and, by sharing elements with other stakeholders, they were able to improve the management of the global system. Although the companion modelling approach reduces information asymmetry among stakeholders, we must acknowledge that a major fraction of the strategies of stakeholders is not shared and remains cryptic. Such strategies are influenced by multiple factors (global and personal interests, values, conflicts, distorted representations and information, etc.). It would be naive (and perhaps risky) to think that the participatory process can flatten such social heterogeneity and inequity.

During the participatory modelling process, we assumed that stakeholders were representatives of larger groups of interest that were structured and strategically equipped. We also assumed that they were adequately represented by three categories of social agents in the model, namely the farmers, the conservationists and the urban planners. In reality, the diversity of social groups is widely larger and an agent can belong simultaneously to multiple groups. A further version of the model will increase the social heterogeneity of the model by introducing multi-level decision processes. In addition, we plan to shift from a rational scheme towards a BDI scheme (Belief-Desire-Intention) for modelling agent's decisions (Parker *et al.*, 2002). Indeed, owing to the psycho-cognitive paradigm, the decisions of the stakeholders in the geographical place are driven by objectives, representation, and involvement in individual or collective actions (Acevedo et al., 2007).

The participatory process for developing land-use scenarios revealed that the conservationist lobby is poorly structured compared with other groups of interest (particularly the agriculture sector). Indeed, the implicit strategy of conservationists is to play the goalkeeper or the referee in order to bend decisions produced by other stakeholders. Indeed again, it is tall-tale to notice that none of the four alternative scenarios depicted by stakeholders in the regional land-use plan involves land acquisition for nature conservation. Consequently our study pointed out two important axes for the structuring of the conservationist lobby: anticipating decisions from the source and improving communication with other activity sectors. This is currently the strategic approach adopted by the *Conservatoire du Littoral* and the *National Park* in Réunion Island. In addition, this strategy is currently being promoted by the European Union for developing sustainable agriculture activities.

7.3 Research implications and perspectives

For many years, the issue of interactions between nature and society has been investigated by researchers from various study fields with their particular background, focus and methods. Thus, conservation biology has long been guided by the positivist paradigm in which humanity is viewed as an external threat to the internal equilibrium of a pre-extant nature. More recently, nature and social science met in the holistic paradigm of constructivism (Piaget, 1967, see also Bourdieu, 1987). Constructivism relates to the idea of post-modernism, post-normal science (Funtowicz & Ravetz, 1991) and soft systems (Checkland & Scholes, 1990). In our study, we adopted this conceptual scheme. The human-nature system is formalised as a whole evolving, heterogeneous and complex system of multiple and mutual interactions between society and nature (Holling, 1987, Gunderson & Holling, 2002). Thus we recognise the existence and legitimacy of multiple points of view about the system being managed (here land-use and biodiversity). Although many conservationists embrace an

ethical–moral approach, claiming that the right of nature to exist should be considered regardless of its contribution to society (Beatley, 1989), we considered them as legitimate stakeholders among others.

Thus, conservationists must recognise their encapsulation within the social matrix: they constitute a lobby among others. They must be aware that biodiversity planning is integrated in land-use planning, not the inverse (Folke et al., 2005). In this context, biodiversity planning software, such as Marxan, is helpful for optimising the distribution of conservation priorities in a dynamic landscape. Nevertheless, such tools are often too complex for being easily understood by stakeholders (in our study they refused to use irreplaceability maps). In addition, such planning software incorporates rigid parameters and strong implicit socio-economic hypothesis which highly constrained their use in a participatory framework.

The Multi-agents System offers an integrative paradigm for incorporating heterogenous and multidisciplinary information on social, economic and ecological patterns and processes. The companion modelling approach presented in this paper is a contribution toward a participatory construction of such tools: the companion modelling process is an open space for learning about the system being managed and improving its management through the emergence of new questions and hypothesis rooted in the 'real world'. Further research on MAS and landscape-biodiversity planning should focus on: (i) exploring multi-level and multi-scalar interactions between social, economic and ecological structures, (ii) coordinating the use of predictive, optimisation and prospective modelling tools while keeping the method adaptive, and (iii) proposing a methodology for assessing the 'quality' and the impact of the companion modelling process.

8. Conclusion

In this study, we propose a participatory method for modelling complex human-nature interactions in a multi-agents system. Thus, we combined a top-down with a bottom-up modelling approach through the articulation of prospective (MAS), predictive (Human population dynamic) and optimisation (Marxan) models. In the case study of Réunion Island we demonstrated the applicability of our method for accompanying the construction of a regional land-use plan with stakeholders and experts.

Four land-use scenarios were depicted and we evaluated the consequences of each alternative future on the landscape. The key challenges for planning land-use in Réunion are to control urban sprawl in a context of rapid demographic growth and to preserve the agricultural and natural landscapes in the lowlands. Finally, we explored more precisely the impacts of land-use scenarios on biodiversity and we reversed the analysis process by assessing the impacts of implementing new reserves. We showed that biodiversity conservation planning must be contextualised in a more global and interlinked socio-economic perspective. In this perspective, an evaluation of ecosystem services is an approach to be pursued, as it allows the projection of the ecological dimensions of land-use scenarios in a social and economical referential.

We point out the complementarities of prospective and predictive modelling approaches for accompanying the management of complex coupled human-nature systems. Thus, we don't trust in the idea of finding an optimal solution for spatial planning but rather in negotiating a consensus satisfying the larger part of stakeholders. In this context, conservationists, as part of the conservationist lobby, should recognise their encapsulation in the social matrix. The conservationist lobby should improve its organisation and elaborating strategies for negotiating alternative futures for landscapes, not only by optimising a network of conservation areas, but rather in optimising interactions with social agents that belong to other lobbies. Finally, we highlight the importance of 'objective' science for evaluating the ecological, social and economical impacts of land-use scenarios.

9. References

- Acevedo, M.F., Callicott, J.B., Monticino, M., Lyons, D., Palomino, J., Rosales, J., Delgado, L., Ablan, M., Davila, J., Tonella, G., Ramirez, H., Vilanova, E., 2007. Models of natural and human dynamics in forest landscapes: Cross-site and cross-cultural synthesis. *Geoforum*, doi:10.1016/j.geoforum.2006.10.008.
- Antona, M., Bommel, P., Bousquet, F. & Le Page, C., 2002. Interactions and organization in ecosystem management: The use of multi-agent systems to simulate incentive environmental policies. 3rd Workshop on Agent-Based Simulation (eds C. Urban), pp. 85-92. SCS-European Publishing House, Ghent, Belgium.
- Antona, M., D'Aquino, P., Aubert, S., Barreteau, O., Boissau, S., Bousquet, F., Daré, W., Etienne, M., Page, C.L., Mathevet, R., Trébuil, G., Weber, J., 2003. Our companion modelling approach (La modélisation comme outil d'accompagnement). *Journal of Artificial Societies and Social Simulation* 6 (2).
- Arendt, R., 2003. Linked landscapes: Creating greenway corridors through conservation subdivision design strategies in the northeastern and central United States. *Landscape and Urban Planning* 68 (2-3) 241-269.
- Ball, I.R., Possingham, H.P., 2000. MARXAN (V1.8.2): Marine Reserve Design Using Spatially Explicit Annealing, a Manual.
- Beatley, T. (1989). Environmental ethics and planning theory. *Journal of Planning Literature*, 4 (1) 1-32.
- Botta, A., David, D., Manglou, S., Payet, D., Clavau, N., Lagabrielle, E., 2007. Modèle DOMINO-SMAT, guide utilisateur.
- Bourdieu, P., 1987. Choses dites. *Espace social et pouvoir symbolique* (eds Minit), p. 147-166. Paris.
- Bousquet, F., Le Page, C., 2004. Multi-agent simulations and ecosystem management: a review. *Ecological Modelling*, 176 313-332.
- Castella, J.C., Pheng Kamb, S., Dinh Quang, D., Verburg, P.H., Thai Hoanh, C., 2007. Combining top-down and bottom-up modelling approaches of land-use/cover change to support public policies: Application to sustainable management of natural resources in northern Vietnam. *Land-use Policy* 24 531-545.
- Checkland, P., Scholes, I., 1990. *Soft System Methodology in Action*. John Wiley & Sons, Chichester.
- Conseil régional-mission d'assistance à la révision du SAR, Groupement SETEC organisation et Safège, 2007. Révision du S.A.R. de la Réunion, scénarii d'aménagement et de développement de la Réunion en 2030, rapport provisoire février 2007.
- Cowling, R.M., Pressey, R.L., Lombard, A.T., Desmet, P.G., Ellis, A.G., 1999. From representation to persistence: requirements for a sustainable reserve system in the species-rich Mediterranean-climate deserts of South Africa. *Diversity and Distributions* 5 51-71.
- Cowling, R.M., Pressey, R.L., Rouget, M., Lombard, A.T., 2003. A conservation plan for a global biodiversity hotspot--the Cape Floristic Region, South Africa. *Biological Conservation*, 112 (1-2) 191-216.
- David, D., Payet, D., Botta, A., Lajoie, G., Manglou, S., Courdier, R., 2007. Un couplage de dynamiques comportementales : Le modèle DS pour l'aménagement du territoire, P. M. Valérie Camps, Actes des Journées Francophones Systèmes Multi-Agents (JFSMA'07), Carcassonne, France, oct. 17-19, Cepadue, 129-138.
- D'Aquino, P., Barreteau, O., Etienne, M., Boissau, S., Bousquet, F., Le Page, C., Aubert S., Daré, W., 2002. The role playing games in an ABM participatory modeling process: outcomes from five different experiments carried out in the last five years, in A.E. Rizzoli et A.J. Jakeman (éd.), 1st biennial meeting of the International Environmental Modelling and Software Society, Lugano (Suisse), 275-280.

- Daré W., Aubert, S., Bah, A., Botta, A., Diop-Gaye, I., Fourage, C., Lajoie, G., Leclerc, G., submitted. Des difficultés d'une recherche-action participative : retour d'expériences de modélisation d'accompagnement en appui à l'aménagement du territoire réunionnais et sénégalais.
- Deadman, P., Gimblett, H.R., 1994. A role for goal-oriented autonomous agents in modeling people-environment interactions in forest recreation. *Mathematical and Computer Modelling* 20 121-133.
- Driver, A., Cowling, R., Maze, K., 2003. Planning for living landscapes: perspectives and lessons from South Africa. Cape Town Botanical Society of South Africa.
- Ferrand, N., 1997. Modèles Multi-Agents pour l'aide à la décision et la négociation en aménagement du territoire. PhD thesis, Université J. Fourier, Grenoble.
- Folke, C., Hahn, T. Olsson, P., Norberg J., 2005. Adaptive governance of social-ecological systems. *Annual Review of Environment and Resources* 30 441-473.
- Funtowicz, S., Ravetz, J.R., 1991. A new scientific methodology for global environmental issues. *Ecological Economics: The Science and Management of Sustainability* (eds R. Costanza), p. 137-152. Columbia University Press, New York.
- Gunderson, L., Holling, C.S.E., 2002. *Panarchy: understanding transformations in human and natural systems*. Island Press, Washington, DC.
- Holling, C.S., 1987. Simplifying the complex: the paradigms of ecological function and structure. *European Journal of Operational Research* 30 139-146.
- Jenkins, M., 2003. Prospects for Biodiversity. *Science* 302 (5648) 1175 -1177.
- Kinzig, A.P., Ryan, P., Etienne, M., Allison, H., Elmqvist, T., Walker, B.H., 2006. Resilience and regime shifts: assessing cascading effects. *Ecology and Society*, 11 (1) art.20 [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art20/>.
- Kirkpatrick, S., Gelatt, C., Vecchi, M., 1983. Optimization by simulated annealing. *Science*, 220 671-680.
- Lagabrielle, E., Metzger, P., Martignac, C., Lortic, B., Durieux, L., 2007. Les dynamiques d'occupation du sol à La Réunion (1989-2002). *M@ppemonde*, 86 (2) [online] URL: <http://mappemonde.mgm.fr/num14/articles/art07205.pdf>
- Le Page, C. et al. (Forthcoming). The rise of agent-based simulation for environmental management: fashion effect or consolidating trend? In *Simulating Social Complexity* (in memory of Herbert Simon), Edmonds, B., Moss, S. (Eds.), to be published by Springer in 2007-08.
- Ligtenberg, A., Wachowicz, M., Bregt, A.K., Beulens, A., Kettenis, D.L., 2004. A design and application of a multi-agent system for simulation of multi-actor spatial planning. *Journal of Environmental Management* 72 43-55.
- Margules, C.R., Pressey, R.L., 2000. Systematic conservation planning. *Nature*, 405 243-253.
- Maruani, T., Amit-Cohen, I., 2007. Open space planning models: A review of approaches and methods. *Landscape and Urban Planning* 81 1-13.
- Mathevet, R., Bousquet, F., Le Page, C., Antona, M., 2003. Agent-based simulations of interactions between duck population, farming decisions and leasing of hunting rights in the Camargue (Southern France). *Ecological Modelling*, 165 (2-3) 107-126.
- Mittermeier, R.A., da Fonseca, G.A.B., Hoffman, M., Pilgrim, J., Brooks, T., Gill, P.R., Mittermeier, C.G., Lamoreux, J., 2005. Hotspots revisited : Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. CEMEX, Conservation International,

- Parker, D.C., Manson, S.M., Janssen, M.A., Hoffmann, M.J., Deadman, P., 2002. Multi-Agent Systems for the Simulation of Land-Use and Land-Cover Change: A Review. *Annals of the Association of American Geographers* 93 314–337.
- Piaget, J., 1967. *Logique et Connaissance scientifique*. Paris, Gallimard.
- Purnomo, H., Mendoza, G.A., Prabhu, R., Yasmi, Y., 2005. Developing multi-stakeholder forest management scenarios: a multi-agent system simulation approach applied in Indonesia. *Forest Policy and Economics* 7 475–491.
- Roberts, C.M., Mclean, C.J., Veron, J.E.N., Hawkins, J.P., Allen, G.R., Mcallister, D.E., Mittermeier, G.C., Schueler, F.W., Spalding, M., Wells, F., Vynne, C., Werner, T.B., 2002. Marine biodiversity Hotspots and Conservation Priorities for Tropical Reefs. *Science*, 295 (5558) 1280-1284.
- Rouchier, J., Bousquet, F., Requier-Desjardins, M., Antona, M., 2001. A multi-agent model for transhumance in north Cameroon. *Journal of economic dynamics & control* 25 527–559.
- Rouget, M., Cowling, R.M., Pressey, R.L., Richardson, D.M., 2003. Identifying spatial components of ecological and evolutionary processes for regional conservation planning in the Cape Floristic Region, South Africa. *Diversity and Distribution* 9 191-210.
- Schreinemachers, P., Berger, T., 2006. Land-use decisions in developing countries and their representation in multi-agent systems. *Journal of land-use science* 1 (1) 29-44.
- Smith, R.J., 2004. Conservation Land-Use Zoning (CLUZ) software.
- Strasberg, D., Rouget, M., Richardson, D.M., Baret, S., Dupont, J., Cowling, R.M., 2005. An assessment of habitat diversity, transformation and threats to biodiversity on Reunion Island (Mascarene Islands, Indian Ocean) as a basis for conservation planning. *Biodiversity and Conservation* 14 (12) 3015-3032.
- Termorshuizen, J., Opdama, P., van den Brink, A., 2007. Incorporating ecological sustainability into landscape planning. *Landscape and Urban Planning*, 79 374-384.
- Thinon, P., Martignac, C., Metzger, P. & Cheylan, J.-P., 2007. Analyse géographique et modélisation des dynamiques d'urbanisation à La Réunion. *Cybergeo, Sélection des meilleurs articles de SAGEO 2005*, article 389 [online] URL: <http://www.cybergeo.eu/index8692.html>
- van der Valk, A. (2002). The Dutch planning experience. *Landscape and Urban Planning* 58 (2) 201-210.
- Venter, A.K., Breen, M.B., 1998. Partnership forum framework: participative framework for protected area outreach. *Environmental management* 22 (6) 803-815.
- Verburg, P.H., Schot, P., Dijst, M., Veldkamp, A., 2004. Land use change modelling: current practice and research priorities. *GeoJournal* 61 (4) 309–324.
- Wilson, E.O., Peter, M., 1988. *Biodiversity*. National Academic Press, Washington DC.

Chapitre 9

Conclusion

La conservation de la biodiversité requiert une gestion intégrée de l'espace. Compte tenu de l'exiguïté de l'espace géographique de l'île de la Réunion et de son isolement, les options spatiales de planification sont cependant réduites et les choix de gestion sont plus qu'ailleurs décisifs: ils entraînent des conséquences radicales et à court terme sur des systèmes socio-économiques et écologiques, interactifs, très dynamiques et structurellement vulnérables.

L'actualisation régulière des informations sur l'occupation du sol, représente ainsi un enjeu important pour élaborer et ajuster un plan de gestion intégré du territoire et de sa biodiversité. L'insuffisance des informations existantes et le coût d'acquisition et de traitement des données aériennes (ou de terrain) nous ont conduit à évaluer l'apport des données satellitaires pour cartographier ces informations. Dans le *Chapitre 2*, nous avons ainsi montré l'ampleur des dynamiques d'occupation du sol à l'île de la Réunion. L'étalement urbain menace la pérennité des écosystèmes indigènes en engendrant une remontée agricole vers les Hauts de l'île, ou alors en perturbant les processus nécessaires au fonctionnement écologique de ces écosystèmes (*Chapitre 6*).

Le suivi de l'étalement urbain constitue ainsi une problématique centrale pour la gestion des espaces insulaires et, plus largement, des régions en forte expansion urbaine. L'enjeu est important compte tenu de la rapidité du phénomène, des difficultés de son contrôle et de ses conséquences importantes sur la structuration et le fonctionnement du territoire. Dans le *Chapitre 4*, nous avons ainsi développé une méthode orientée-objet pour suivre les dynamiques de construction du bâti à partir d'images Spot 5. Nous avons conclu à la pertinence de cette approche pour intervenir en intercalaire entre deux campagnes de photographie aériennes beaucoup coûteuses.

Dans les *Chapitre 5, 6 et 7*, nous avons appliqué et développé un plan systémique de conservation et de restauration de la biodiversité. La méthode de planification vise à garantir la pérennité des entités et des processus de la biodiversité sur le territoire.

En utilisant les informations produites dans le *Chapitre 3*, nous avons révisé et complété la cartographie des Grandes Unités d'Habitat de la Réunion, notamment dans les zones agricoles et urbaines. Nous avons également construit une cartographie des Composantes Spatiales des Processus Ecologiques et Evolutifs (CSPEEs) qui garantissent la (ré)génération de la biodiversité. Une synthèse d'informations géographiques sur quelques espèces a complété cet ensemble d'informations. Nous pouvons dès lors mieux apprécier les enjeux de conservation dans l'espace géographique. Une évaluation des services rendus par les écosystèmes pourrait améliorer cette évaluation des enjeux.

En utilisant un algorithme d'optimisation spatiale, nous avons alors identifié un réseau d'aires prioritaires pour la conservation et la restauration de la biodiversité. Le processus d'optimisation spatial est guidé par des objectifs quantitatifs et la minimisation de contraintes présentes (coût d'acquisition foncier, de gestion et de restauration) et futures (aléas liés aux dynamiques spatiales de l'urbanisation, de l'agriculture et des espèces végétales envahissantes). Le plan de conservation et de restauration intègre le système de réserves existant et également les espaces non protégés. Compte tenu de la faible superficie de l'île, il n'existe finalement que très peu d'alternatives spatiales pour optimiser ce plan. Dans ce contexte, l'utilité du modèle d'optimisation est remise en cause.

Le plan systémique de conservation et de restauration intègre 63,5 % de la surface du territoire réunionnais. Il montre que la pérennité des processus et des entités de biodiversité est très menacée sur les franges basses de l'île (<1000 m). Le réseau actuel d'aires protégées (dont le Parc National fait

les franges basses de l'île (<1000 m). Le réseau actuel d'aires protégées (dont le Parc National fait partie) est vaste mais il ne répond pas totalement aux enjeux de conservation. Par conséquent, la conservation de la biodiversité réunionnaise, en dehors des aires protégées existantes, dépend uniquement d'une politique volontariste de conservation sur des espaces aux multiples enjeux de développement. Cependant; ces enjeux ne sont pas forcément incompatibles. Ainsi, la mise en place de corridors écologiques "du battant des lames au sommet des montagnes" pourrait très bien s'intégrer dans un modèle agricole multifonctionnel désormais promu par la politique agri-environnementale de l'Union Européenne.

Nous portons toutefois un regard critique sur la méthode de planification mise en œuvre : elle repose sur une approche systémique et sur une expertise écologique mais son développement n'est pas suffisamment intégré dans la mesure où l'ensemble des acteurs de l'aménagement n'a pas été consulté et leurs différents points de vue pris en compte. L'intégration des acteurs de l'aménagement tout au long du processus de planification systémique de la conservation, y compris dans la phase de modélisation, est dès lors identifiée comme un axe de recherche à développer afin de promouvoir une meilleure articulation entre la planification de la conservation et l'aménagement du territoire.

Dans le *Chapitre 8*, qui constitue la discussion générale de la thèse, le plan systémique de conservation est ainsi remis en perspective dans le cadre opérationnel de l'élaboration du *Plan d'Aménagement Régional* (SAR) de la Réunion. Nous avons ainsi mis en œuvre une démarche de modélisation d'accompagnement articulée autour de la construction participative d'un Système Multi-Agents (SMA) à composante spatiale pour simuler des scénarios d'aménagement avec les décideurs et les experts, en appui au processus de planification du SAR. Dans ce cadre, l'espace géographique est à la fois un enjeu, un produit et un support d'interactions entre les acteurs sociaux négociant l'organisation de l'espace.

Les simulations montrent que chacun des quatre scénarios envisagé implique un impact sur les habitats, les espèces et les processus écologiques et évolutifs. Cet impact est moindre dans le cadre du scénario 'île-verte' et très important dans le cadre du scénario 'île-ville'. Nous avons ensuite évalué *ex nihilo* l'impact du plan systémique de conservation et de restauration sur les scénarios simulés pour le SAR. Une évaluation de l'impact du plan de conservation sur le secteur agricole dans le cadre du scénario tendanciel montre que cet impact n'évolue pas linéairement mais plutôt selon une courbe exponentielle traduisant l'insatisfaction croissante de la demande d'espace agricole résultant 1) de l'impossibilité de s'étendre sur l'espace conservé et conjointement 2) de la consommation de terres agricoles par l'urbanisation. Nous montrons ainsi que le plan de conservation s'intègre dans un contexte d'interactions socio-économiques complexes sur lesquelles des hypothèses d'évolution trop simplistes sont insuffisantes voire non valides.

Le processus de modélisation d'accompagnement mis en œuvre dans le cadre du SAR nous a conduit à mener une réflexion plus générale sur l'articulation conceptuelle et technique entre la planification de l'aménagement du territoire et la planification de la conservation. Nous concluons que l'utilisation des modèles d'optimisation (ici pour planifier la conservation) constitue une limite à l'acceptabilité sociale du plan de conservation dès lors que celui-ci "déborde" des frontières des aires protégées.

Par ailleurs, nous pointons la nécessité, pour ce qui est envisagé comme le 'lobby conservacionniste', de conduire une introspection sur les valeurs et les représentations implicites qui guident son action. Ce groupe d'intérêts semble stratégiquement et structurellement peu adapté au processus de négociation pour l'aménagement du territoire. Il en résulte ainsi une stratégie observée qui est celle d'une contestation *ex post* des décisions d'aménagement entraînant un impact sur la biodiversité. Nous plaçons donc en faveur d'une stratégie de conservation s'opérant en amont de la prise de décision, optimisée *ex ante* dans l'espace social et non uniquement dans l'espace géographique.

Le plan systémique de conservation est une composante du plan d'aménagement et non l'inverse. La planification systémique permet de construire, de structurer et de guider une stratégie de conservation dans l'espace géographique. Elle est le fruit d'une vision scientifique 'objective' mais son

intégration dans un cadre de négociation social implique de l'envisager également comme un construit social en interaction avec d'autres représentations. Dans cette thèse, nous défendons finalement l'idée d'une complémentarité entre ces deux approches, positivistes et constructivistes. L'intégration du plan systémique de conservation (approche déterministe et optimisatrice) dans un processus de modélisation d'accompagnement (approche participative et prospective) pour la planification de l'aménagement du territoire nous semble être une solution méthodologique à développer. Cette solution vise à promouvoir la co-évolution et la co-adaptation des systèmes écologiques et sociaux, sans les opposer systématiquement pour favoriser l'émergence de solutions de gestion durable du territoire et de sa biodiversité.

Addenda

Publiée en 2008, cette plaquette de communication du projet APIC-BIO 1 synthétise les principaux éléments de la thèse.

L'Afrique du Sud montre le chemin

En Afrique du Sud, l'élaboration d'une politique nationale de gestion de la biodiversité a été rendue obligatoire par la loi, en application de la Convention sur la Diversité Biologique (ratifiée par 183 Etats en 1992). Parallèlement, à la fin de l'apartheid en 1994, l'Etat sud-africain a remis à plat sa politique d'aménagement du territoire. Les chercheurs sud-africains ont alors développé une méthode globale pour protéger la biodiversité tout en aménageant le territoire : la *Systematic Conservation Planning*. Pour cela, ils ont utilisé les technologies d'observation de la Terre (images satellitaires) en intégrant des connaissances en écologie et en géographie. Une politique nationale de conservation de la biodiversité a ainsi vu le jour en Afrique du Sud. Elle se décline aux échelles régionale et locale. L'expertise sud-africaine dans le domaine de la conservation de la biodiversité est désormais reconnue internationalement. Son application au contexte insulaire de la Réunion est une innovation.



Vers une coopération régionale renforcée

La phase II du projet APIC-BIO (2008-11) aura pour objectif de renforcer la coopération entre la Réunion, l'Afrique du Sud et les pays du Sud-Ouest de l'Océan Indien pour identifier et cartographier les priorités de gestion de la biodiversité marine et terrestre dans l'ensemble de la région.

Les 6 objectifs de cette phase II :	20 millions
1. Consolider l'axe de coopération régionale Réunion-Afrique du Sud en planifiant de la conservation et en gestion territoriale durable,	d'habitants dans les îles du Sud-Ouest de l'Océan Indien
2. Élargir le réseau de coopération à l'ensemble des pays de la région Sud-Ouest de l'Océan Indien,	1350 km²
3. Former des étudiants réunionnais, sud-africains et des ressortissants de la zone Océan Indien grâce au montage d'un Master franco-sud-africain "Durabilité et résilience des systèmes Homme-Nature tropicaux",	d'aires protégées dans les îles du Sud-Ouest de l'Océan Indien
4. Entreprendre un état des lieux de la biodiversité marine et terrestre, dès	

Janvier 2008 - NAUSICA - Textes et photos Marine Veilh - marine.veilh@yahoo.fr

Partenaires

- o Université de la Réunion (UMR PVBMT)
- o CIRAD (UMR PVBMT)
- o Parc National de la Réunion
- o Conservatoire Botanique National de Mascarin
- o Association Nature et Patrimoine
- o Société d'Études Ornithologiques de la Réunion
- o Institut de Recherche pour le Développement (IRD)
- o Université de Nantes (CNRS-LETG)
- o University of Stellenbosch
- o Centre of excellence for Invasion Biology (CIB)
- o South African National Biodiversity Institute (SANBI)
- o Kruger National Park



En savoir +

Publications

Lagabrielle E., Metzger P., Marignac C., Lortic B., Durieux L., 2007. *Les dynamiques d'occupation du sol à la Réunion (1989-2002)*. Revue M@ppemonde Numéro 88
<http://mappemonde.mgm.fr/num/14/articles/art07205.pdf>

Lagabrielle E., 2007. *Planification de la conservation de la biodiversité et modélisation territoriale à l'île de la Réunion*. Thèse de Géographie, Cirad-Université de la Réunion, 166 p.
 Thèse co-financée par la Région Réunion et l'Europe (FSE)
<http://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00247406>

Contact

erwann.lagabrielle@gmail.com



APIC-BIO
 INTERREG-3B Région Réunion et Europe
 Pôle de compétences à vocation régionale
 Accompagner la conservation de la biodiversité à la Réunion
 et dans l'Océan Indien. Coopération Réunion-Afrique du Sud.

Des solutions pour aménager le territoire en protégeant la biodiversité



La diversité biologique est un enjeu majeur pour la durabilité naturelle mais aussi sociale et économique dans notre île. Cette biodiversité est aujourd'hui menacée, entre autres, par l'expansion urbaine, agricole ou encore les espèces envahissantes. Dans ce contexte, le projet scientifique franco-sud-africain APIC-BIO vise à accompagner la construction d'une relation harmonieuse entre nature et société, entre biodiversité et aménagement du territoire.

Depuis 2005, le projet INTERREG de coopération régionale APIC-BIO a permis de créer des cartes pour définir des priorités de conservation afin de préserver la diversité biologique de l'île. Si on protège ces zones, on permet à toute la biodiversité connue et localisée de subsister.

Le travail des scientifiques a d'abord été de cartographier les enjeux de conservation de la biodiversité. Les informations sur les espèces, les habitats et les dynamiques écologiques ont été collectées auprès d'institutions réunionnaises, notamment le Conservatoire Botanique National de Mascarin. D'autres informations ont été extraites d'images satellitaires et de photographies aériennes analysées avec des experts de terrain.

Les dynamiques d'occupation du sol menaçant la biodiversité ont également été quantifiées : elles montrent une expansion urbaine et agricole vers les Hauts de l'île. L'évaluation des dynamiques des espèces envahissantes a complété cette analyse des menaces.

L'existence d'espaces menacés et à fort enjeu de conservation a conduit à l'identification des zones prioritaires pour la conservation et la restauration de la biodiversité à la Réunion. Certaines de ces zones se trouvent à l'extérieur des aires protégées existantes (Parc national, réserves naturelles...), dans des espaces agricoles. Au terme de ce travail, des actions sont préconisées pour une gestion intégrée (élaborée en concertation) de ces zones prioritaires.

Enfin, les impacts de différents scénarios d'aménagement du territoire sur la biodiversité ont été évalués. Ces scénarios ont été simulés à l'aide d'un modèle informatique jusqu'à l'horizon 2030. Ce modèle a été élaboré par le Cirad (projet DOMINO) en collaboration avec le laboratoire REMIA de l'Université de la Réunion.

Les enjeux de conservation réunionnais dépassent la Réunion. Ce sont des enjeux pour la conservation de la diversité biologique mondiale à laquelle les îles contribuent fortement du fait de leur taux élevé d'endémisme. La Réunion a ici l'opportunité de transformer ce capital biodiversité en capital économique, en s'orientant notamment vers un tourisme écologique d'envergure internationale.

73,1 %
 C'est le pourcentage de surface transformée par les activités humaines depuis la colonisation de l'île.

+156 %
 de croissance urbaine à la Réunion entre 1989 et 2002.

∞
 Ce symbole représente les interactions complexes entre nature(s) et société(s).

Où protéger la biodiversité à la Réunion?

Cette carte représente les aires prioritaires pour la conservation de la biodiversité à la Réunion. Ces aires ont été définies afin que chaque type de végétation et chaque espèce y soit représenté durablement sur une surface aussi compacte que possible. Une large partie de ces zones prioritaires fait déjà l'objet d'une protection (en vert sur la carte). Les zones en orange et en rouge sont prioritaires en terme de conservation mais elles ne bénéficient d'aucune protection forte. A ce titre, ces espaces devraient faire l'objet de mesures urgentes de conservation.

Sous l'effet des pressions humaines, **les options pour la conservation de la biodiversité se sont raréfiées**, surtout dans les Bas.

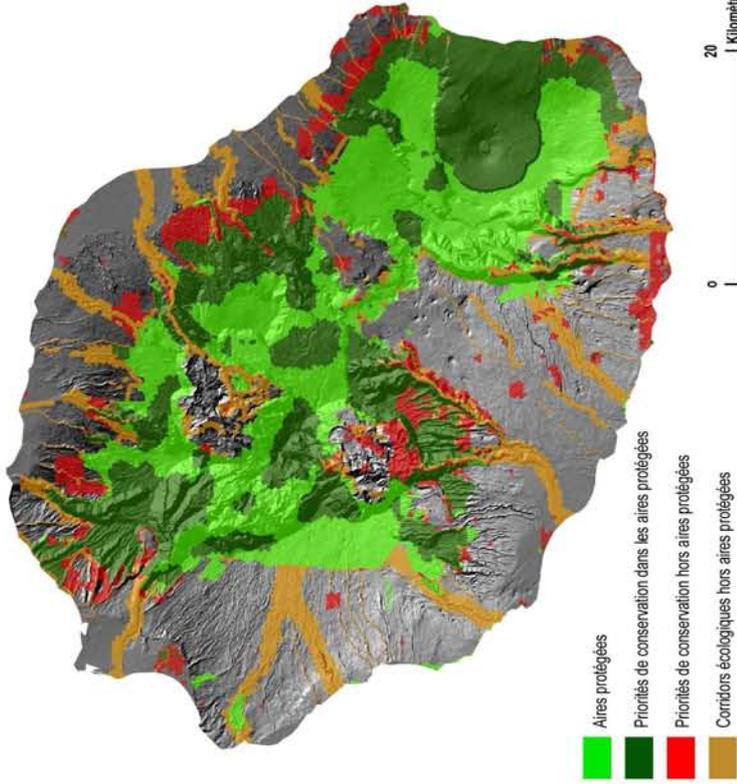
Actuellement **42,6 %** de la surface de l'île est protégée (principalement par le Parc National).

De nombreux habitats écologiques et espèces des **îles des Mascareignes** ne subsistent qu'à la Réunion.

Les habitats écologiques de basse altitude ne sont pas suffisamment représentés dans les aires protégées. Ils risquent de **disparaître**.

Il faut créer de **nouvelles aires protégées** et étendre les réserves existantes vers les franges basses de l'île.

Il faut maintenir des **grands corridors écologiques** reliant les Hauts aux Bas.



Le projet APIC-BIO c'est...

Un budget de 32 000 euros financé par le Conseil Régional de la Réunion et l'Europe (FEDER-INTERREG 3B).

Un plan synthétique de conservation et de restauration qui couvre l'ensemble de l'île.

Des cartes de synthèse sur la biodiversité, les dynamiques écologiques, les espèces envahissantes et l'occupation du sol.

Un modèle informatique pour accompagner la décision publique, simuler et orienter les stratégies d'aménagement du territoire à l'horizon 2030.

Un réseau de coopération international entre des centres de recherche équivalents en Afrique du Sud et à la Réunion.

3 stagiaires de Master (deux Réunionnais et une Sud-Africaine) formés par l'Unité Mixte de Recherche 53 Cirad-Université sur le site du Pôle de Protection des Plantes à Saint-Pierre et co-encadrés par des chercheurs de chaque pays.

Une thèse financée par le Conseil Régional de la Réunion et l'Europe (FSE) soutenue en 2007 à l'Université de la Réunion et évaluée par un jury franco-sud-africain.

5 publications dans des revues scientifiques et 4 communications lors de conférences internationales.



Protéger les corridors écologiques

23 corridors reliant les Hauts aux Bas ont été délimités. A l'échelle de l'île, ils forment un réseau de canaux qui "irriguent" la biodiversité. Maintenir ces corridors est indispensable pour préserver une biodiversité pérenne et évolutive mais également pour garantir un cadre de vie agréable à l'ensemble des Réunionnais.

Les corridors ont une fonction écologique qui est aujourd'hui menacée. On sait, par exemple, que les éclairages urbains ont une influence néfaste sur les Pétrels de Barau, oiseau endémique et très menacé. Ils viennent s'abîmer mortellement lors de leur trajet entre les sommets de l'île et l'océan. Dans le même ordre d'idées, les processus de spécialisation (émergence d'espèces) associés au gradient d'altitude sont aujourd'hui menacés par la fracture spatiale entre les Hauts et les Bas. Les corridors ont également une fonction sociale : il est important pour la qualité de vie des Réunionnais que leur île ne soit pas totalement ceinturée par la ville et les champs. Un réseau de couloirs vertes à l'échelle de l'île est indispensable à l'équilibre social.

La mise en réserve des corridors n'est pas la seule solution : il faut promouvoir une gestion intégrée de ces zones, en concertation avec les acteurs de la conservation, du développement et de l'aménagement. Il faut ainsi privilégier une agriculture compatible avec le fonctionnement écologique des milieux. La charte du Parc National permettra de mettre en œuvre ce type de gestion.

ZOOM

Titre.

Planification de la conservation de la biodiversité et modélisation territoriale à l'île de la Réunion

Résumé.

Dans cette thèse nous développons des méthodes et des outils pour intégrer la conservation de la biodiversité dans l'aménagement du territoire. Le site d'application est l'île de la Réunion (2512 km²) qui appartient à l'un des 34 points chauds de la biodiversité mondiale. Dans cet espace insulaire, les rapides mutations socio-économiques et spatiales menacent la persistance des entités et des processus de la diversité biologique endémique. Une approche systémique et intégrée de la planification de la conservation est proposée, basée sur une modélisation participative, prédictive et prospective de l'espace géographique et social pour favoriser l'émergence de solutions territoriales de gestion de la biodiversité. Le dispositif méthodologique intègre un Système d'Information Géographique, des connaissances expert, des données de télédétection aérienne et satellitaire et un modèle d'optimisation spatiale couplé à un Système Multi-agents. Les analyses et les méthodes développées contribuent à la gestion intégrée de la biodiversité dans les espaces insulaires et, plus largement, dans les zones côtières.

Mots-Clés.

Diversité biologique, Conservation des ressources, Aménagement du territoire, Restauration écologique, Télédétection, Réunion

Title.

Biodiversity conservation planning and territorial modelling in Réunion Island

Abstract

In this thesis, we develop spatial modelling tools and methods to integrate biodiversity conservation with land use planning. The study site is Réunion Island (2512 km²) that is part of the 34 world biodiversity hotspots. This island is experiencing rapid spatial and socio-economic mutations that threaten the persistence of endemic biodiversity patterns and processes. A systematic and integrated approach toward conservation planning, based on participative, predictive and prospective modelling of the social and geographic space, is proposed in order to favour the emergence of territorial solutions for biodiversity management. The method integrates a Geographic Information System, expert knowledge, satellite and aerial images and a spatial optimization model coupled to a Multi-Agents System. The analysis and methods developed contribute to the integrated management of biodiversity in islands and, more generally, in coastal zones.

Keywords.

Biological diversity, Conservation of resources, Territory management, Ecological restoration, Remote sensing, Réunion Island