

Un bilan de la télédétection appliquée aux milieux coralliens

Serge ANDRÉFOUËT^{1,2}, Stéphane MARITORENA³
& Lionel LOUBERSAC⁴

¹ College of Marine Science
Institute for Marine Remote Sensing
University of South Florida
140 7th Av. South
St. Petersburg FL 33701
États-Unis
serge@seas.marine.usf.edu

² Laboratoire Terre-Océan
Université de la Polynésie française
BP 6570
Faaa-Aéroport
Tahiti
Polynésie française

³ Institute for Computational Earth System Science
6832 Ellison Hall
University of California
Santa Barbara CA 93106-3060
États-Unis

⁴ IFREMER
Service applications opérationnelles
Direction de l'environnement littoral
Groupe sillage
BP 70
29280 Plouzané
France

Mots clés : télédétection, récifs coralliens, cartographie, bathymétrie, classification, segmentation

Résumé

Cet article présente, de façon pragmatique, le bilan de l'usage de la télédétection pour l'étude des milieux coralliens, à travers l'analyse des travaux publiés dans les vingt dernières années. Nous exposons les échelles de travail potentielles et celles réellement pratiquées, les principales applications et leurs facteurs limitants. Nous détaillons ces limites qui sont d'ordre technologique (résolutions spatiales et spectrales des capteurs), mais aussi bien souvent d'ordre conceptuel (place de la télédétection dans l'étude), ou méthodologique (traitement des images). La compréhension de ces limites, confrontées à la réalité du terrain, permet de cadrer les travaux qui pourront être menés au début du troisième millénaire.

Review of remote sensing applied to coral reefs

Keywords: remote sensing, coral reefs, mapping, bathymetry, classification, segmentation

Abstract

The aim of this paper is to present in a practical fashion the status of the use of remote sensing for the study of coral reef environments through the analysis of work published in the years 1980-2000. We review the scales of the potential work and of that actually conducted, the principal applications and their limiting factors. We detail these limitations which are of a technological nature (spatial and spectral resolution of sensors), as well as often of a conceptual (role of remote sensing in the study) or methodological (image processing) nature. The understanding of these limitations, in relation to the reality of the field, allows identification of work which could be undertaken in the years 2000.

1. Introduction

La télédétection est la discipline scientifique qui regroupe « l'ensemble des connaissances et des techniques utilisées pour déterminer des caractéristiques physiques et biologiques d'objets par des mesures effectuées à distance, sans contact matériel avec ceux-ci » (COMITAS, 1988). Cela inclut « l'observation, l'analyse, l'interprétation et la gestion de l'environnement à partir de mesures et d'images obtenues à l'aide de plates-formes aéroportées, spatiales, terrestres ou maritimes » (BONN & ROCHON, 1992). Par ailleurs, l'écologie est « la discipline scientifique qui s'intéresse à l'étude des relations entre les organismes et leur environnement » (BARBAULT, 1995). De manière tout à fait générale, la

télédétection spatiale permet une observation homogène, exhaustive, répétée et sans interférence entre l'observateur et la cible, du comportement spectral de l'ensemble d'un système écologique, à une échelle spatiale donnée.

L'utilisation d'images prises à 800 km d'altitude peut paraître inadaptée aux biologistes habitués à un travail de terrain et de laboratoire. À l'inverse, les thèmes développés par les biologistes sont généralement loin des préoccupations des théoriciens du traitement d'images. Néanmoins, l'interaction entre écologie et télédétection a fait l'objet de plusieurs synthèses et conceptualisations (LULLA & MAUSEL, 1983; QUATTROCHI & PELLETIER, 1990; STOMS & ESTES, 1993). Ces travaux résument comment des observations du comportement spectral des objets effectuées à distance peuvent répondre aux attentes des écologues, que l'on peut résumer en quatre mots clés : description, fonctionnement, généralisation, comparaison. Dans ce cadre, la télédétection permet :

- une approche descriptive, en caractérisant et cartographiant à une échelle donnée les constituants du complexe écologique et sa structure spatiale ;
- une approche fonctionnelle, en apportant des éléments d'information concernant le fonctionnement et la dynamique du système, en lui-même, ou en interaction avec l'extérieur par l'intermédiaire de ses frontières ;
- la généralisation des connaissances descriptives ou fonctionnelles acquises localement à des systèmes plus importants, voire mondiaux. La télédétection apparaît donc comme un outil privilégié du transfert d'échelle ;
- la comparaison dans l'espace et dans le temps des compositions et des fonctionnements de systèmes écologiques.

Ainsi, les travaux effectués à l'échelle planétaire sur l'environnement ont grandement bénéficié de l'outil de télédétection, en permettant une amélioration notable de la connaissance du fonctionnement de la biosphère par le biais des évaluations de production et de quantification des flux de matières des systèmes océaniques ou terrestres (FIELD *et al.*, 1998). L'approche systématique nécessaire à ces recherches a conféré à la télédétection ses titres de noblesse et, aujourd'hui, l'étude de la production primaire océanique ou des biomes terrestres ne peut se passer de la couverture exhaustive et répétitive des satellites à la résolution spatiale kilométrique. Des hypothèses de travail sont parfois encore nécessaires, mais, malgré ces limites, l'usage de la télédétection pour l'étude des phénomènes à l'échelle mondiale est une discipline relativement mûre. Des capteurs adaptés à ces applications ont été mis au point, et les méthodes de traitement ont été homogénéisées afin d'autoriser des procédures automatiques et la comparaison des résultats. Le contraste est donc saisissant quand on dresse le bilan de la télédétection appliquée sur les milieux coralliens. On est encore loin de disposer de procédures standards de qualité, qui soient

basées sur des données parfaitement adaptées. Si l'usage de photographies aériennes panchromatiques ou filtrées, sous forme analogique ou numérique, est depuis longtemps reconnu (HOPLEY, 1978), l'utilisation d'images multispectrales acquises par des satellites sous forme numérique n'a débuté réellement qu'au début des années quatre-vingt, et les premières images numériques hyperspectrales à très haute résolution spatiale datent du début des années quatre-vingt-dix.

Cet article a pour objectif de présenter, en première partie, les échelles de travail de la télédétection en milieu corallien. Les principales applications seront décrites dans la deuxième partie où nous discuterons des limites reconnues de cet outil. Une partie de ces limites étant d'ordre méthodologique, nous insisterons sur les méthodes de traitement d'images dans la troisième et dernière partie. Nous concluons sur la portée actuelle de l'interprétation des images prises à distance pour la connaissance des milieux coralliens.

2. Échelles de travail

La planète Terre est une structure hiérarchique à plusieurs niveaux d'organisation, gouvernés par des processus en interaction, qui se déroulent suivant une suite monotone continue d'échelles spatiales et temporelles (O'NEILL *et al.*, 1986). Chaque niveau est caractérisé par des interactions spécifiques entre les phénomènes physiques et biologiques, qui conditionnent le fonctionnement du système, c'est-à-dire la circulation de l'énergie et de la matière à l'intérieur du système ou par échange entre les systèmes adjacents, à travers les réseaux trophiques et les cycles biogéochimiques. Le fonctionnement global d'un système est la résultante des phénomènes se produisant à toutes les échelles spatio-temporelles. À quelques exceptions près (phénomènes fractaux), les scientifiques sont contraints d'utiliser une approche discontinue qui nécessite des choix d'échelles spatio-temporelles, dictés le plus souvent par des limites méthodologiques (instrumentation) ou des facilités logistiques.

Les niveaux d'organisation de base classiquement décrits en écologie sont les organismes et les populations. En interaction avec leur environnement physico-chimique, ils constituent alors des unités fonctionnelles : communautés, écosystèmes, écosystèmes (ou paysages) et, finalement, biosphère. Les zones de transition entre les écosystèmes constituent souvent des zones d'échanges privilégiées, appelées écotones, qui sont en fait des micro-écosystèmes avec leurs biocénoses et leurs fonctionnements propres. Les paysages sont des assemblages localisés d'écosystèmes interdépendants, qui ont été modélisés par une

histoire écologique et humaine commune (FORMAN & GODRON, 1986). L'écologie des paysages s'attache à décrire la structure spatiale entre les écosystèmes et son influence sur la biodiversité, sur les flux de matière, sur la dispersion des êtres vivants ou sur tout autre problème de dynamique. La structure spatiale dépend des paramètres des écosystèmes eux-mêmes (forme, superficie, diversité, fragmentation), mais également des propriétés des réseaux et des frontières reliant les écosystèmes (complexité, connectivité, contiguïté, perméabilité, recouvrement). L'ensemble de ces paramètres traduit l'hétérogénéité du paysage. Celui-ci est souvent décrit comme une matrice (le fond) sur laquelle des écosystèmes sont isolés (îlots, taches ou enclaves) et où d'autres sont en interaction grâce à des corridors et des écotones. À l'échelle supérieure de la région, la biogéographie (BLONDEL, 1986) s'attache particulièrement à définir l'historique des peuplements, les modes de différenciation (génétique...) et les mécanismes régulateurs (climat, dynamique des populations...) à des échelles spatio-temporelles qui peuvent être très différentes d'un sujet à l'autre. L'écologie des paysages et la biogéographie impliquent une approche descriptive, fonctionnelle et comparative.

Un récif corallien dans son ensemble peut se concevoir comme un paysage composé d'une mosaïque d'écosystèmes dont les limites correspondent, en première approximation, aux grandes entités géomorphologiques : récifs-barrières, récifs frangeants, lagons, couronnes d'atolls et pentes externes (BATTISTINI *et al.*, 1975). Les capteurs les plus utilisés (SPOT-HRV et LANDSAT-TM ou ETM+) sont des outils d'observation qui ont trouvé leur place essentiellement aux échelles des grandes communautés, des écosystèmes et du paysage (figure 1).

Par comparaison de résultats acquis à l'échelle du paysage, la télédétection permet également d'appréhender indirectement l'échelle de la région. Le niveau des populations — si elles sont spatialement très homogènes — n'est accessible qu'avec des photographies aériennes ou des images acquises par des capteurs aéroportés multi- ou hyperspectraux de type Compact Airborne Spectrographic Imager (CASI). Pour l'instant, ce matériel reste coûteux comparativement à l'acquisition d'une image des satellites SPOT ou LANDSAT (MUMBY *et al.*, 1999), mais les satellites hyperspectraux à quelques mètres de résolution prévus ces prochaines années bouleverseront certainement ces limitations d'ordre économique (tableau 1).

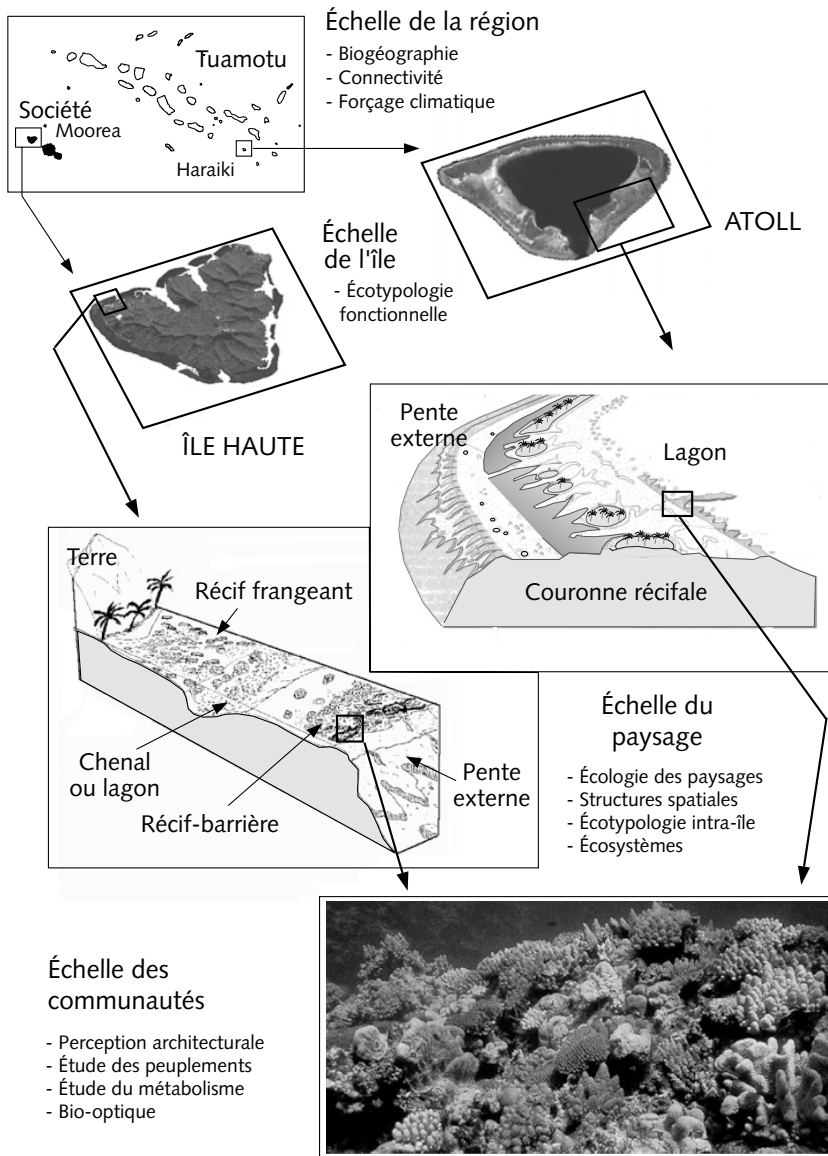


Figure 1 — Approche hiérarchique des systèmes coralliens, de l'échelle de la région à celle du transect et de la communauté, et liens avec la télédétection. Les capteurs à basse résolution perçoivent des groupes d'îles et leur environnement océanique. Les capteurs à haute résolution perçoivent une île ou un groupe de paysages. À l'échelle du paysage sont présentées les principales unités géomorphologiques d'un système récifal d'île haute et d'un atoll. À chaque échelle correspondent des thèmes d'études et des approches méthodologiques. Le bloc-diagramme de la couronne d'atoll est inspiré de BATTISTINI *et al.* (1975), celui de l'île haute s'inspire du site de Tiahura à Moorea, Polynésie française.

Tableau 1 — Dans l'ordre chronologique de lancement des satellites, caractéristiques de quelques-uns des capteurs du passé et du futur proche qui ont été ou seront utiles pour l'observation directe des milieux coralliens (vis = visible ; ir = proche infrarouge et infra-rouge ; PAN = intègre le visible et proche infrarouge ; HS = hors service ; LP = lancement prévu).

Satellites	Organismes et pays	Capteurs	Caractéristiques	Remarques
LANDSAT 1-2-3	NASA/NOAA, USA	MSS	80 m ; 3 vis, 1 ir	HS depuis 1978, 1982 et 1983
LANDSAT 4	NASA/NOAA, USA	MSS	80 m ; 3 vis, 1 ir	HS depuis 1992
		TM	30 m ; 3 vis, 4 ir	
LANDSAT 5	NASA/NOAA, USA	TM	30 m ; 3 vis, 4 ir	semi-opérationnel
SPOT 1 et 2	CNES, Europe	HRV XS	20 m ; 2 vis, 1 ir	opérationnel
		HRV PAN	10 m ; 1 vis-ir	
SPOT 3	CNES, Europe	HRV XS	20 m ; 2 vis, 1 ir	HS depuis 1996
		HRV PAN	10 m	
IRS-1A	Inde	Liss I	72 m ; 3 vis, 1 ir	en sommeil
IRS-1B	Inde	Liss II	36 m ; vis, 1 ir	opérationnel
IRS-1C et D	Inde	Liss III	23 m ; 3 vis, 2 ir	opérationnel
		PAN	5,8 m	
		WiFS	180 m ; 1 vis, 1 ir	
ADEOS-1	NASDA, Japon	AVNIR-1	16 m ; 3 vis, 1 ir	HS depuis 1997
		PAN	8 m	
SPOT 4	CNES, Europe	HRV XS	20 m ; 2 vis, 2 ir	opérationnel
		HRV PAN	510 m	
		Vegetation 1	1 km ; 2 vis, 2 ir	
LANDSAT 7	NASA/NOAA, USA	ETM+	30 m ; 3 vis, 4 ir	opérationnel
		PAN	15 m	
IKONOS-2	Space Imaging Corp., Samsung et EOSAT	CRSS PAN	1 m	opérationnel
		CRSS MS	4 m ; 4 vis	
CYBERS 1 et 2	Chine/Brésil	CCD PAN et MS	20 m ; 3 bandes	été 1999 et été 2000
		IR-MSS	80-160 m ; 4 bandes	
		WFI	260 m ; 2 bandes	
EO-1	NASA, USA	MS/Ali	30 m ; 9 bandes	opérationnel
		PAN/Ali	10 m	
		HYPERION	30 m ; 220 bandes	
		LAC/HS	250 m ; 256 bandes	
TERRA	NASA, NASDA	ASTER	15 m, 3 bandes vis, ir	opérationnel
QUICKBIRD 2	Digital Globe	PAN	0,6 m	
		MSS	2,5 m ; 4 vis, ir	
SPOT 5	CNES, Europe	HRV XS	10 m ; 2 vis, 2 ir	LP 2002
		HRV PAN	5 m	
IRS-P5	IRSO, Inde	VS-HR-PAN	2,5 m	LP 2003
ARIES-1	Australie, Auspace Ltd.	HS	30 m ; 96 bandes	LP début 2002
		PAN	10 m	

3. Applications et facteurs limitants

Une revue des études scientifiques par télédétection portant sur les systèmes côtiers tropicaux (récifs coralliens, mangroves, herbiers) est fournie par GREEN *et al.* (1996) et par HOLDEN & LEDREW (1998a). À ce jour, un nombre non négligeable d'applications a tiré profit d'images analogiques ou numériques en milieu récifal, en de nombreux points de la planète. Les exemples les plus représentatifs sont présentés dans le tableau 2. Les études sont bien représentatives des applications classiques de la télédétection : on recense surtout des études descriptives (mesures biophysiques, inventaires, étude des changements) et quelques études fonctionnelles. GREEN *et al.* (1996) signalent 27 facteurs limitant l'usage de la télédétection passive dans les bandes spectrales du visible pour l'étude des milieux côtiers tropicaux. Pour les milieux récifaux, nous pouvons en conserver 16 (tableau 3). Les points qui nous semblent les plus critiques sont :

- l'inadéquation des résolutions spectrale et spatiale des capteurs utilisés ;
- le manque de travaux comparatifs ;
- les problèmes de localisation des objets ;
- le faible nombre d'études fonctionnelles ;
- le manque de pertinence dans le traitement d'image utilisé, compte tenu des points précédents.

Nous discuterons en détail les points qui nous semblent les plus intéressants à considérer, au fur et à mesure que nous présenterons les applications.

3.1. Mesures biophysiques

En télédétection passive (cas des capteurs SPOT-HRV ou LANDSAT-TM, ETM+), on étudie la cible grâce à ses propriétés de réflexion de l'éclairement solaire incident ou d'émission naturelle (une énergie par unité de surface, exprimée en $W \cdot m^{-2}$) dans des bandes spectrales de mesure, en général dans le domaine de l'ultra-violet (0,2-0,4 μm), du visible (0,4-0,7 μm), du proche et moyen infrarouge (0,7-3 μm) et du rayonnement thermique (de 3 à 15 μm). La largeur et le nombre des bandes de mesure définissent la résolution spectrale du capteur. La réflexion de la cible dépend de sa nature, de sa couleur, de sa géométrie et de son activité biologique si elle contient des pigments (végétaux terrestres, coraux, algues). Les couches atmosphériques et aquatiques qui recouvrent la cible influent sur le signal mesuré (TANRÉ *et al.*, 1990 ; MARITORENA *et al.*, 1994 ; ZHANG *et al.*, 1999). L'atmosphère et l'eau sont d'ailleurs parfois les cibles elles-mêmes. En télédétection active, pour l'étude de la fluorescence par exemple, le capteur illumine la scène et mesure la réponse

Tableau 2 — Exemples d'applications de la télédétection en milieux coralliens. Le cas de Moorea est intéressant, car il offre trois études du même site, avec des techniques différentes.

Thèmes	Sites	Capteurs	Références
Signatures spectrales	Fidji	Spectromètre	HOLDEN & LEDREW, 1998b
Bathymétrie	Aitutaki, îles Cook	SPOT HRV-XS	LOUBERSAC <i>et al.</i> , 1991
Propriétés optiques des eaux	Bora Bora, Polynésie française	SPOT HRV-XS	MARITORENA, 1996
Hydrodynamique	Ras Hatiba, Égypte, mer Rouge	SPOT HRV-XS	COURBOULÈS & MANIÈRE, 1992
	Ribbon Reef, Grande Barrière, Australie	LANDSAT TM	YOUNG <i>et al.</i> , 1994
Impacts cycloniques	Aitutaki, îles Cook	SPOT HRV-XS	LOUBERSAC <i>et al.</i> , 1988
	Fidji	SPOT HRV-XS	LEDREW <i>et al.</i> , 1996
Sédimentation	Mayaguez Bay, Porto Rico	CAMS, LANDSAT TM	MILLER & CRUISE, 1995
Suivi de la température		TIROS-AVHRR	STRONG <i>et al.</i> , 1997
Cartographie	Grande Barrière, Australie	LANDSAT MSS	JUPP <i>et al.</i> , 1985
	Ras Hatiba, mer Rouge	SPOT HRV-XS	COURBOULÈS <i>et al.</i> , 1987
	Moorea, Polynésie française	SPOT HRV-XS	BELSHER <i>et al.</i> , 1990
	Mahé, Seychelles	photos aériennes	WAGLE & HASHIMI, 1994
	Anguilla, Caraïbes	photos aériennes	SHEPPARD <i>et al.</i> , 1995
	îles et atolls de Polynésie française	SPOT HRV-XS SPOT HRV-PAN	LOUBERSAC, 1994
	Inde	IRS-1C – Liss III	NAYAK <i>et al.</i> , 1996
	Bermudes	SPOT HRV-XS Photos aériennes	VIERROS, 1997
	South Caicos	CASI	MUMBY <i>et al.</i> , 1997
	Ishigaki Island, Japon	LANDSAT TM	MATSUNAGA & KAYANNE, 1997
Estimation de biomasse (<i>Trochus niloticus</i>)	récif Tetembia, Nouvelle-Calédonie	SPOT HRV-XS (simulation)	BOUR <i>et al.</i> , 1986
	Bourke Island, Australie	LANDSAT TM	LONG <i>et al.</i> , 1993
Surveillance des communautés	Bahreïn	LANDSAT TM	ZAINAL <i>et al.</i> , 1993
Production primaire	Heron Island, Australie	LANDSAT TM	AHMAD & NEIL, 1994
	Whitsunday Island, Australie	CASI	BLAKE <i>et al.</i> , 1994
	Grande Barrière, Australie	SeaWiFS	http://www.aims.gov.au/

Tableau 3 — Liste des facteurs limitant l'usage de la télédétection en milieux coralliens d'après GREEN *et al.* (1996).

1. La présence de nuages occulte une partie de la cible
2. La résolution spatiale du capteur est trop faible
3. Les variations temporelles et spatiales de la qualité de l'eau (turbidité, etc.) nuisent à la précision des classifications pour la reconnaissance d'objets ou à la précision des algorithmes de calculs bathymétriques
4. Les variations de profondeur du fond et l'influence de la marée compliquent les classifications et les comparaisons
5. La résolution spectrale n'est pas adaptée aux objets récifaux
6. L'hétérogénéité des substrats complique les classifications
7. La limite maximale de profondeur de pénétration des bandes spectrales est trop faible et rend la visibilité des fonds dépendante des marées
8. Les perturbations atmosphériques compliquent les comparaisons et les classifications
9. Les points de contrôle parfaitement localisés pour mettre l'image en conformité géographique sont difficiles à obtenir
10. L'image fournit une information géomorphologique plutôt qu'écologique
11. L'écart de temps entre l'acquisition de l'image et la vérité terrain est parfois trop important
12. La profondeur de pénétration est dépendante de l'état de surface de la mer
13. Les erreurs de localisation des pixels de vérité terrain sont parfois trop importantes
14. La taille des zones couvertes est limitée dans le cas des capteurs aéroportés. L'acquisition devient prohibitive pour les grandes zones
15. Coût et disponibilité de moyens informatiques (archivages, traitements, ateliers de production)
16. La connaissance des gestionnaires et politiques sur les applications possibles de la télédétection et produits dérivés est faible

à la stimulation dans une bande spectrale prédéfinie (HARDY *et al.*, 1992; MAZEL, 1995). Le capteur ne peut percevoir qu'une partie de l'énergie renvoyée par la cible. On suppose généralement que cette énergie est émise de manière uniforme (réflexion lambertienne), et que seule la fraction allant dans la direction du capteur peut être mesurée. La mesure n'étant réalisée que sous un angle donné et non pour l'ensemble des directions possibles, c'est une luminance qui est mesurée. Elle est exprimée en $W/(m^2 \cdot \text{str})$ (le stéradian

ou str est l'unité d'angle solide). Elle dépend donc des conditions de prises de vue. En revanche, la réflectance est une propriété intrinsèque de l'objet, indépendante de l'intensité de l'illumination incidente, puisque c'est le rapport entre l'éclairement incident et l'éclairement réfléchi par l'objet. Il est donc possible de caractériser un objet par les variations des valeurs de réflectance, en fonction de la longueur d'onde de mesure. C'est la signature spectrale de l'objet (figure 2).

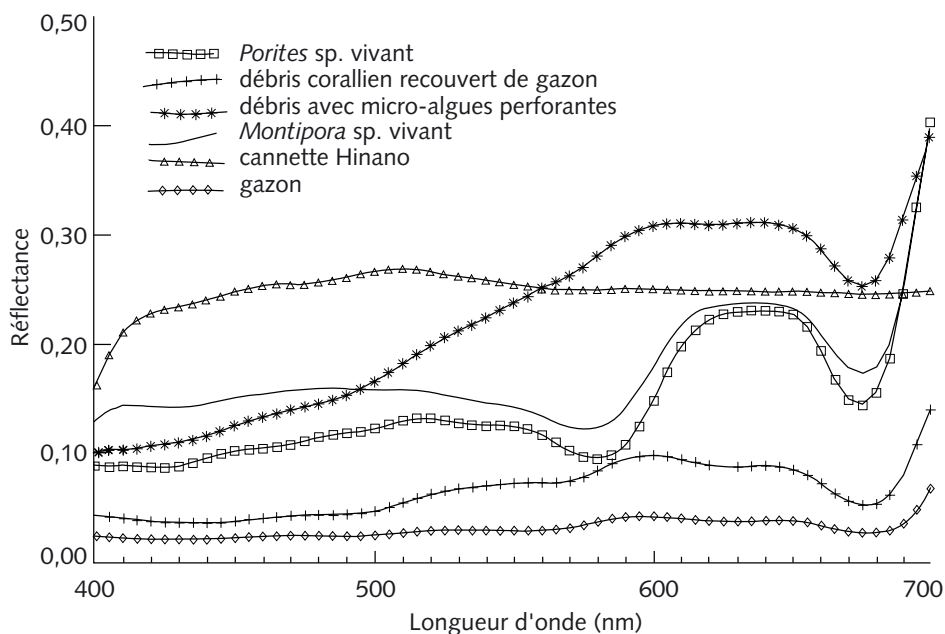


Figure 2 — Signatures spectrales entre 400 et 700 nm de différents objets du récif-barrière de l'île de Tahiti. Le protocole de mesure est décrit dans MARITORENA *et al.* (1994). La discrimination des spectres dépend surtout de leurs pentes, mais également de leurs amplitudes. Ainsi, sur ces exemples, la pente entre 570-580 nm des coraux est caractéristique.

L'étude des signatures spectrales constitue le fondement de la reconnaissance d'objets à partir d'images. Elle permet une approche analytique qui constitue la meilleure justification de la télédétection, mais elle reste dépendante de la qualité de l'étalonnage et de la validation des mesures (TEILLET *et al.*, 1998). En théorie, si deux objets ont des signatures différentes dans une bande spectrale donnée, il est possible de les différencier sur une image. De même, si la signature d'un objet est variable dans le temps, il est possible de distinguer les différents états de cet objet à l'aide de mesures successives.

Pour les milieux aquatiques, de nombreux algorithmes basés sur la physique du transfert radiatif relient les grandeurs optiques mesurées à celles des fonds peu profonds (LYZENGA, 1978 ; BIERWIRTH *et al.*, 1993 ; MARITORENA *et al.*, 1994 ; LEE *et al.*, 1998), à celles de la colonne d'eau (LEE *et al.*, 1994 ; MARITORENA, 1996 ; LEE *et al.*, 1999) et à la bathymétrie (PHILPOT, 1989 ; LOUBERSAC *et al.*, 1991 ; LEE *et al.*, 1999). Ces algorithmes permettent donc d'étudier les paramètres biologiques ou physico-chimiques du milieu.

L'étude de la nature des fonds immergés, de la bathymétrie, ou des caractéristiques de la colonne d'eau dépend de la profondeur de pénétration du signal incident et de sa réflexion, pour une bande spectrale donnée. Pour des eaux claires, ce sont les canaux situés dans la gamme 400-500 nm, qui pénètrent le plus profondément dans la colonne d'eau, alors que pour des eaux davantage chargées en particules et substances dissoutes, les plus grandes profondeurs sont atteintes dans la gamme 500-600 nm. Ces « grandes » profondeurs restent toutefois limitées à 25-30 m dans les eaux claires (PHILPOT, 1989). La gamme de 600 à 700 nm n'atteint qu'une profondeur d'environ 3 à 7 m, toujours pour des eaux claires. Plus loin dans le spectre, la pénétration dans les eaux est limitée à quelques centimètres. L'utilisation de spectromètres-imageurs actifs ou passifs permet d'optimiser le choix des bandes spectrales en fonction de l'optique des eaux afin de pouvoir travailler aux profondeurs les plus importantes possibles (MOORADIAN *et al.*, 1996 ; HOLASEK *et al.*, 1998).

Percevoir le fond est une chose, avoir une information discriminante sur sa composition en est une autre. Le fond est une mosaïque plus ou moins hétérogène composée d'organismes benthiques (notamment coraux, algues et phanérogames) et de substrats durs (coraux morts, dalle) ou meubles (sédiments coralliens ou terrigènes, débris grossiers). Les études fondamentales sur la bio-optique et sur le comportement spectral des objets récifaux, réalisées en laboratoire ou sur le terrain, renseignent sur la discrimination spectrale entre les différents objets de la mosaïque (HOCHBERG & ATKINSON, 2000) :

— les coraux : les longueurs d'onde permettant de discriminer des coraux vivants de coraux blanchis ou morts ont été mises en évidence avec des pics de fluorescence, induits par détection active à l'aide de lasers, entre 485 nm et 550 nm (HARDY *et al.*, 1992 ; MYERS *et al.*, 1999 ; FUX & MAZEL, 1999) ou par analyse des dérivées des spectres de réflectance (TSAI & PHILPOT, 1998 ; HOLDEN & LEDREW, 1998b, 1999 ; HOCHBERG & ATKINSON, 2000) ;

— les algues : l'allure des spectres des algues est régie par l'absorption due à la présence de pigments spécifiques (KIRK, 1994). Les algues brunes se caractérisent par une forte atténuation entre 400 et 680 nm. Cela induit une bonne discrimination des algues vertes et rouges, due à une plus faible absorption respectivement vers 525-575 nm, et vers 590-610 nm/640-660 nm. Les

réflectances sont plus élevées, mais peu discriminées, entre 700 et 900 nm (MARITORENA, 1993 ; ANDRÉFOUËT *et al.*, 2001). Les bandes spectrales permettant de discriminer coraux et algues sont présentées par MYERS *et al.* (1999) et HOCHBERG & ATKINSON (2000) ;

— les sédiments : ce sont les sédiments coralliens (vases et sables) qui ont les valeurs de réflectance les plus élevées dans l'ensemble du visible. Cela permet de les distinguer facilement sur les images. Toutes les applications de cartographie concluent d'ailleurs à la bonne discrimination de la classe constituée de sable et de sédiments. Néanmoins, la présence d'organismes micro- ou macroscopiques (cyanobactéries, feutrage algal) peut moduler le signal, et il n'y a pas de signature unique pour les fonds de sédiments ;

— les structures mortes et les débris coralliens grossiers : ils sont rapidement colonisés par des gazons et des organismes endolithes de couleur sombre. Ils présentent alors une signature proche de celles des algues.

Depuis 1996, un nombre considérable d'études portant sur la discrimination spectrale des objets du récif ont eu lieu dans quasiment toutes les régions biogéographiques coralliennes. Les résultats sont en cours de publication et un vaste catalogue de signatures sera disponible sous peu.

Il est donc théoriquement possible d'identifier des bandes spectrales adaptées à la reconnaissance à l'air libre des différents constituants du récif. En pratique, en milieu immergé et avec des capteurs à large bande, cette conclusion optimiste doit être tempérée. En effet, le signal réfléchi par les objets du fond est absorbé par l'eau au cours de son trajet vers la surface. Les différences d'absorption entre les objets du fond, visibles sur des spectres de réflectance à l'air libre, seront donc atténuées par le trajet le long de la colonne d'eau (figure 3). Ainsi, les pics de fluorescence des coraux sont absorbés le long de la colonne d'eau et ne constituent plus des signaux discriminants dès que la profondeur dépasse 5 m. Par ailleurs, les mesures effectuées par des capteurs à large bande, comme ceux des satellites *SPOT* ou *LANDSAT*, intègrent les signaux sur la largeur de la bande spectrale, ce qui induit la perte des signaux d'absorption ou d'émission les plus discriminants.

3.2. Inventaires et cartographies

L'image de télédétection est un tableau de luminances, dont le pas entre les éléments est la résolution spatiale de l'image. Celle-ci définit la taille au sol d'une unité élémentaire (un pixel) de l'image (planche 1). La résolution spatiale des images *SPOT-HRV* multispectrales *XS* est de 20 m, celle des images *LANDSAT-TM* et *ETM+* de 30 m, celle de *LANDSAT-MSS* de 70 m. Les images acquises avec des spectromètres-imageurs aéroportés ont une résolution spatiale qui dépend de l'altitude de vol, et qui peut être inférieure au mètre.

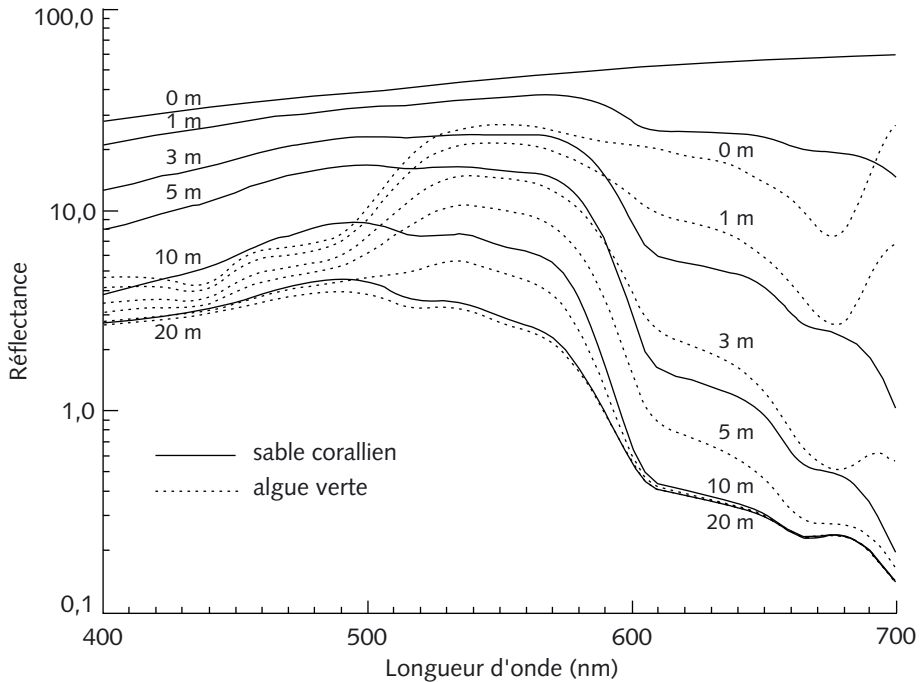
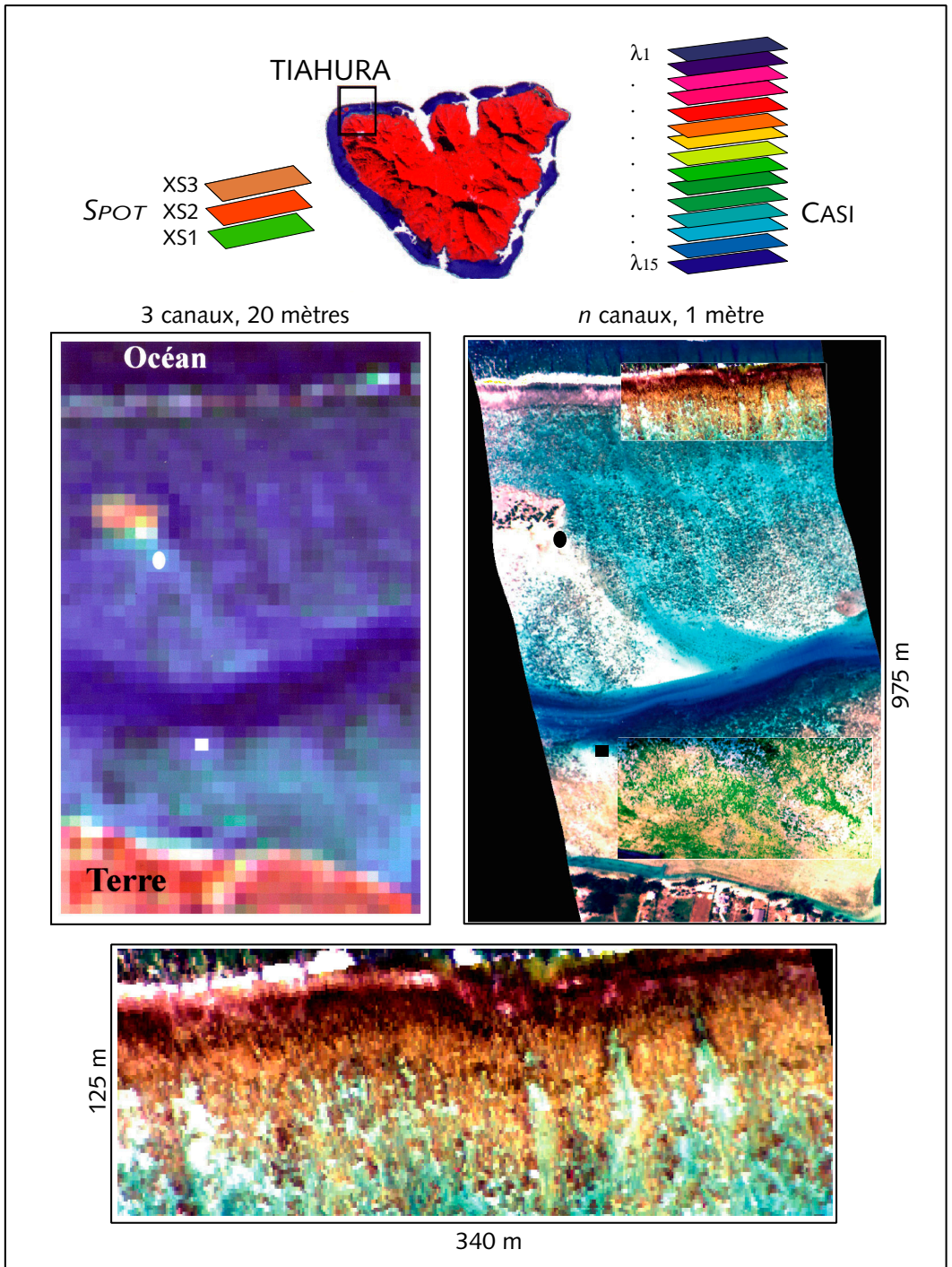


Figure 3 — Spectres de réflectance juste sous la surface de l'eau (en échelle logarithmique) de deux objets du fond (sable et algue verte *Boodlea* sp.), situés à des profondeurs variées entre 0 et 20 m. La figure illustre l'influence que l'atténuation des signaux optiques par la colonne d'eau a sur la reconnaissance des objets benthiques d'après leurs signatures spectrales. À 5 m, les spectres ont encore des amplitudes et des pentes bien différenciées. À 10 m, les spectres ont des amplitudes encore différentes mais des formes quasiment similaires. À 20 m de fond, les spectres sont identiques.

Planche 1 (à droite) — Résolutions spectrales et spatiales : l'exemple du récif de Tiahura (Moorea, Polynésie française). À gauche, l'image SPOT-HRV XS est constituée des trois bandes spectrales XS1 (500-590 nm), XS2 (610-690 nm) et XS3 (790-900 nm) peu discriminantes, toutefois la fauchée du capteur (60 × 60 km) permet d'observer l'ensemble de l'île (en haut, au milieu). À droite, une image CASI comprend de nombreux canaux (ici quinze) dont le nombre, la largeur et la position sont programmables (notamment entre 400 et 900 nm). Cependant, elle ne couvre qu'une faible section du récif et le coût est bien plus important qu'une image satellitaire (MUMBY *et al.*, 1999). L'image CASI de résolution spatiale 1 m informe plus précisément sur la structure locale du site (crête récifale au nord, récif-barrière, chenal, et récif frangeant au sud) que l'image SPOT de résolution 20 m. La sensibilité spectrale du CASI permet d'optimiser le choix des bandes en fonction des thèmes : étude d'un bloom d'algue verte *Boodlea kaeneana* sur le récif frangeant (encadré du bas), ou étude de la biomasse de la ceinture d'algues brunes sur la crête récifale (encadré du haut). L'agrandissement de cet encadré, en bas, montre bien la répartition de la densité d'algues brunes le long de la crête.



Si l'analyse spectrale permet une analyse qualitative pour savoir quel est l'objet du monde réel présent dans le pixel étudié, l'analyse spatiale permet, quant à elle, de quantifier la surface occupée par un objet sur l'ensemble de la scène étudiée, d'effectuer des inventaires et d'analyser l'état d'occupation du sol. Les résultats peuvent être présentés sous forme de cartes et servir à la gestion des ressources et à l'aménagement (LOUBERSAC, 1994).

En pratique, en milieux coralliens, l'inventaire que souhaiterait le biologiste se heurte souvent à l'inadéquation entre la taille des objets élémentaires (organismes, agrégat de populations ou communautés) et la résolution spatiale de l'image. Il existe certes de larges zones homogènes dominées par des sédiments, des macrophytes, ou du corail vivant, qui posent moins de problèmes pour la définition des classes et leur identification à l'image (MANIÈRE *et al.*, 1993 ; BOUR & PICHON, 1997). Néanmoins, le problème de l'hétérogénéité demeure quand on s'intéresse aux parties bioconstruites les plus riches et les plus intéressantes du point de vue de la biodiversité ou aux frontières des zones homogènes (ANDRÉFOUËT & ROUX, 1998). Si le pixel de l'image couvre une zone hétérogène (on parle de *mixel*), la valeur radiométrique mesurée par le capteur sera une somme pondérée des contributions de chacune des parties constituant la parcelle au sol (SETTLE & DRAKE, 1993). Pour composer avec l'hétérogénéité du fond, deux possibilités s'offrent à l'analyste :

1. il peut décider que la formation hétérogène couverte par le pixel constitue un nouveau type d'objet, intégrant dans sa nature les sous-objets de tailles inférieures. L'écologue doit alors spécifier l'intérêt écologique de cette nouvelle représentation (GRAETZ, 1990) et décrire les relations (lois statistiques, lois physiques, lois logiques...), qui lui permettent de reconnaître à l'image ce nouvel objet. Il effectue donc un transfert de représentation entre le terrain et l'image, qui est le résultat d'un compromis entre détectabilité et contenu d'information : l'objet doit être raisonnablement détectable à l'image, tout en conservant une signification pour le thématique. Ce transfert est rarement réalisé objectivement au début de l'analyse (ANDRÉFOUËT & CLAEREBOUDT, 2000), mais généralement *a posteriori*, de manière empirique, en fonction des résultats de classification d'images (SHEPPARD *et al.*, 1995) ;

2. il désire conserver la résolution thématique initiale. Il devra alors estimer pour chaque pixel la surface occupée par chacun des sous-objets par une méthode analytique ou statistique (RAFFY, 1993 ; MATHIEU *et al.*, 1994). Une telle analyse, intra-pixel, encore largement exploratoire pour les milieux coralliens, est présentée par PEDDLE *et al.* (1995). L'analyse de spectres de fluorescence mixtes est présentée par FUX & MAZEL (1999).

Si l'écologue a le désir (louable) de conserver son niveau thématique optimal, il faut néanmoins qu'il tienne compte du fait que la résolution spatiale et l'erreur de localisation d'un pixel conditionnent la taille des objets que l'on peut identifier à l'image, et donc conditionnent le protocole d'apprentissage et de contrôle sur le terrain. Être capable de localiser parfaitement un site à l'image est important en phase d'apprentissage (reconnaissance des objets sur sites), dans le but de mettre en rapport l'objet sur le terrain et la signature du pixel correspondant à l'image. C'est la généralisation de cette correspondance qui permet de traiter ensuite l'ensemble de l'image, d'où l'importance d'une localisation correcte. Une localisation parfaite est également requise en phase de contrôle. Si l'image ne souffre d'aucun défaut géométrique et si le repérage sur le terrain est fait très précisément (avec un GPS différentiel par exemple), il est théoriquement possible de repérer des objets à un pixel près et ce jusqu'à la résolution du mètre. Or, la taille d'une zone d'apprentissage ou de contrôle doit être supérieure à cette erreur. BAINBRIDGE & REICHEL (1988) définissent ainsi logiquement la plus petite unité discernable, dont la surface S est calculée avec $S = R(1 + 2E)$, où R est la résolution du pixel et E est l'erreur de localisation en nombre de pixels. Si on travaille sur des images SPOT de résolution $R = 20$ m et qu'on fixe E égal à 1, on obtient $S = 60$ m. Dans ces conditions, les surfaces d'apprentissage devraient être au minimum de 60×60 m, et la dimension des objets étudiés d'au moins cette taille pour être sûr de ne pas faire d'erreur. Avec des images CASI à un mètre de résolution, il faut donc considérer des objets de 3×3 m. Ces valeurs de surfaces conditionnent les types d'objets que l'on peut étudier et limitent ainsi fortement la typologie d'habitats que l'on peut objectivement essayer de cartographier à partir de données de télédétection. Néanmoins, cette typologie, même si elle ne convient pas parfaitement aux besoins de l'écologue, peut tout à fait lui être utile pour hiérarchiser son travail de terrain.

En théorie, avec une parfaite localisation, il suffirait d'augmenter les résolutions spatiale et spectrale des images pour pouvoir identifier n'importe quel objet en fonction de critères structuraux ou spectraux. En pratique, si la résolution spatiale augmente, la signature spectrale des objets devient très sensible à des facteurs locaux. Elle présente alors une forte variabilité qui rend difficile la reconnaissance sans ambiguïté des objets. Ainsi, la luminance des objets devient sensible aux fluctuations d'éclairement, engendrées par la géométrie intrinsèque de la scène (ombre portée, etc.). En résumé : une faible résolution spatiale induit une faible variance spectrale, mais la nature des objets est grossièrement décrite ; en revanche, une résolution élevée permet d'atteindre le niveau des populations, mais implique une forte variabilité des mesures qui deviennent sensibles aux facteurs locaux et à l'hétérogénéité du site. Il existe donc

des optimums de résolution spatiale pour la reconnaissance d'objets à partir d'images (WOODCOCK & STRAHLER, 1987). Ces optimums sont peu connus en milieu corallien. Un exemple concernant la télédétection du blanchissement du corail sur la Grande Barrière de corail en Australie à partir de photographies aériennes est le premier exemple de ce type de recherche (ANDRÉFOUËT *et al.*, 2002). L'étude comparative inter-capteurs de MUMBY *et al.* (1997) apporte également des éléments de réponse pour la définition et la cartographie d'habitats en milieu récifal (MUMBY & HARBORNE, 1999).

3.3. Détection des changements

Après les composantes spectrale et spatiale, la composante temporelle ouvre des champs d'études nombreux, relatifs à la gestion des ressources, à l'impact des catastrophes naturelles et aux changements dus aux phénomènes naturels ou anthropiques. Au plan méthodologique, il s'agit théoriquement d'effectuer des inventaires ou des calculs de paramètres biophysiques à répétition, puis de comparer les différences. En théorie, la validité des résultats repose sur une parfaite calibration des données aussi bien géométriquement que radiométriquement. Pour les quelques applications recensées, cette condition n'est pas vérifiée : il n'y a en général aucune correction atmosphérique et parfois aucune correction de l'influence de la colonne d'eau. Par ailleurs, la précision géométrique du calage entre deux images ne peut être meilleure qu'à un pixel près. Avec des images SPOT-HRV, LANDSAT-TM ou ETM+, capteurs peu discriminants spectralement et sensibles à l'influence de la colonne d'eau dont les caractéristiques peuvent être très variables dans le temps, l'incertitude est donc souvent typiquement du même ordre de grandeur que ce que l'on voudrait mesurer quand on cherche à quantifier des changements fins de populations (ANDRÉFOUËT *et al.*, 2001). Les résultats, aux petites échelles, sur des changements de communautés vivantes (*phase-shift* ou *strategy-shift*) sont donc contestables (LUCZKOVICH *et al.*, 1993 ; MICHALEK *et al.*, 1993 ; LEDREW *et al.*, 1996). Les seuls changements objectivement mis en évidence sont ceux consécutifs à un remaniement des sédiments, qui ont une signature bien différenciée de celle des communautés vivantes. Ces changements sont visibles après un cyclone, par exemple, quand des sédiments ont recouvert des structures benthiques vivantes sur de grandes surfaces (LOUBERSAC *et al.*, 1988).

En fait, en raison de ces limitations et des facteurs 1, 3, 4, 7, 8 et 12 figurant dans le tableau 3, très peu d'études comparatives, spatiales ou temporelles, ont été vraiment réalisées, hormis pour des cartographies géomorphologiques et bathymétriques de base à l'échelle des îles ou pour de la surveillance à l'échelle régionale (JUPP *et al.*, 1985 ; LOUBERSAC, 1994). Généralement, l'analyse porte sur un site unique, sur lequel quelques résultats spécifiques essentiellement

descriptifs sont obtenus. Il y a donc peu de travail d'extrapolation aboutissant à un guide méthodologique qui permette de reconduire une étude à un niveau de précision requis dans un site différent ou sur le même site à une date différente. Il est clairement dit, dans GREEN *et al.* (1996), que seulement 25 % des résultats dont ils ont eu connaissance en milieu côtier sont quantifiés avec précision. De plus, les protocoles d'apprentissage, de contrôle et de validation sont le plus souvent très différents. Ceci montre que les auteurs ont plutôt mené des études exploratoires, sans réelle volonté de généraliser leurs applications pour des comparaisons entre sites ou à des dates différentes. Le travail sur un site particulier a certainement le mérite d'optimiser la connaissance sur ce site (THOMASSIN *et al.*, 1985; MANIÈRE & JAUBERT, 1985; COURBOULÈS *et al.*, 1987; SALVAT *et al.*, 1990; LOUBERSAC *et al.*, 1991; COURBOULÈS *et al.*, 1992; SHEPPARD *et al.*, 1995; SANCHEZ *et al.*, 1996; MARITORENA, 1996; MOREL, 1996; BOUR & PICHON, 1997; MUMBY *et al.*, 1997; DESPINOY & NAIM, 1998; CHAUVAUD *et al.*, 1998). Néanmoins, les problèmes spécifiques, les terminologies utilisées, les particularités environnementales du site, l'utilisation de différentes images et de méthodes variées d'analyse nuisent à toute synthèse précise et quantifiée de l'apport de la télédétection pour l'étude des zones coralliennes en général et pour l'étude des changements en particulier. C'est le point le plus révélateur du manque de maturité de l'étude des récifs coralliens par télédétection.

3.4. Études fonctionnelles

Les études fonctionnelles pour lesquelles la télédétection serait potentiellement utile concernent la quantification de matières, des flux de matières et d'énergie, et l'influence de l'hydrodynamisme à méso-échelle sur les structures récifales. Parmi 150 articles concernant l'étude des milieux côtiers, cités par GREEN *et al.* (1996), deux seulement se sont intéressés à la biomasse phytoplanctonique, deux à la biomasse des herbiers, et un à la biomasse de *Trochus niloticus*. Depuis, la proportion d'études fonctionnelles n'a guère évolué. Toutefois, les développements liés à l'étude de la concentration en chlorophylle dans les masses d'eaux océaniques (O'REILLY *et al.*, 1998) ont inspiré quelques projets de cartographie de la concentration en chlorophylle en milieux lacustres (YACOBBI *et al.*, 1995) ou côtiers (HU *et al.*, 1998), qu'ils soient coralliens (BLAKE *et al.*, 1994) ou non. À l'échelle d'un écosystème récifal (récif-barrière, lagon...), il n'existe pas vraiment d'évaluation directe de la production primaire de la colonne d'eau par télédétection. Pour le benthos, les algorithmes bio-optiques permettant de réaliser directement cet objectif n'existent pas encore, mais sont en cours d'étude. Il est néanmoins possible de lier, sous certaines hypothèses, des productions calculées sur le terrain ou en laboratoire avec des

cartes réalisées par télédétection afin d'obtenir des estimations à plus grande échelle (AHMAD & NEIL, 1994; ANDRÉFOUËT & PAYRI, 2001). Les études côtières sur l'hydrodynamique, citées par GREEN *et al.* (1996), sont plus nombreuses (18 sur 150, mais ne portent pas toutes sur des systèmes strictement coralliens). Elles sont plutôt axées sur la circulation des eaux, l'érosion des côtes, la quantification des matières en suspension et la température de l'eau. Elles ne se préoccupent pas des conséquences écologiques des facteurs hydrodynamiques. On peut citer néanmoins trois études liant télédétection, dynamique des milieux coralliens, hydrodynamique et conditions océaniques (COURBOULÈS & MANIÈRE, 1992; MILLER & CRUISE, 1995; STRONG *et al.*, 1997), bien que dans deux cas, ce soit l'environnement du récif et non le récif corallien lui-même qui est visé par l'image.

La télédétection n'est donc pas encore la panacée pour l'étude fonctionnelle directe des milieux coralliens. En revanche, elle permet, indirectement, de favoriser les comparaisons fonctionnelles entre sites à partir de critères descriptifs structuraux extraits des images, comme la surface, le degré d'ouverture, l'exposition ou la bathymétrie. Ainsi, des paramètres structuraux calculés à partir d'images SPOT ont permis d'expliquer les différences de structure des communautés benthiques (ADJEROUD *et al.*, 2000), ou les propriétés des colonnes d'eau (DUFOUR *et al.*, 2001) dans les lagons des atolls de Polynésie française.

4. Méthodologies de traitements d'images

Le tableau 3 ne mentionne pas la qualité du traitement d'image utilisé, or l'image contient des informations qu'il convient d'extraire avec la méthode la plus adaptée, parfois très simple, parfois très complexe (LILLESAND & KIEFER, 1994; JENSEN, 1996; SABINS, 1997). Après leur acquisition, les images se présentent sous une forme qui ne permet pas toujours d'extraire facilement l'information voulue. Plusieurs étapes sont nécessaires. Dans un premier temps, une phase systématique de prétraitements radiométrique et géométrique est requise pour que l'image ait un label de qualité suffisant, par exemple le niveau 2A de SPOT Image (CNES-SPOT-IMAGE, 1986) ou le niveau L1G de LANDSAT. Ensuite, dans un second temps, l'image est traitée dans un but thématique. Le choix d'une méthode optimale permet de s'affranchir, dans une certaine mesure, des facteurs limitants présentés dans le tableau 3. Le choix de l'algorithme de traitement dépend aussi de la précision que l'on désire atteindre, que ce soit pour des mesures biophysiques, des inventaires ou une cartographie. Il dépend aussi du niveau de connaissance que l'on peut injecter dans le processus.

Plusieurs approches de traitement sont possibles. Elles sont largement dépendantes du type d'image utilisée, de l'objectif thématique de l'analyste, des logiciels dont il dispose et enfin de la connaissance qu'il a du terrain. Nous distinguerons quatre façons d'aborder le traitement.

4.1. L'approche physique

Il s'agit de l'approche la plus objective car elle est fondée sur une modélisation reliant la luminance mesurée aux paramètres de la cible, de l'atmosphère et de l'eau qui s'intercalent entre le capteur et la cible. Cette approche domine les applications biophysiques. Une grande partie de l'activité de télédétection est consacrée à la calibration et à la validation des mesures fournies par les capteurs pour aboutir à un modèle fiable. Certains de ces modèles seront empiriques, c'est-à-dire basés sur des mesures statistiques d'indépendance (corrélation ou régression). D'autres modèles seront analytiques et basés sur les lois du transfert radiatif (MOBLEY, 1994) et/ou les propriétés géométriques des objets. Mais la plupart de ces modèles sont ajustés ensuite semi-empiriquement, et validés grâce à des simulations de type Monte-Carlo par exemple (MARITORENA *et al.*, 1994). Ce type de modèle, semi-analytique, est le plus courant. Pour les milieux coralliens, en eaux claires, un modèle utile simple de transfert radiatif le long d'une colonne d'eau limitée par un fond à une certaine profondeur Z est par exemple :

$$L_i = L_{\infty i} + L_{f_i} e^{-2K_i \cdot Z}$$

où L_i est la luminance mesurée dans le canal i , $L_{\infty i}$ est la luminance d'une colonne d'eau optiquement homogène en l'absence de fond, L_{f_i} est un terme qui dépend de la luminance du fond, et K_i est le coefficient d'atténuation diffuse. Ce modèle simple, ou l'un de ses équivalents plus ou moins complexe (GORDON & BROWN, 1974; LYZENGA, 1978; O'NEILL & MILLER, 1989; LEE *et al.*, 1994, 1999), constitue la base du calcul de la bathymétrie de la nature du fond (L_{f_i}) et des propriétés optiques des eaux (K_i) par télédétection. Ces modèles ont été utilisés en environnement corallien par, entre autres, LOUBERSAC *et al.* (1991), MARITORENA (1996), MOREL & LINDELL (1998), HU *et al.* (1998), ZHANG *et al.* (1999).

4.2. L'approche structurale

L'approche structurale s'attache à décrire la géométrie et la topologie de groupes de pixels. C'est le domaine de la segmentation d'images et de l'analyse spatiale. La segmentation consiste en la reconnaissance d'objets par détection de leurs contours, par seuillage, ou par la reconnaissance de régions homogènes du point de vue d'un certain critère. Pour le traitement d'images de

télétection, ces critères sont classiquement basés sur des mesures de texture, de forme, de taille ou d'homogénéité radiométrique des pixels. Souvent, on considère les segmentations comme un prétraitement de bas niveau permettant d'identifier des zones homogènes, en prélude à des classifications ou des calculs de paramètres statistiques. Les algorithmes de segmentation s'intéressent au suivi de contours (CANNY, 1986), à la détection d'éléments linéaires (DESTIVAL, 1987), à l'analyse texturale basée sur une approche statistique (HARALICK *et al.*, 1973 ; BARBER & LEDREW, 1991) ou sur l'étude des primitives géométriques (FLOUZAT, 1988), à la fusion et/ou à la division de régions (WOODCOCK & HARWARD, 1992).

L'étape suivant la segmentation est l'analyse spatiale. Elle a pour but de calculer les propriétés géométriques des régions (orientation, convexité, allongement, forme, compacité...) et de caractériser la topologie inter-région (distance, égalité, contact, intersection, inclusion...). En télétection, cette approche est utilisée pour caractériser la structure spatiale d'un paysage (BRADMUSICK & GROVER, 1990 ; LAGRO, 1991), et, en retour, pour redéfinir de nouveaux paramètres de régions, appropriés à la reconnaissance d'objets particuliers. Ce domaine constitue un pan entier des recherches en géomatique pour la mise au point de systèmes d'informations géographiques (SIG) destinés à la gestion de l'espace (PEUQUET, 1991). Le choix des méthodes s'avère très dépendant des images utilisées et du thème de travail. En ce qui concerne l'étude des milieux coralliens, à notre connaissance, peu d'algorithmes structurels ont été utilisés. LOUBERSAC *et al.* (1991) utilisent un canal dit de texture pour améliorer la classification des fonds. Par ailleurs, DUSTAN *et al.* (2001) ont montré sur des images LANDSAT-TM que des changements de textures pouvaient s'expliquer par les changements de nature du fond sur des récifs de Floride. Enfin, l'analyse texturale se révèle utile pour l'interprétation d'images à haute résolution spatiale et à faible résolution spectrale comme celles fournies par le satellite IKONOS.

4.3. L'approche statistique

Ici le terme « statistique », recouvre l'étude des paramètres de distribution (comparaisons de moyennes, analyse de variance...), mais aussi les outils probabilistes liés à la théorie de la décision (les tests) et l'ensemble des outils numériques d'algèbre linéaire appliqués au traitement des grands ensembles de données (ordination, analyse multivariée...). Une grande partie de l'outil statistique est assez peu utilisée en traitement d'images car il existe d'autres stratégies de traitement, notamment l'approche physique pour lesquelles les modèles (semi)analytiques et les calibrations contraignent suffisamment l'analyse. Par ailleurs, en imagerie, il est difficile d'avoir suffisamment de répliqués

pour pouvoir mener des analyses statistiques rigoureusement valides, notamment lors de l'acquisition de parcelles de vérité terrain qui sont des opérations souvent lourdes et coûteuses (STEHMAN & CZAPLEWSKI, 1998). Les statistiques sont nécessaires pour définir les objets à reconnaître (habitats par exemple), pendant le traitement lui-même, afin de différencier les classes d'objets d'après des contraintes de similarité radiométriques entre pixels et après le traitement, afin de comparer des données exogènes avec les résultats et d'évaluer la qualité du travail (CONGALTON, 1991 ; STEHMAN, 1997, 1999).

L'usage le plus courant des statistiques concerne les décorrélations et les classifications de l'image. Dans le cas d'images multispectrales, les ordinations en espace réduit (notamment l'analyse en composantes principales, ou ACP) permettent de créer de nouveaux canaux qui vont synthétiser le maximum d'information (*i.e.* variabilité) des canaux initiaux. Dans le même ordre d'idée, les rotations d'axes dans l'espace spectral, les mises en coordonnées polaires et les calculs d'indices (opérations mathématiques entre canaux) ont pour but de mettre l'accent sur des thèmes précis en effectuant des décorrélations. Pour l'étude des milieux coralliens à partir d'images, les traitements par ACP (COURBOULÈS *et al.*, 1987 ; BELSHER *et al.*, 1990), coordonnées polaires (MARITORENA, 1993), rotations (LOUBERSAC *et al.*, 1991) et indices (BOUR & PICHON, 1997) ont été mis en œuvre.

Les classifications consistent à réaliser une partition de l'ensemble des pixels en C catégories ou classes en fonction de leur similarité (classification non-dirigée) ou en fonction de paramètres spectraux (moyenne, écart-type, covariance) choisis comme référence après une phase d'apprentissage (classification dirigée) (figure 4). La ressemblance entre pixels, ou entre pixels et références, dépend du choix d'une mesure de similarité (ou de dissimilarité). L'efficacité des classifications dépend de deux hypothèses de travail :

1. tous les objets appartenant à la même classe ont des signatures identiques ;
2. les signatures de classes d'objets différentes sont parfaitement distinctes les unes des autres.

Dans le cas des milieux coralliens immergés (une partie des objets de la couronne d'un atoll, présentés en figure 4, est terrestre et constitue donc un cas favorable), ces conditions ne sont généralement pas vérifiées. La signature à l'image d'une classe donnée est variable. Elle dépend bien sûr des résolutions du capteur, mais aussi des conditions environnementales (hauteur et qualité d'eau notamment) et de l'état physiologique de la cible, à l'instar des végétaux terrestres. Par ailleurs, les différences de signatures spectrales sont faibles entre objets immergés (figure 3). Les algorithmes de reconnaissance d'objets, contraints par un apprentissage statistique des signatures spectrales, ne sont

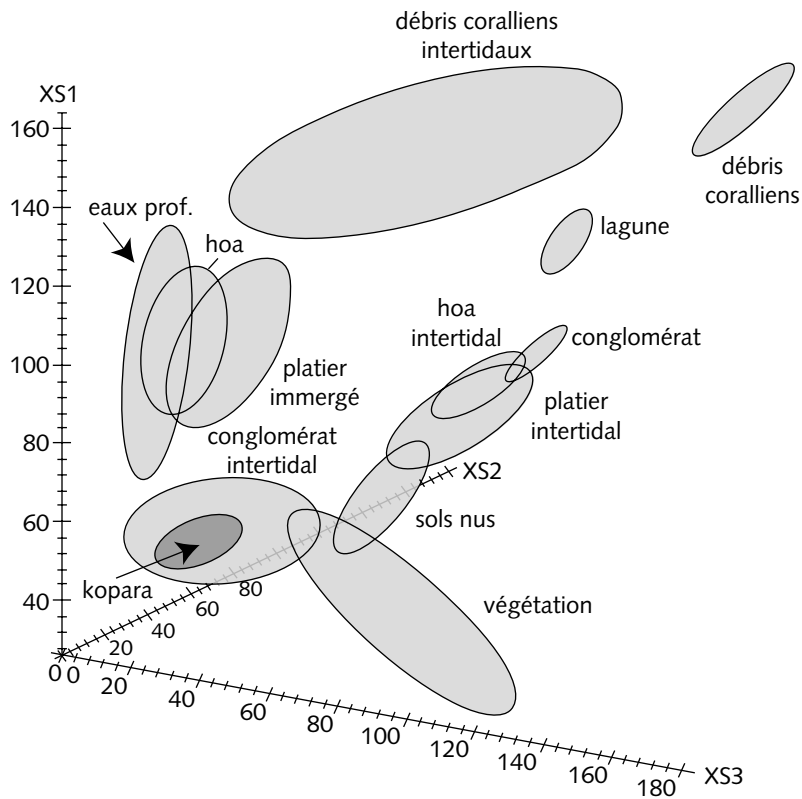


Figure 4 — Signatures statistiques de treize objets (le terme « kopara » est polynésien et correspond à des mattes cyanobactériennes) de la couronne de l'atoll de Tikehau (Polynésie française) dans l'espace spectral XS1, XS2, XS3 des images SPOT-HRV-XS. Les ellipses définissent le domaine spectral de chacune des classes en fonction des paramètres moyenne, écart-type et covariance dans les trois canaux (l'unité est ici en compte numérique). L'enveloppe des ellipses est constituée des points distants de 1,5 fois l'écart-type, en utilisant la distance de Mahalanobis. L'orientation des ellipses est donnée par la direction des vecteurs propres de la matrice de covariance de chacune des classes.

donc pas vraiment adaptés. Les algorithmes ont des performances moyennes et doivent être améliorés ou complétés par des analyses structurales, mais les objets n'ont pas forcément non plus des formes ou des textures discriminantes. Néanmoins, malgré ces handicaps, les ACP et les classifications supervisées ou non supervisées sont les méthodes de classification les plus souvent rencontrées pour l'étude du milieu récifal.

4.4. L'approche par intelligence artificielle

Nous avons vu dans les paragraphes précédents comment l'algèbre linéaire et les statistiques permettent de manipuler des informations numériques dans le cadre du traitement d'images de télédétection. Les opérations que l'on effectue relèvent alors de l'analyse numérique des données. Nous pouvons énoncer des algorithmes sur un plan numérique. Par exemple pour une post-segmentation : « toute région de moins de 4 pixels sera rattachée à la région connexe la plus grande ». Le résultat sera une nouvelle région. Elle aura des propriétés de région. L'opération sera liée à la définition et aux propriétés géométriques des régions (taille, connexité). Mais nous pourrions décrire également une post-segmentation à un niveau symbolique plus élevé : « la classe des fonds sableux est rattachée à la classe des fonds sédimentaires ». L'opération sera alors dominée par les propriétés des classes (nature, parenté, similarité, héritage, stabilité). Elle se réfère alors à des objets symboliques « sable » ou « fonds sédimentaires ». Ces objets ne peuvent être uniquement manipulés numériquement et par la logique mathématique, même après un codage artificiel, mais nécessitent la définition d'une sémantique propre garantissant la cohérence du traitement. Les résultats d'un traitement énoncé de manière symbolique peuvent être présentés sous forme symbolique ou, le plus souvent, sous une forme numérique. Dans ce cas, le processus relève de l'analyse numérique de données symboliques, ce qui est couramment réalisé aujourd'hui par les systèmes d'informations géographiques. Ces derniers peuvent, en effet, répondre à des requêtes telles que : « quelle est la distance moyenne entre la côte et la crête algale ? » Or, s'il est facile de remplacer une représentation symbolique (une classe) par sa représentation numérique (un histogramme par exemple), il est plus difficile de déduire d'une représentation numérique une représentation symbolique, c'est-à-dire d'effectuer une analyse symbolique de données numériques. Cela est réalisé quand une représentation sur des axes factoriels est interprétée en terme d'individus ou de variables, mais elle nécessite l'intervention d'un spécialiste du domaine avec sa propre sémantique et ses propres connaissances.

L'intelligence artificielle est la science qui doit fournir les outils permettant une évolution vers une symbolisation complète, vers « une analyse symbolique de données symboliques » (DIDAY, 1991). Cela signifie que toutes les étapes du traitement d'images qui relèvent actuellement du traitement numérique (apprentissage, classification, contrôle, croisement d'informations) devraient être réalisées au niveau symbolique, avec la sémantique du spécialiste du domaine d'étude. Actuellement, cet objectif n'est encore que très partiellement rempli. Il ne s'agit donc pas encore de véritable intelligence artificielle, car les méthodes font encore appel à une représentation mixte numérique/symbolique

qui permet toutefois de combiner l'efficacité du traitement numérique avec la puissance des raisonnements logiques. Parmi les outils dérivés de l'intelligence artificielle, on peut citer les systèmes experts, les réseaux neuronaux, l'apprentissage automatique, la fusion multi-source, les ensembles flous, la théorie de l'évidence et la théorie des possibilités. Chacun de ces outils bénéficie d'un cadre mathématique formel, à l'instar de la théorie des probabilités qui est depuis longtemps un outil de base indiscuté en écologie numérique et en classification d'images.

La télédétection fait assez largement appel à ces nouvelles techniques depuis la fin des années quatre-vingt (SKIDMORE, 1989; COULSON *et al.*, 1990; FOODY, 1996; PEDDLE, 1995; DESACHY *et al.*, 1996). En ce qui concerne les milieux coralliens, ces techniques sont encore peu employées, mais compte tenu de leurs avantages, qui sont certains, et des améliorations qui leur sont constamment apportées, les applications devraient se multiplier. À ce jour, les classifications floues ont été appliquées en milieux d'atolls pour la cartographie des couronnes (MATSAKIS *et al.*, 2000); la fusion multi-source a permis la cartographie du lagon de l'île de Moorea et l'analyse de son hétérogénéité (ANDRÉFOUËT *et al.*, 2000); les classifications floues suivies d'une analyse structurelle ont permis la cartographie des tapis cyanobactériens et des couronnes des atolls des Tuamotu (ANDRÉFOUËT & ROUX, 1998; SUZUKI *et al.*, 2001). Enfin, un système expert est utilisé pour la détermination des élévations anormales de température à l'aide de données AVHRR pour la prévision des épisodes de blanchissement (HENDEE *et al.*, 1998).

4.5. Quelle est la meilleure méthode ?

La meilleure approche méthodologique pour effectuer une cartographie consiste certainement à utiliser l'ensemble des méthodes existantes. Les modèles physiques doivent être utilisés au maximum pour obtenir une information radiométrique qui soit la plus déterministe possible. Ainsi, aujourd'hui, si la bathymétrie est variable sur le site d'étude, il est devenu quasiment obligatoire de séparer le signal de la colonne d'eau de celui du fond avant d'envisager une cartographie du benthos. Cela évite notamment de décrire un système écologique avec des classes hétéroclites difficilement comparables d'un site à l'autre comme : « corail vivant peu profond », « algues en eaux turbides », « eaux profondes », etc. On considère maintenant que les études qui ne passent pas par une étape de correction de l'influence de la colonne d'eau ne répondent pas un certain standard de qualité, lequel reste cependant à définir en milieu corallien. La seule entrave à cette règle se rencontre lorsque l'analyste effectue une classification non supervisée en prélude à une opération de vérité terrain pour avoir une idée de la variabilité des substrats et pour stratifier le travail

de terrain. En aucun cas, cette classification ne doit constituer le produit final. Elle ne sert que de support temporaire. Ensuite, face à l'hétérogénéité et à la structure des peuplements, les classifications et les analyses structurales, nettes ou floues, peuvent prendre le relais de l'analyse, grâce aux connaissances acquises lors de la vérité terrain. Il s'agit donc préférentiellement de techniques supervisées que l'on doit appliquer après avoir défini des classes de manière objective, en confrontant la variabilité des descripteurs de terrain et la variabilité radiométrique sur des sites d'apprentissage ayant la taille adéquate. Enfin, les techniques récentes de fusion d'information et d'utilisation de bases de connaissances contextuelles complètent efficacement le traitement en vue d'une cartographie ou d'une analyse spatiale, éventuellement pour la mise au point de modèles de peuplement, utiles aux biologistes et aux gestionnaires de l'environnement.

5. Conclusion

En milieu corallien, les mesures biophysiques, les inventaires et l'étude des changements sont rendus difficiles par :

- une faible discrimination spectrale entre composants élémentaires ;
- un milieu immergé à des profondeurs variées ;
- une faible taille des organismes, assemblés de manière très hétérogène ;
- des variations spatiales et temporelles de peuplements et de propriétés optiques des eaux.

L'approche descriptive est limitée principalement par la résolution spatiale et spectrale des capteurs de télédétection. L'image sert à retrouver une typologie d'objets déjà existante, dans le meilleur des cas, ou une typologie nouvelle d'objets adaptée à l'image. Cette étape de mises en correspondance doit être franchie avant toute tentative de généralisation des connaissances, grâce à la vue synoptique offerte par la télédétection. Même avec les meilleures résolutions spectrales et spatiales des capteurs hyperspectraux récents, l'analyse directe des milieux coralliens reste délicate et pose également des problèmes spécifiques de calibration et de validation. Par ailleurs, la plus grande résolution de ces images ne fait que poser avec plus d'acuité les problèmes liés à l'organisation spatiale et à l'hétérogénéité des systèmes. Dans ce contexte, le choix méthodologique du traitement de l'image sera toujours important, quelle que soit la donnée.

La télédétection favorise les approches comparatives, pour une échelle d'analyse donnée, compte tenu de mesures spectrales relativement déterministes et de la couverture large et homogène d'un site d'étude. L'information structurale

peut également être étudiée à partir de l'image, en constituant un prélude à l'étude comparative du fonctionnement de plusieurs systèmes. L'approche fonctionnelle d'un système corallien n'est guère possible directement à partir de l'image. On peut néanmoins observer la dynamique d'un paramètre de l'environnement du système par l'examen d'images successives. L'image permet aussi et surtout de quantifier des paramètres structuraux sur les frontières (connectivité, porosité, perméabilité) contrôlant les flux induits par des événements extérieurs (conditions météorologiques par exemple). La connaissance de la structure spatiale contrôlant la dynamique des flux demeure un apport important pour une approche fonctionnelle des systèmes, bien qu'il ne s'agisse que d'un aspect du problème. À ce jour, une approche multidisciplinaire, où l'information prise en compte est obtenue à plusieurs échelles par des méthodologies différentes, reste nécessaire pour étudier le fonctionnement complet d'un système corallien.

Remerciements

Nous remercions William Patzert (Jet Propulsion Laboratory) et Michael Van Woert (NOAA) pour les informations figurant dans le tableau 1. L'IFREMER et le territoire de Polynésie française ont permis l'accès à l'image SPOT de la planche 1. L'image CASI utilisée pour la planche 1 a été acquise grâce à l'extraordinaire générosité du prince Khaled bin Sultan bin Abdulaziz d'Arabie Saoudite, lors d'une mission organisée en Polynésie française par Jean Jaubert, John Chisholm (Observatoire océanographique de Monaco) et Herb Ripley (Hyperspectral Data International). Nous remercions à ce titre également l'équipage de la *Golden Fleet* pour sa gentillesse et son professionnalisme. Enfin, la brasserie de Tahiti a fourni certains échantillons clés de la figure 2.

Références bibliographiques

- ADJEROUD M., ANDRÉFOUËT S., PAYRI C. & OREMPÜLLER J., 2000. — « Physical factors of differentiation in macrobenthic communities between atoll lagoons in the Central Tuamotu Archipelago (French Polynesia) », *Marine Ecology-Progress Series*, n° 194, p. 39-48.
- AHMAD W. & NEIL D.T., 1994. — « An evaluation of LANDSAT Thematic Mapper (TM) digital data for discriminating coral reef zonation : Heron Reef (GBR) », *International Journal of Remote Sensing*, n° 15, p. 2583-2597.

- ANDRÉFOUËT S. & CLAEREBOUDT M., 2000. — « Objective class definitions using correlation of similarities between remotely sensed and environmental data », *International Journal of Remote Sensing*, n° 21, p. 1925-1930
- ANDRÉFOUËT S. & ROUX L., 1998. — « Characterisation of ecotones using membership degrees computed with a fuzzy classifier », *International Journal of Remote Sensing*, n° 19, p. 3205-3211.
- ANDRÉFOUËT S. & PAYRI C., 2001. — « Scaling-up carbon and carbonate metabolism in coral reefs using in situ data and remote sensing », *Coral Reefs*, n° 19, p. 259-269.
- ANDRÉFOUËT S., ROUX L., CHANCERELLE Y. & BONNEVILLE A., 2000. — « A fuzzy possibilistic scheme of study for objects with indeterminate boundaries : application to French Polynesian reefs », *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, n° 38, p. 257-270.
- ANDRÉFOUËT S., MULLER-KARGER F., HOCHBERG E., HU C. & CARDER K., 2001. — « Change detection in shallow coral reef environments using Landsat 7 ETM+ data », *Remote Sensing of Environment*, n° 79, p. 1-13.
- ANDRÉFOUËT S., BERKELMANS R., ODRIOSOLA L., DONE T., OLIVER J. & MULLER-KARGER F., 2002. — « Choosing the appropriate spatial resolution for monitoring coral bleaching events using remote sensing », *Coral Reefs*, n° 21, p. 147-154.
- BAINBRIDGE S.J. & REICHEL T.R., 1988. — « An assessment of ground truth methods for coral reef remote sensing data », In : *Proceedings of 6th Intern. Coral Reef Symp.*, Davies P.J. (ed.), n° 2, p. 439-444, University of Australia, Townsville.
- BARBAULT R., 1995. — *Écologie générale : structure et fonctionnement de la biosphère*, Masson, Paris, 275 p.
- BARBER D.G. & LEDREW E.F., 1991. — « SAR sea ice discrimination using texture statistics : a multivariate approach », *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, n° 57, p. 385-395.
- BATTISTINI R., BOURROUILH F., CHEVALIER J.-P., COUDRAY J., DENIZOT M., FAURE G., FISHER J.-C., GUILCHER A., HARMELIN-VIVIEN M., JAUBERT J., LABOREL J., MASSE J.-P., MAUGÉ L.-A., MONTAGGIONI L., PEYROT-CLAUSADE M., PICHON M., PLANTE R., PLAZIAT J.-C., PLESSIS Y., RICHARD G., SALVAT B., THOMASSIN B., VASSEUR P. & WEYDERT P., 1975. — « Éléments de terminologie récifale indopacifique », *Thétys*, n° 7, p. 1-111.
- BELSHER T., MEINESZ A., PAYRI C. & BEN MOUSSA H., 1990. — « Apport du satellite SPOT à la connaissance des écosystèmes récifaux coralliens. La

- végétation marine de l'île de Moorea, Polynésie Française », *Oceanologica Acta*, n° 13, p. 513-524.
- BIERWIRTH P.N., LEE T.J. & BURNE R.V., 1993. — « Shallow sea-floor reflectance and water depth derived by unmixing multispectral imagery », *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, n° 59, p. 331-338.
- BLAKE S.G., JUPP D.L.B. & BYRNE G.T., 1994. — « The potential use of high resolution CASI data to determine sedimentation patterns and primary productivity throughout the Whitsunday Islands region, Great Barrier Reef », *In : 7th Australian Remote Sensing Conference*, Melbourne, Australie, p. 43-48.
- BLONDEL J., 1986. — *Biogéographie évolutive*, Masson, Paris, 221 p.
- BONN F. & ROCHON G., 1992. — *Précis de télédétection : principes et méthodes*, Presses de l'université du Québec, Québec, 485 p.
- BOUR W., LOUBERSAC L. & RUAL P., 1986. — « Thematic mapping of reefs by processing of simulated SPOT satellite data : application to the *Trochus niloticus* biotope on Tetembia Reef (New Caledonia) », *Marine Ecology-Progress Series*, n° 34, p. 243-249.
- BOUR W. & PICHON M., 1997. — « Discrimination of scleractinian-dominated from other reef communities using SPOT satellite imagery », *In : 8th Int. Coral Reef Symp.*, Panama City, Panama, n° 2, p. 1487-1490.
- BRADMUSICK H.A. & GROVER H.D., 1990. — « Image textural measures as indices of landscape pattern », *In : Quantitative methods in landscape ecology : the analysis and interpretation of landscape heterogeneity*, Turner M.G. & Gardner R.H. (eds), n° 82, p. 77-103, Springer-Verlag, New York.
- CANNY J., 1986. — « A computational approach to edge detection », *IEEE Trans. PAMI*, n° 8, p. 679-698.
- CHAUVAUD S., BOUCHON C. & MANIÈRE R., 1998. — « Remote sensing techniques adapted to high resolution mapping of tropical coastal marine ecosystems (coral reefs, seagrass beds and mangrove) », *International Journal of Remote Sensing*, n° 19, p. 3625-3639.
- CNES-SPOT-IMAGE, 1986. — *Guide des utilisateurs de données SPOT*, SPOT IMAGE, Toulouse. CNES.
- COMITAS, 1988. — « Glossaire des termes officiels de la télédétection aérospatiale », *Bulletin de la Société française de photogrammétrie et télédétection*, n° 112, p. 1-63.

- CONGALTON R.G., 1991. — « A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data », *Remote Sensing of Environment*, n° 37, p. 35-46.
- COULSON R.N., LOVELADY C.N., FLAMM R.O., SPRADLING S.L. & SAUNDERS M.C., 1990. — « Intelligent geographic information systems for natural resources management », *In : Quantitative methods in landscape ecology : the analysis and interpretation of landscape heterogeneity*, Turner M.G. & Gardner R.H. (eds), n° 82, p. 153-172, Springer-Verlag, New York.
- COURBOULÈS J. & MANIÈRE R., 1992. — « Apport de la télédétection à l'étude de la relation entre l'hydrodynamisme de surface et les récifs coralliens », *International Journal of Remote Sensing*, n° 13, p. 1911-1923.
- COURBOULÈS J., MANIÈRE R., JAUBERT J., MANDURA A.S., KHAFFAJI A.K., ESHKY A.A. & SAIFULLAH S., 1987. — « Cartographie d'une zone littorale en mer Rouge par traitements numériques des données HRV de SPOT 1 », *Photo-Interprétation*, n° 87, p. 35-38.
- COURBOULÈS J., MANIÈRE R., BOUCHON C., BOUCHON-NAVARRO Y. & LOUIS M., 1992. — « Imagerie spatiale et gestion des littoraux tropicaux : exemple d'application aux îles Saint-Barthélemy, Saint-Martin et Anguilla », *Photo-Interprétation*, n° 91-92, p. 5-8 & 25-26.
- DESACHY J., ROUX L. & ZAHZAH E., 1996. — « Numeric and symbolic data fusion : a soft computing approach to remote sensing images analysis », *Pattern Recognition Letters*, n° 17, p. 1361-1378.
- DESPINOY M. & NAIM O., 1998. — « Étude sur l'océanographie côtière à l'île de la Réunion par télédétection multibande », *In : VII^{es} Journées scientifiques du réseau Télédétection de l'AUPELF-UREF*, Québec, Canada, p. 29-36.
- DESTIVAL I., 1987. — « Recherche automatique des réseaux linéaires sur les images SPOT », *Bulletin de la Société française de photogrammétrie et télédétection*, n° 105, p. 5-16.
- DIDAY E., 1991. — « Des objets de l'analyse des données à ceux de l'analyse des connaissances », *In : Induction symbolique et numérique à partir de données*, Kodratoff Y. & Diday E. (eds), p. 9-75, Cépaduès-Éditions, Toulouse.
- DUFOUR P., ANDRÉFOUËT S., CHARPY L. & GARCIA N., 2001. — « Atolls morphometry control nutrient regime in their lagoons », *Limnology Oceanography*, n° 46, p. 456-461.
- DUSTAN P., DOBSON E. & NELSON G., 2001. — « Landsat Thematic Mapper : detection of shifts in community composition of coral reefs », *Conservation Biology*, n° 15(4), p. 892-902.

- FIELD C.B., BEHRENFELD M.J., RANDERSON J.T. & FALKOWSKI P., 1998. — « Primary production of the Biosphere : integrating terrestrial and oceanic components », *Science*, n° 281, p. 237-240.
- FLOUZAT G., 1988. — « Morphologie mathématique et analyse des images de télédétection », *Photo-interprétation*, n° 1988, p. 1-16.
- FOODY G.M., 1996. — « Approaches for the production and evaluation of fuzzy land cover classifications from remotely sensed data », *International Journal of Remote Sensing*, n° 17, p. 1317-1340.
- FORMAN R.T.T. & GODRON M., 1986. — *Landscape ecology*, John Wiley & Sons, New York, 619 p.
- FUX E. & MAZEL C., 1999. — « Unmixing coral fluorescence emission spectra and predicting new spectra under different excitation conditions », *Applied Optics*, n° 38, p. 486-494.
- GORDON H.R. & BROWN O.B., 1974. — « Influence of bottom depth and albedo on the diffuse reflectance of a flat homogeneous ocean », *Applied Optics*, n° 13, p. 2153-2159.
- GRAETZ R.D., 1990. — « Remote sensing of terrestrial ecosystem structure : an ecologist's pragmatic view », *In : Remote sensing of biosphere functioning*, Hobbs R.J. & Mooney H.A. (eds), p. 5-30, Springer-Verlag, New York.
- GREEN E.P., MUMBY P.J., EDWARDS A.J. & CLARK C.D., 1996. — « A review of remote sensing for the assessment and management of tropical coastal resources », *Coastal management*, n° 24, p. 1-40.
- HARALICK R.M., SHANMUGAN K. & DINSTEN I., 1973. — « Textural features for image classification », *IEEE Trans. Systems, Man and Cybernetics*, n° 6, p. 610-621.
- HARDY J.T., DUSTAN P. & MAZEL C.H., 1992. — « Remote detection of temperature-induced coral "bleaching" using pulsed-laser fluorescence spectroscopy », *Marine Ecology-Progress Series*, n° 88, p. 247-255.
- HENDEE J.C., HUMPHREY C. & MOORE T., 1998. — « A data-driven expert system for producing coral bleaching alerts », *In : 7th Int. Conf. on Development and Application of Computer Techniques to Environmental Studies*, Southampton, p. 139-147.
- HOCHBERG E. & ATKINSON M.J., 2000. — « Spectral discrimination of coral reef benthic communities », *Coral Reefs*, n° 19, p. 164-171.
- HOLASEK R., PORTIGAL F., EVEN D., JOHNSON P., SEGAWA M., SUSNER G. & HILL C., 1998. — « Coral and substrate mapping in Kanehoe Bay, Hawaii, using the Advanced Airborne Hyperspectral Imaging System (AAHIS) », *In :*

- 5th Int. Conf. on remote Sensing for Marine and Coastal Environments, San Diego, USA, n° 2, p. 72-77.
- HOLDEN H. & LEDREW E., 1998a. — « The scientific issue surrounding remote detection of submerged coral ecosystems », *Progress in Physical Geography*, n° 22, p. 190-221.
- HOLDEN H. & LEDREW E., 1998b. — « Spectral discrimination of healthy and non-healthy corals based on cluster analysis, principal components analysis and derivative spectroscopy », *Remote Sensing of Environment*, n° 65, p. 217-224.
- HOLDEN H. & LEDREW E., 1999. — « Hyperspectral identification of coral reef features », *International Journal of Remote Sensing*, n° 20, p. 2545-2563.
- HOPLEY D., 1978. — « Aerial photography and other remote sensing techniques », In : *Coral reefs : research and methods*, Johannes R.E. & Stoddart D.R. (eds), p. 23-44, UNESCO, Paris.
- HU C., CARDER K.L. & MULLER-KARGER F., 1998. — « Preliminary algorithm to derive chlorophyll pigment concentration and DOM absorption in turbid coastal waters from SeaWiFS imagery », In : *4th Pacific Ocean Remote Sensing Conference (PORSEC 98)*, cédérom.
- JENSEN J.R., 1996. — *Introductory digital image processing : a remote sensing perspective*, 2nd ed., Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ, 316 p.
- JUPP D.L.B., MAYO K., KUCHLER D.A., VANCLAASEN D., KENCHINGTON R.A. & GUERIN P.R., 1985. — « Remote sensing for planning and managing the Great Barrier Reef of Australia », *Photogrammetria*, n° 40, p. 21-42.
- KIRK J.T.O., 1994. — *Light and photosynthesis in aquatic systems*, 2nd ed., Cambridge University Press, 509 p.
- LAGRO J., 1991. — « Assessing patch shape in landscape mosaics », *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, n° 57, p. 285-293.
- LEDREW E., HOLDEN H., PEDDLE D. & MORROW J., 1996. — « Mapping coral reef ecosystem stress in Fiji from SPOT imagery with in situ optical correction », In : *26th Int. Symp. on Remote Sensing and Environment, Vancouver, Canada*, p. 581-584.
- LEE Z.P., CARDER K.L., HAWES S.K., STEWARD R.G., PEACOCK T.G. & DAVIS C.O., 1994. — « A model for interpretation of hyperspectral remote sensing reflectance », *Applied Optics*, n° 33, p. 5721-5732.
- LEE Z.P., CARDER K.L., MOBLEY C.D., STEWARD R.G. & PATCH J.S., 1998. — « Hyperspectral remote sensing for shallow waters. 1. A semianalytical model », *Applied Optics*, n° 37, p. 6329-6228.

- LEE Z.P., CARDER K.L., MOBLEY C.D., STEWARD R.G. & PATCH J.S., 1999. — « Hyperspectral remote sensing for shallow waters : 2. Deriving bottom depths and water properties by optimization », *Applied Optics*, n° 38, p. 3831-3843.
- LILLESAND T.M. & KIEFER R.W., 1994. — *Remote sensing and image interpretation*, J. Wiley & Sons Inc., New York, 750 p.
- LONG B.G., POINER I.R. & HARRIS A.N., 1993. — « Method of estimating the standing stock of *Trochus niloticus* incorporating LANDSAT satellite data, with application to the *Trochus* resources of the Bourke Isles, Torres Strait, Australia », *Marine Biology*, n° 115, p. 587-593.
- LOUBERSAC L., 1994. — « Information géographique dérivée des données de la télédétection spatiale de haute résolution sur les lagons des îles hautes et des atolls. Application aux environnements des îles de la Polynésie Française : états et perspectives », *In : Les nouvelles frontières de la télédétection océanique*, Doumenge F. (ed.), *Mémoires de l'Institut océanographique*, Monaco, n° 18, p. 75-85.
- LOUBERSAC L., DAHL A.L., COLLOTTE P., LEMAIRE O., D'OZOUVILLE L. & GROTTA A., 1988. — « Impact assessment of cyclone Sally on the almost atoll of Aitutaki (Cook Islands) by remote sensing », *In : Proceedings 6th International Coral Reef Symposium*, Davies P.J. (ed.), n° 2, p. 455, University of Australia, Townsville, Australie.
- LOUBERSAC L., BURBAN P.Y., LEMAIRE O., VARET H. & CHENON F., 1991. — « Integrated study of Aitutaki's lagoon (Cook Islands) using SPOT satellite data and in situ measurements : bathymetric modelling », *Geocarto Int.*, n° 6, p. 31-37.
- LUCZKOVICH J.J., WAGNER T.W., MICHALEK J.L. & STOFFLE R.W., 1993. — « Discrimination of coral reefs, seagrass meadows, and sand bottom types from space : a Dominican Republic case study », *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, n° 59, p. 385-389.
- LULLA K. & MAUSEL P., 1983. — « Ecological applications of remotely sensed multispectral data », *In : Introduction to remote sensing of the environment*, 2nd ed., Richason Jr B.F. (ed.), p. 354-377, Kendall/Hunt, Dubuque, Iowa.
- LYZENGA D.R., 1978. — « Passive remote sensing techniques for mapping water depth and bottom features », *Applied Optics*, n° 17, p. 379-383.
- MANIÈRE R. & JAUBERT J., 1985. — « Traitement d'image et cartographie de récifs coralliens en mer Rouge (golfe d'Aqaba) », *Oceanologica Acta*, n° 8, p. 321-328.

- MANIÈRE R., BOUCHON C., BOUCHON-NAVARRO Y., LOUIS M., MENUT T. & CHIAVERINI D., 1993. — « Photographies aériennes numérisées et cartographie des herbiers de phanérogames marines de la baie de Fort-de-France (Ile de la Martinique, Antilles Françaises) », *Photo-interprétation*, n° 1993/2, p. 131-140.
- MARITORENA S., 1993. — « Étude spectroradiométrique de la colonne d'eau et des fonds en milieu lagunaire récifal. Implications sur l'imagerie télédéteectée à haute résolution dans le visible », thèse, université française du Pacifique, Papeete, Tahiti, 195 p.
- MARITORENA S., 1996. — « Remote sensing of the water attenuation in coral reefs : a case study in French Polynesia », *International Journal of Remote Sensing*, n° 17, p. 155-166.
- MARITORENA S., MOREL A. & GENTILI B., 1994. — « Diffuse reflectance of oceanic shallow waters : influence of water depth and bottom albedo », *Limnology and Oceanography*, n° 39, p. 1689-1703.
- MATHIEU S., LEYMARIE P. & BERTHOD M., 1994. — « Determination of proportions and entropy of land use mixing in pixels of a multispectral satellite image », *In : IGARSS'94*, Pasadena, USA.
- MATSAKIS P., ANDRÉFOUËT S. & CAPOLSINI P., 2000. — « Evaluation of fuzzy partitions », *Remote Sensing of Environment*, n° 74, p. 515-532.
- MATSUNAGA T. & KAYANNE H., 1997. — « Observation of coral reefs on Ishigaki island, Japan, using Landsat TM images and aerial photographs », *In : 4th Int. Conf. on remote Sensing for Marine and Coastal Environments*, Orlando, Florida, n° 1, p. 657-666.
- MAZEL C.H., 1995. — « Spectral measurements of fluorescence emission in Caribbean cnidarians », *Marine Ecology-Progress Series*, n° 120, p. 185-191.
- MICHALEK J.L., WAGNER T.W., LUCZKOVICH J.J. & STOFFLE R.W., 1993. — « Multispectral change vector analysis for monitoring coastal marine environments », *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, n° 59, p. 381-384.
- MILLER R.L. & CRUISE J.F., 1995. — « Effects on suspended sediments on coral growth : evidence from remote sensing and hydrologic modeling », *Remote Sensing of Environment*, n° 53, p. 177-187.
- MOBLEY C.D., 1994. — *Light and water : radiative transfer in natural waters*, Academic Press Inc., New York, 592 p.
- MOORADIAN G., VOELKER M., WARREN C., HOLASEK R. & RHODES D., 1996. — « Dual mode fluorescence imaging systems for applications in coral

- reef characterization », *In : 8th Int. Symp. Coral Reef*, Panama City, Panama, Abstracts, p. 136.
- MOREL Y., 1996. — « A coral reef lagoon as seen by SPOT », *In : 8th Australasian Remote Sensing Conference*, Canberra, Australie, n° 2, p. 51-62.
- MOREL Y.G. & LINDELL L.T., 1998. — « Passive multispectral bathymetry mapping of Negril Shores, Jamaica », *In : 5th Int. Conf. on remote Sensing for Marine and Coastal Environments*, San Diego, California, n° 1, p. 315-324.
- MUMBY P.J., GREEN E.P., CLARK C.D. & EDWARDS A.J., 1997. — « Coral reef habitat mapping : how much detail can remote sensing provide ? », *Marine Biology*, n° 130, p. 193-202.
- MUMBY P.J., GREEN E.P., CLARK C.D. & EDWARDS A.J., 1999. — « The cost-effectiveness of remote sensing for tropical coastal resources assessment and management », *J. Environmental management*, n° 3, p. 157-166.
- MUMBY P.J. & HARBORNE A.R., 1999. — « Development of a systematic classification scheme of marine habitats to facilitate regional management and mapping of Caribbean coral reefs », *Biological Conservation*, n° 88, p. 155-163.
- MYERS M.R., HARDY J.T., MAZEL C.H. & DUSTAN P., 1999. — « Optical spectra and pigmentation of Caribbean reef corals and macroalgae », *Coral Reefs*, n° 18, p. 179-186.
- NAYAK S., CHAUHAN P., CHAUHAN H.B., BAHUGUNA A. & NARENDRANATH A., 1996. — « IRS-1 C applications for coastal management », *Current Science*, n° 70, p. 614-618.
- O'NEILL N.Y. & MILLER J.R., 1989. — « On calibration of passive optical bathymetry through depth soundings. Analysis and treatment of errors resulting from the spatial variation of environmental parameters », *International Journal of Remote Sensing*, n° 10, p. 1481-1501.
- O'NEILL R.V., DEANGELIS D.L., WAIDE J.B. & ALLEN T.F.H., 1986. — *A hierarchical concept of ecosystems*, Princeton University Press, Princeton NJ.
- O'REILLY J.E., MARITORENA S., MITCHELL B.G., SIEGEL D.A., CARDER K.L., GARVER S.A., KAHRU M. & McCLAIN C., 1998. — « Ocean color chlorophyll algorithms for SeaWiFS », *Journal of Geophysical Research*, n° 103, p. 24.937-24.953.
- PEDDLE D.R., 1995. — « Knowledge formulation for supervised evidential classification », *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, n° 61, p. 409-417.

- PEDDLE D., LEDREW E. & HOLDEN H., 1995. — « Spectral mixture analysis of coral reef abundance from satellite imagery and in situ ocean spectra, Savusavu Bay, Fiji », *In : 3rd Thematic Conference on Remote Sensing for Marine and Coastal Environments*, Seattle, USA, p. 563-575.
- PEUQUET D.J., 1991. — « A conceptual framework and comparison of spatial data models », *In : Introductory readings in GIS*, Peuquet D.J. & Marble D.F. (eds), p. 251-285, Taylor & Francis, Londres.
- PHILPOT W.D., 1989. — « Bathymetric mapping with passive multispectral imagery », *Applied Optics*, n° 28, p. 1569-1578.
- QUATTROCHI D.A. & PELLETIER R.E., 1990. — « Remote sensing for analysis of landscapes : an introduction » *In : Quantitative methods in landscape ecology : the analysis and interpretation of landscape heterogeneity*, Turner M.G. & Gardner R.H. (eds), n° 82, p. 51-76, Springer-Verlag, New York.
- RAFFY M., 1993. — « Remotely-sensed quantification of covered areas and spatial resolution », *International Journal of Remote Sensing*, n° 14, p. 135-159.
- SABINS F.S., 1997. — *Remote sensing : principles and interpretation*, 3rd ed., W.H. Freeman & Co., New York, 494 p.
- SALVAT B., SALVAT F. & LOUBERSAC L., 1990. — « Imagerie satellitaire SPOT et caractérisation géomorphologique des atolls : d'une étude de cas (Nukutepipi, Tuamotu) à la généralisation », *In : Pix'Iles 90 : Int. Workshop on Remote Sensing and Insular Environments in the Pacific : integrated approaches*, Nouméa-Tahiti, p. 573-576 & 705-711.
- SANCHEZ J.A., THOMAS I.F., DIAZ J.M. & PARRA C., 1996. — « Satellite imagery versus aerial photography : a comparative analysis of benthic habitats in Roncador Bank, Caribbean Sea », *In : 8th Int. Symp. Coral Reef, Panama City, Panama*, Abstracts, p. 175.
- SETTLE J.J. & DRAKE N.A., 1993. — « Linear mixing and the estimation of ground cover proportions », *International Journal of Remote Sensing*, n° 14, p. 1159-1177.
- SHEPPARD C.R.C., MATHESON K., BYTHELL J.C., MURPHY P., MYERS C.B. & BLAKE B., 1995. — « Habitat mapping in the Caribbean for management and conservation : use and assessment of aerial photography », *Aquatic conservation : marine and freshwater ecosystems*, n° 5, p. 277-298.
- SKIDMORE A.K., 1989. — « An expert system classifies eucalypt forest types using Thematic Mapper data and a digital terrain model », *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, n° 55, p. 1449-1464.

- STEHMAN S.V., 1997. — « Selecting and interpreting measures of thematic classification accuracy », *Remote Sensing of Environment*, n° 62, p. 77-89.
- STEHMAN S.V., 1999. — « Basic probability sampling designs for thematic map accuracy assessment », *International Journal of Remote Sensing*, n° 20, p. 2423-2441.
- STEHMAN S.V. & CZAPLEWSKI R.L., 1998. — « Design and analysis for thematic map accuracy assessment : fundamental principles », *Remote Sensing of Environment*, n° 64, p. 331-344.
- STOMS D.M. & ESTES J.E., 1993. — « A remote sensing research agenda for mapping and monitoring biodiversity », *International Journal of Remote Sensing*, n° 14, p. 1839-1860.
- STRONG A.E., BARRIENTOS C.S. & SAPPER J., 1997. — « Improved satellite techniques for monitoring coral reef bleaching », *In : 8th Int. Symp. Coral Reef*, Panama City, Panama, n° 2, p. 1495-1498.
- SUZUKI H., MATSAKIS P., ANDRÉFOUËT S. & DESACHY J., 2001. — « Satellite image classification using expert structural knowledge : a method based on fuzzy partition computation and simulated annealing », *In : Annual Conference of the International Association for Mathematical Geology, IAMG*, Cancun, Mexico. Cédérom.
- TANRÉ D., DEROO C., DUHAUT P., HERMAN M., MORCLETTE J.J., PERBOS J. & DESCHAMPS P.Y., 1990. — « Description of a computer code to simulate the satellite signal in the solar spectrum : the 5S code », *International Journal of Remote Sensing*, n° 11, p. 659-668.
- TEILLET P., HORLER D.N. & O'NEILL N.T., 1998. — « Étalonnage/validation et assurance de la qualité en télédétection : un nouveau paradigme », *In : VII^{es} Journées scientifiques du réseau Télédétection de l'AUPELF-UREF*, Québec, Canada, p. 3-12.
- THOMASSIN B., GOUT B., LOUBERSAC L., POPULUS J., GUILLAUMONT B. & VERCELLI C., 1985. — « Cartographie thématique des récifs coralliens par télédétection (simulation des données du satellite SPOT) : problèmes méthodologiques en relation avec les stades évolutifs des platiers », *In : Rapport ATP CNRS Télédétection 1985/AIP (06931) 1196*.
- TSAI F. & PHILPOT W., 1998. — « Derivative analysis of hyperspectral data », *Remote Sensing of Environment*, n° 66, p. 41-51.
- VIERROS M.K., 1997. — « Integrating multisource imagery and GIS analysis for mapping Bermuda's benthic habitats », *In : 4th Int. Conf. on remote Sensing for Marine and Coastal Environments*, Orlando, Florida, n° 1, p. 649-656.

- WAGLE B.G. & HASHIMI N.H., 1994. — « Coastal geomorphology of Mahe island, Seychelles », *International Journal of Remote Sensing*, n° 11, p. 281-287.
- WOODCOCK C.E. & STRAHLER A.H., 1987. — « The factor of scale in Remote Sensing », *Remote Sensing of Environment*, n° 21, p. 311-332.
- WOODCOCK C.E. & HARWARD V.J., 1992. — « Nested-hierarchical scene models and image segmentation », *International Journal of Remote Sensing*, n° 13, p. 3167-3187.
- YACOBI Y.Z., GITELSON A. & MAYO M., 1995. — « Remote sensing of chlorophyll in Lake Kinneret using high-spectral-resolution radiometer and LANDSAT TM : spectral features of reflectance and algorithm development », *Journal of Plankton Research*, n° 17, p. 2155-2173.
- YOUNG I.R., BLACK K.P. & HERON M.L., 1994. — « Circulation in the Ribbon Reef region of the Great Barrier Reef », *Continental Shelf Research*, n° 14, p. 117-142.
- ZAINAL A., DALBY D.H. & ROBINSON I.S., 1993. — « Monitoring marine ecological changes in the east coast of Bahrein with Landsat TM », *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, n° 59, p. 415-421.
- ZHANG M., CARDER K.L., MULLER-KARGER F.E., LEE Z.P. & GOLDFOG D.B., 1999. — « Noise reduction and atmospheric correction for coastal applications of Landsat Thematic Mapper imagery », *Remote Sensing of Environment*, n° 70, p. 167-180.