



HAL
open science

Etude des mangroves à partir de l'analyse des changements dans les images de canopée à très haute résolution spatiale pour une meilleure gestion des côtes indonésiennes

Rinny Rahmania

► To cite this version:

Rinny Rahmania. Etude des mangroves à partir de l'analyse des changements dans les images de canopée à très haute résolution spatiale pour une meilleure gestion des côtes indonésiennes. Ecosystèmes. Université Montpellier, 2016. Français. NNT : 2016MONTT168 . tel-01687273

HAL Id: tel-01687273

<https://theses.hal.science/tel-01687273>

Submitted on 18 Jan 2018

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.

THÈSE

Pour obtenir le grade de
Docteur

Délivré par l'Université de Montpellier

**Préparée au sein de l'école doctorale GAIA
Et de l'unité de recherche UMR-AMAP**

Spécialité : Ecosystèmes et Sciences Agronomiques

Présentée par Rinny RAHMANIA

**Etude des mangroves à partir de l'analyse des
changements dans les images de canopée à
très haute résolution spatiale pour une
meilleure gestion des côtes indonésiennes**

Soutenue le 12 Décembre 2016 devant le jury composé de :

Mr. Serge ANDREFOUET, Chercheur HDR, IRD
Mme Sophie BAUDEL, Docteur, Collecte Localisation Satellite
Mr. François FROMARD, Directeur de Recherche, CNRS
Mr. Christophe PROISY, Chercheur HDR, IRD/IFP
Mme Frédérique SEYLER, Directrice de Recherche, IRD
Mr. Marc ROBIN, Professeur, Université de Nantes

Rapporteur
Examinatrice
Rapporteur
Directeur de thèse
Présidente
Examineur



Acronymes

AMP: Aire Marine Protégée

BALITBANG KP: Ministère Indonésien des Pêches et Affaires Maritimes, balitbangkp.kkp.go.id/

CEVA: Centre d'Etudes et de Valorisation des Algues, www.ceva.fr

CNES: Centre National d'Etudes Spatiales, www.cnes.fr

CLS: Collecte Localisation Satellites,

Conservation International (ONG) : www.conservation.org

CORONA: Images satellitaires américaines déclassifiées (1960 et 1972), lta.cr.usgs.gov/declass_1

CTC (ONG): Coral Triangle Center, www.coraltrianglecenter.org

IFREMER: Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer, <http://wwwz.ifremer.fr/>

IMRO: Institute for Marine Research and Observation, Bali, Indonésie, www.bpol.litbang.kkp.go.id/imro/

IRD: Institut de Recherche pour le Développement, www.ird.fr

LIDAR: Light Detection and Ranging (système laser)

LIPI: The Indonesian Institute of Sciences, www.lipi.go.id

MAP (ONG): Mangrove Action Project, mangroveactionproject.org

ONG: Organisme Non Gouvernemental

THRS: Très Haute Résolution Spatiale

TNC: The Nature Conservancy, www.nature.org

UMR AMAP: Unité Mixte de Recherche 'botanique et Modélisation de l'Architecture des Plantes et des végétations', amap.cirad.fr

UMR ENTROPIE: Unité Mixte de Recherche 'Écologie marine tropicale des océans Pacifique et Indien'

USGS: The United States Geological Survey, www.usgs.gov

Table des matières

Acronymes	i
Chapitre 1 - Introduction	1
1.1 Des mangroves à la gestion côtière intégrée	1
a. Définitions	1
b. Caractéristiques fonctionnelles et services écosystémiques	2
c. Enjeux de protection et de réhabilitation	2
d. Notions de gestion côtière intégrée	4
1.2 Le cas de l'Indonésie	5
a. Statut des mangroves indonésiennes	5
b. Contexte environnemental.....	6
c. Le projet INDESO	7
1.3 L'application 'Mangrove et Gestion Côtière Intégrée'	8
a. Objectifs.....	8
b. Sites pilotes.....	9
c. Potentiel de l'imagerie satellitaire THRS	10
1.4 Mon travail de thèse	13
a. Objectifs et démarche	13
b. Organisation du manuscrit	13
c. Liste des publications issues de la thèse	14
Chapitre 2 - Matériels et Méthodes	17
2.1 Deux sites d'étude sur Bali	17
a. L'estuaire du Perancak, aire perturbée par l'aquaculture.....	17
b. Nusa Lembongan, aire marine protégée.....	22
2.2 Données forestières	25
a. Présentation de l'équipe	26
b. Plan d'échantillonnage	26
c. Caractérisation des structures forestières	29
d. Caractérisation de la régénération naturelle	35
2.3. Images de télédétection optique à très haute résolution spatiale	37
a. Caractéristiques spatiales et environnementales d'acquisition des séries d'images	38
b. Configurations angulaires.....	40
c. Principales étapes de traitement des images	44
2.4. Méthodes pour l'analyse des séries d'images THRS de mangroves	46
a. Description du paysage côtier par segmentation visuelle	46
b. Suivi de l'expansion des mangroves dans les bassins aquacoles par classification visuelle .	51
c. Cartographie des peuplements de mangroves par classification supervisée	54
d. Analyse de la variabilité des signatures spectrales des mangroves.....	56
Chapitre 3 - Application aux régions de mangroves perturbées par l'aquaculture 60	
3.1 Mangroves naturelles versus plantations de palétuviers	60

a. Structures forestières	60
b. Composition spécifique et capacité de régénération	62
3.2 Analyse de l'expansion des mangroves	64
a. Bilan de l'approche par classification supervisée 'mangrove vs. non-mangroves'	64
b. Bilan de l'approche visuelle pour obtenir l'âge des plantations	65
c. Evolutions à l'échelle de l'estuaire	66
d. Suivi des plantations de palétuviers à l'échelle du bassin aquacole	67
3.3 Diagnostic pour l'estuaire du Perancak	70
Chapitre 4 - Application aux mangroves protégées	73
4.1 Variabilité des signatures spectrales de palétuviers	74
a. A l'échelle de la feuille à partir de mesures spectro-radiométriques	74
b. A l'échelle des peuplements forestiers à mono-dominance marquée	76
4.2 Fiabilité et robustesse d'une cartographie par classification supervisée	84
4.3 Diagnostic pour les mangroves de Nusa Lembongan	86
Chapitre 5 - Conclusions	89
5.1 Bilan du travail sur les sites pilotes	89
a. Aspects méthodologiques	89
b. Aspects thématiques	90
5.2 Perspectives générales	90
a. Enjeux de recherche en télédétection des mangroves	90
b. Pour la gestion intégrée des côtes indonésiennes	92
c. Sur la nécessité d'un réseau d'observatoires locaux	94
Références	96
Annexes	101
A1. Article et communications issues du travail de thèse	101
A1.1 Publiés	101
A1.2 En préparation	119
A1.3 Résumés des communications sans acte	120
A2. Figure annexe	122
A3. Tables annexes	123
Résumé	124
Abstract	124

Liste des figures

Figure 1: Aire de distribution (les contours blancs) des mangroves dans le monde.....	1
Figure 2: Plantations extensives à Rhizophora, Delta de la Mahakam, Kalimantan East, Indonésie. A gauche, on distingue des houppiers émergeant d'une couleur plus claire suggérant des arbres d'une autre espèce et une régénération naturelle (Photographie: C. Proisy).....	3
Figure 3: Deux schémas d'aménagement de bassins aquacoles tentant d'intégrer des services écosystémiques produits par les mangroves. A gauche, un élevage de poissons et une culture de riz entouré par un talus végétalisé de palétuviers. A droite, une aire de mangroves en contact direct avec un élevage de poissons/crevettes et permettent une amélioration des eaux rejetées par le bassin....	4
Figure 4: Mise en œuvre d'un plan de gestion côtière intégrée (ICZM). Schéma inspiré des figures 1 de Dale et al. (2014) et de White et al. (2005).	5
Figure 5: Prévisions de conversion des surfaces de mangroves pour les vingt prochaines années dans 6 régions indonésiennes, d'après Ilman et al. (2016).	6
Figure 6: Positionnement géographique des régions d'étude dans lesquelles les différentes applications du projet INDESO se développent.	8
Figure 7: Localisation des régions étudiées dans l'application 'Mangrove et Gestion Côtière Intégrée' et extrait d'image satellitaire De 2 km x 2 km.	9
Figure 8: Classement illustratif des régions de mangroves étudiées dans le projet INDESO en termes de niveaux de protection versus degré de perturbation.	10
Figure 9: Comparaison visuelle de l'apport des différentes résolutions spatiales à partir d'images multi-spectrales fusionnées sur le canal panchromatique acquises sur l'estuaire du Perancak, Bali. Le satellite, la taille des pixels et l'année d'acquisition sont donnés en haut de chaque extrait de 1000 m x 2000 pour 2011 et de 250 m x 250 m pour 2015.	12
Figure 10: L'estuaire du Perancak délimité par le contour jaune correspondant à la limite d'influence des eaux saumâtres donc, probablement, à la limite d'expansion des mangroves et des champs d'aquaculture.	18
Figure 11: Image du satellite militaire CORONA acquise sur l'estuaire du Perancak en 1965, ©USGS. Le contour jaune indique le contour actuel de l'estuaire du Perancak.	19
Figure 12: Productivités comparées de l'aquaculture en eaux saumâtres entre l'Indonésie, Bali et l'estuaire du Perancak. Source: http://www.bps.go.id/linkTabelStatis/view/id/1706	20
Figure 13: Carte de base actuellement étudiée pour la gestion côtière intégrée de la région de l'estuaire du Perancak. Pour chaque aire, les objectifs et les activités à privilégier et leur mise en œuvre	

sont discutées lors d'assemblées multi-utilisateurs. Source: Décret de Bupati Jembrana no. 778/DKPK/2013.....	21
Figure 14: L'île de Nusa Lembongan et localisation de la région de mangrove délimitée par le contour rouge. L'étoile indique une zone où nous avons mesuré une salinité de 81‰.	22
Figure 15: Carte de l'Aire Marine Protégée de Nusa Penida et des zones d'activités et de protection, adaptée des cartes disponibles dans le 'Coral Triangle Atlas'.	24
Figure 16: Composition de l'équipe de terrain. De gauche à droite, Christophe Proisy, Suhardjono, Juliana Prospero, Frida Sidik, Komang Suraya, Nuryani Widagti, Rinny Rahmania, and Ariani Andayani.	26
Figure 17: Illustration du potentiel d'information portée par les images THRS de mangroves pour préparer un échantillonnage de terrain et rendre compte des changements dans les canopées. A gauche, jeune plantation (< 1an) à l'intérieur d'un bassin de crevettes en 2008. A droite, la même plantation trois ans après en 2011. Il faut noter la présence de palétuviers adultes (probablement non plantés) sur la digue et à l'intérieur de la plantation et le verdissement de l'ensemble de la zone observée en 3 ans. Les extraits d'images font 75 m x 60 m, estuaire du Perancak, Bali.....	27
Figure 18: Localisation des parcelles inventoriées et des points d'observation dans l'estuaire du Perancak, Bali. Les inventaires forestiers sur parcelles délimitées sont représentés par les carrés verts, les relevés de DBH par les étoiles jaunes et les simples observations visuelles par les coches.....	28
Figure 19: Localisation des parcelles inventoriées et des sites d'observation, site de Nusa Lembongan, Bali. Les inventaires forestiers sur parcelles délimitées sont représentés par les carrés verts, les relevés de DBH par les étoiles jaunes et les simples observations visuelles par les coches.....	29
Figure 20: Paysages et formations végétales dans l'estuaire du Perancak (photographies. C. Proisy, 2014).	33
Figure 21: Quelques peuplements forestiers typiques et environnement côtier (touristique) sur Nusa Lembongan.	34
Figure 22: Variabilité des angles zénithaux solaire ϑ_s et de vue ϑ_v en fonction la différence d'azimut entre le soleil et le capteur satellitaire ϕ_{s-v} pour l'ensemble des images acquises sur le site de Perancak et de Nusa Lembongan. Les rectangles en grisé séparent les configurations angulaires 'standards' ($10^\circ < \vartheta_s < 30^\circ$, $10^\circ < \vartheta_v < 30^\circ$, $25^\circ < \phi_{s-v} < 145^\circ$) des configurations angulaires 'extrêmes'.	41
Figure 23: Extraits de composés colorés d'images (500 m x 300 m) sur le site de Perancak. En haut, configuration avec le soleil de face. Au milieu, configuration avec le soleil dans le dos. En bas, configuration avec soleil de face et angle de vue oblique. L'effet de la dégradation de la résolution spatiale dans l'image Ikonos est assez visible.....	42

Figure 24: Extraits de composés colorés d'images (500 m x 300 m) sur le site de Nusa Lembongan. En haut, configuration à visée oblique. En bas, configuration avec éclairage solaire assez oblique et visée proche du zénith.	43
Figure 25: Extraction des régions d'étude sur l'estuaire du Perancak (en haut) et de Nusa Lembongan (en bas). Les images sont données à la même échelle.	48
Figure 26: Cours d'eau délimités en 2015, routes, infrastructures après 2007 et plantation de palmiers dans l'estuaire du Perancak.	49
Figure 27: Cadastre de champs aquacoles postérieur à 2007 dans l'estuaire du Perancak. Les zones en blancs correspondent aux zones non endiguées que l'on nommera par extrapolation 'zones naturelles'.	50
Figure 28: Extraits d'images THRS sur une forêt naturelle de mangroves (à gauche) et une plantation adulte dans des champs aquacoles endigués, estuaire du Perancak.	52
Figure 29: Colonisation naturelle dans les champs aquacoles. Les extraits d'images THRS font 180 m x 130 m. On remarque l'érosion des digues en bord de rivière dans la partie Nord des bassins.	52
Figure 30: En bas, plantation de propagules de <i>Rhizophora</i> réalisée courant 2014 et photographiée en Novembre 2014. En haut, extrait de 60 m x 40 m de l'image WorldView-3 acquise en avril 2015 sur la même zone. Le contraste a été accentué pour faire ressortir les jeunes plants et les arbustes de moins d'un mètre de haut et de large. La position de prise de la photo est indiquée par l'étoile.	53
Figure 31: Extraits d'images de 400 x 250 m sur 14 champs aquacoles plantés entre 2007 et 2008 et évolution de la couverture de mangrove entre 2008 et 2015.	55
Figure 32: Composés colorés d'images THRS de 600m x 400 m montrant la distribution spatiale en formation continue ou arbres isolés de quelques espèces dominantes de palétuviers sur les sites de Perancak (en haut) et de Nusa Lembongan (en bas). Les codes AA, AM, BG, RA, RS et SA correspondent, respectivement, à <i>Avicennia alba et marina</i> , <i>Bruguiera gymnorrhiza</i> , <i>Rhizophora apiculata et R. stylosa</i> , <i>Sonneratia alba</i> . Les palétuviers de cette dernière espèce sont remarquables par leur couleur bleu grisé et une dissémination spatiale sans formation étendue.	57
Figure 33: Structure des faciès forestiers en aires plantées et naturelles. En haut et au milieu, évolutions de la surface terrière et du nombre d'arbres dans le faciès en fonction du diamètre quadratique moyen. En bas, nombre de rejets par arbres en fonction du DBH moyen des individus d'une espèce en distinguant les arbres se développant dans les aires plantées et les familles d'espèces. Les relevés de DBH sans délimitation de parcelle (cf. annexe) sont aussi considérés.	61
Figure 34: Comparaison de la composition spécifique des arbres adultes et de la capacité de régénération des systèmes plantés par rapport aux mangroves naturelles. Les branches du diagramme radar représentent les espèces. Les graduations sur les axes donnent le pourcentage de surface	

terrière occupée (en haut) et le pourcentage de propagules pour une espèce donnée dans les aires plantées ou dans les aires naturelles.....	63
Figure 35: Pourcentage d'aire plantée chaque année par rapport à l'état existant en 2015.....	65
Figure 36: Localisation et année des plantations dans l'estuaire du Perancak.	66
Figure 37: Evolution des surfaces occupées par les mangroves dans l'estuaire. Sont distinguées les aires naturelles (non endiguées et nouvelles îles sur rivières), les bassins et les digues de bassins. ..	68
Figure 38: Différents taux d'expansion de la couverture de mangroves dans les bassins. Quand le bassin est entièrement couvert, l'indice de recouvrement est égal à 1.....	69
Figure 39: Pourcentage de surfaces de bassins plantés à une année donnée (ou avant 2001) où la couverture de mangrove occupe maintenant plus de 80% de l'aire initialement plantée.	70
Figure 40: Exemple typique de cartographie disponible sur l'île de Nusa Lembongan. La zone de mangroves est indiquée sans information sur la diversité des habitats et des espèces de palétuviers qui la composent. Source non identifiée.	74
Figure 41: Spectres de réflectance foliaire (face supérieure de feuille) moyennés sur tous les échantillons pour 8 espèces de palétuviers.....	75
Figure 42: Diagrammes matriciels de différences de réflectance entre 8 espèces de palétuviers pour les domaines spectraux du bleu, vert, rouge et proche infrarouge. Les '+' et les '-' indiquent les valeurs les plus fortes et les plus faibles dans les domaines spectraux du vert, rouge et proche-infrarouge.	76
Figure 43: Peuplement à <i>Rhizophora stylosa</i> en bord de mer éclairé par réflexion du rayonnement solaire sur l'eau.	77
Figure 44: Variations temporelles des réflectances mesurées sur 5 formations de mangroves à forte mono-dominance pour 5 bandes spectrales.	78
Figure 45: Variabilité des signatures spectrales de réflectance pour 5 peuplements de palétuviers..	79
Figure 46: Variabilité des réflectances de 4 zonations de mangroves en fonction de Θ_v (figure 3 de Viennois et al. (2016))......	80
Figure 47: Différentiels de réflectance des zonations à RA et SA par rapport aux zonations à RS en fonction de Θ_s , Θ_v et ϕ_{sv} (domaine du bleu, à gauche, domaine du proche infrarouge à droite).	81
Figure 48: Extraits d'images (400 m x 200m) montrant la variabilité des réponses spectrales des zonations à <i>R. stylosa</i> par rapport aux zonations à <i>R. apiculata</i> et <i>S. apiculata</i>	83
Figure 49: Variabilité de la précision de cartographie de 4 formations de mangroves à partir d'une classification supervisée réalisée date par date (tiré de (Viennois et al. 2016).	85
Figure 50 : Carte de zonations d'espèces sur Nusa Lembongan réalisée à partir de l'image de Mars 2013.	87

Figure 51: A gauche, maquette forestière de 100 m x 100m en sucette avec plusieurs espèces issues d'inventaires forestiers. A droite, image simulée multi-spectrale (WV2) avec des pixels de 1m, adapté d'Olagoke et al. (2016)..... 91

Figure 52: Cartographie à 5 espèces sur une région de Papoua Oueat, région d'Inanwatan. Les espèces BG, SA et RA étaient facilement identifiables par comparaison avec Nusa Lembongan. Par contre, nous avons entraîné la classification sur 2 autres classes pour lesquelles l'espèce est sujette à caution. Les cartes font 2.5 km x 2.5 km..... 94

Liste des tableaux

Tableau 1: Principaux paramètres structuraux des parcelles inventoriées sur le site de l'estuaire du Perancak.....	31
Tableau 2: Principaux paramètres structuraux des parcelles inventories sur les sites de Nusa Lembongan.	32
Tableau 3: Familles, espèces de palétuviers et relevé de présence sur les 2 sites d'étude.	35
Tableau 4: Nombre plantules (Nreg) et pourcentage par espèce dans l'ensemble des zones ayant fait l'objet d'une caractérisation forestière, estuaire du Perancak. Les étoiles indiquent une présence nette (**) ou une présence très forte (***). Les '+' indiquent une présence relevée mais assez rare.	36
Tableau 5: Nombre de plantules (Nreg) et pourcentages par espèce dans l'ensemble des zones de mangroves ayant fait l'objet d'une caractérisation de la structure forestière, Nusa Lembongan.....	37
Tableau 6: Principales conditions d'acquisition des images multi-spectrales à très haute résolution spatiale. Les tailles de pixel des images reçues au format GeoTIFF pour le canal panchromatique (PAN) et les canaux multi-spectraux (MS) sont données en mètres. Les images prises comme référence de superposition sont identifiées par l'astérisque.	39
Tableau 7: Equations de conversion de l'intensité des pixels en luminance pour les capteurs satellitaires Ikonos-2, GeoEye-1, Quickbird-2, WorldView-2 et WorldView-3	45
Tableau 8: Superficies des unités de paysage délimitées visuellement dans l'estuaire du Perancak et nombre de polygones associés.	51
Tableau 9: Exemples de classification appliquée pour 4 champs aquacoles dont l'identifiant Id correspond à ceux de la figure ci-dessous.	54
Tableau 10: Synthèse des précisions (en %) de classification supervisée par maximum de vraisemblance entre une classe 'mangroves' et une classe 'non-mangrove'. La précision globale correspond à la précision du réalisateur. Les valeurs de précision sont données en %.....	64
Tableau 11: Matrice de confusion donnant les précisions minimales et maximales (en %) des classifications supervisées réalisés sur l'ensemble des images disponibles.....	85

Chapitre 1 - Introduction

Dans ce chapitre introductif, je rappelle des notions générales mais importantes sur les mangroves avant de focaliser mon discours sur le cas indonésien. Je donne alors les enjeux du projet INDESO, projet qui a financé ma thèse. Je détaille les objectifs abordés dans le cadre de l'application dédiée à l'étude des mangroves pour la gestion intégrée des côtes indonésiennes avant de préciser les objectifs, l'organisation du manuscrit et une liste de publications réalisées et en cours.

1.1 Des mangroves à la gestion côtière intégrée

a. Définitions

L'article de Davis (1938) intitulé 'Mangroves, makers of land' illustre assez bien les tenants et aboutissants des recherches menées sur les mangroves : '*Among the most striking of plant « freaks » are the mangroves*'. Les mangroves sont généralement présentées de deux façons assez complémentaires (Lugo and Snedaker 1974). D'une part, elles forment un groupe de plantes halophytes composé de 23 genres et 68 espèces (Spalding et al. 1997; Tomlinson 1994) se développant sur les littoraux des régions tropicales et intertropicales (Figure 1) entre, approximativement les latitudes 30°S et 30°N (Giri et al. 2011) et une température d'air supérieure à 20°C (Alongi 2002).

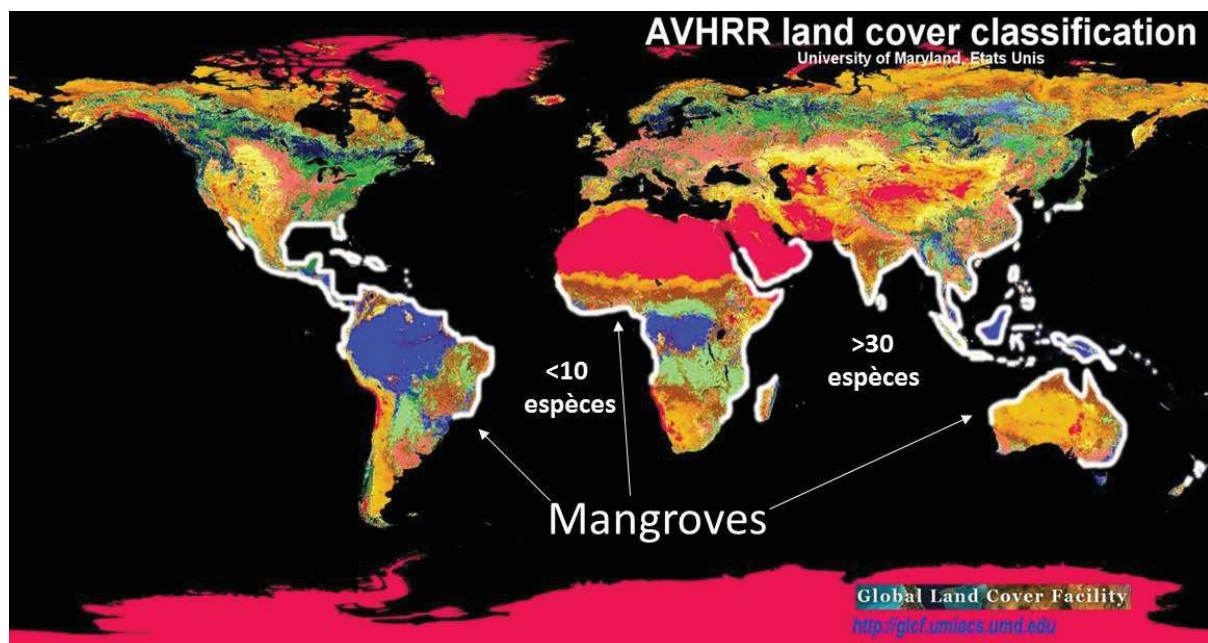


Figure 1: Aire de distribution (les contours blancs) des mangroves dans le monde.

D'autre part, elles sont décrites, d'un point de vue plus écosystémique, comme des communautés complexes de plantes se développant sur les franges littorales abritées. A ce titre, Lugo and Snedaker

(1974) ont proposé des grandes classes d'habitats comprenant, par exemple, les mangrove littorales ('fringe forest'), les mangroves ripicoles ('riverine forest'), les forêts de bassins ('basin forest') situées en retrait de l'influence directe de l'océan.

b. Caractéristiques fonctionnelles et services écosystémiques

Malgré la faible diversité taxonomique, la description du fonctionnement des mangroves reste complexe tant les interactions avec le milieu intertidal sont de nature variée et changeante (Alongi 2009; Feller et al. 2010). Le transport par les courants des propagules flottantes d'espèces de mangroves affecte la distribution et la biodiversité des mangroves aussi bien localement que régionalement (Duke et al. 1998). La productivité des mangroves peut rivaliser avec celle des forêts tropicales de terre ferme (Alongi 2009) avec une capacité d'assimilation du CO₂ par les feuilles supérieures. L'habitat forestier, même si peu riche en espèces arborées, est essentiel au développement des chaînes trophiques côtières (Robertson and Duke 1987) et donc au maintien de l'ensemble des écosystèmes côtiers. Les relations plante-sol-microbes sont également extrêmement variées (par ex. Sengupta and Chaudhuri (1991) et le rôle des crabes dans la remobilisation du substrat vaseux et dans le fonctionnement général de la forêt est attesté (Kristensen 2008). Cette myriade d'interactions et de flux de matières en permanence contraints par les processus océaniques de marée d'enneigement et de salinisation génère une myriade de services (Gilbert and Janssen 1998). Sans être exhaustifs, les services de production (bois, charbon, pêches, pharmacopée, etc. ; par ex. Aburto-Oropeza et al. (2008); Walters et al. (2008); Thatoi et al. (2013)) peuvent être distingués de services de régulation de qualité des eaux (p. ex. Bouchez et al. (2013)), stockage du carbone (p. ex. Alongi (2011); Pendleton et al. (2012), protection des côtes (p. ex. Barbier (2016)). Costanza et al. (1997) évaluent la valeur des services fournis par les mangroves dans le monde à environ 1.6 milliard de dollars. Le 'niveau' et la diversité des services obtenus sont bien sûr très dépendants de l'environnement côtier (Brander et al. 2012) et beaucoup d'efforts restent à mener pour évaluer le coût de ces services (Barbier et al. 2011; van Oudenhoven 2011) même et convertir les connaissances scientifiques en législations adaptées (p. ex. Carpenter et al. (2009), Daily et al. (2009) ou Chaudhary et al. (2015)).

c. Enjeux de protection et de réhabilitation

Les mangroves continuent à être détruites à des taux annuels alarmants de 1 à 2% (Duke et al. 2007; Valiela et al. 2001). Au-delà de l'aspect très médiatisé des superficies de forêts perdues, se cache également le problème de l'extinction d'espèces sur le devenir des mangroves. Le risque de déstabilisation de l'ensemble de l'écosystème est grand (Polidoro et al. 2010). D'après ces derniers auteurs, 16% des espèces de paléotiviers pourraient faire partie de la liste rouge de l'IUCN. Sept espèces comme *Heritiera fomes* se développant en limites amont et sujettes directement à l'extension des

activités agricoles et trois présentes en aval, comme *Aegiceras floridum*, en déclin probablement suite à l'expansion de l'aquaculture et des bouleversements hydrologique de la zone côtière. La montée du niveau des océans (p. ex. Sasmito et al. (2016) ; Ellison (2015)) et l'augmentation de l'intensité et de la fréquence de tempêtes (Ellison 2012; Primavera et al. 2016) accentuent les inquiétudes sur la transformation des écosystèmes de mangroves.

Des projets pour réintroduire des mangroves sont financés depuis la fin des années 1990, suite au déclin de l'aquaculture extensive (Stevenson 1997). Comme rappelé par Stevenson et al. (1999), l'enjeu était crucial pour limiter la paupérisation et la dégradation de l'environnement côtier: '*disused shrimp ponds would still remain, as would still the poverty and the ecological problems they create*'. Il est vraiment important de noter que, dès le début des années 2000, les chercheurs avaient soulevé le peu de 'bon sens écologique' et 'valorisation économique' des programmes de plantations à large échelle (Erftemeijer and Lewis 2000). Pire, le danger de continuer à transformer le fonctionnement naturel des régions côtières avait déjà été soulevé (Figure 2). Les bases pour bien 'réhabiliter' ou 'restaurer' une région de mangroves ont été pourtant clairement présentées (Field 1999; Lewis 2000), réaffirmées (Lewis 2005), testées avec succès (Lewis et al. 2006).



Figure 2: Plantations extensives à *Rhizophora*, Delta de la Mahakam, Kalimantan East, Indonésie. A gauche, on distingue des houppiers émergeant d'une couleur plus claire suggérant des arbres d'une autre espèce et une régénération naturelle (Photographie: C. Proisy).

A ce stade, il est bon de repréciser les définitions de réhabilitation et restauration utilisées dans la littérature. En accord avec les derniers auteurs cités, le terme 'réhabilitation' désigne toute activité

(restauration inclus) qui vise à remettre à un système dégradé dans une position plus stable. Le terme 'restauration' est utilisé pour parler des activités visant à remettre un système dans des conditions préexistantes (pas forcément intactes de toutes perturbations humaines). Ceci dit, Jim Enright, responsable de l'ONG 'Mangrove Action Project' (MAP) en Asie qui applique avec succès localement les recommandations formulées par Lewis (2005), convient tout à fait sur la difficulté à 'restaurer dans des conditions initiales' alors que le fonctionnement avant perturbation reste dans la plupart des cas méconnu. Nous sommes aussi d'accord sur le danger à utiliser le terme 'restauration' qui sous-estime fortement le temps nécessaire au système pour recouvrer son fonctionnement initial qui s'étendrait non pas sur quelques années mais plutôt sur plusieurs décennies.

La restauration des mangroves n'est donc pas facile et immédiate. Malheureusement, il faut reconnaître que le mot 'restauration' est utilisé à très mauvais escient pour parler de programmes de plantations ou reboisement de palétuviers, qui n'ont rien à voir avec la réhabilitation de fonctions écosystémiques (Asaeda et al. 2016; Erftemeijer and Lewis 2000). Des compromis peuvent être cependant trouvés et des aménagements tentés pour améliorer la durabilité des pratiques aquacoles qui pourraient bénéficier des services rendus par la végétalisation des bassins (van Oudenhoven et al. 2015b). Ceci dit, des moyens de suivi des progrès réalisés dans l'évitement de la perte de mangroves doivent être mis en œuvre (Friess et al. 2016) comme la détection précoce de problèmes environnementaux dans le développement des mangroves réhabilitées (Lewis et al. 2016).

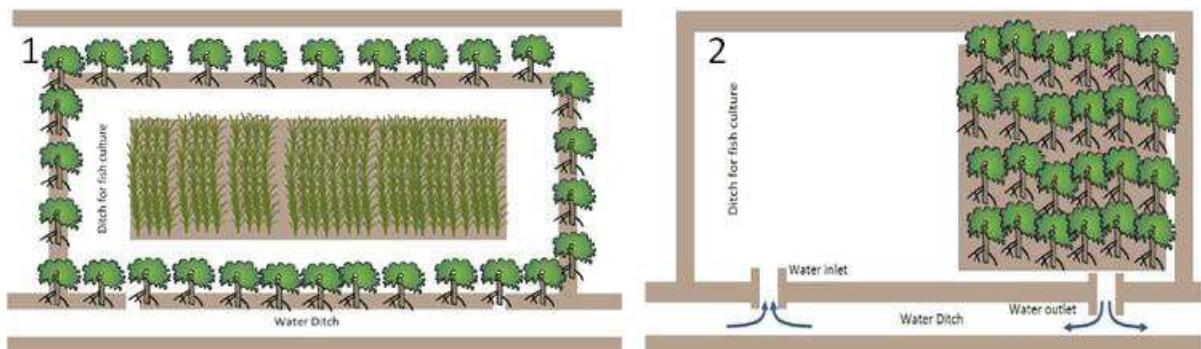


Figure 3: Deux schémas d'aménagement de bassins aquacoles tentant d'intégrer des services écosystémiques produits par les mangroves. A gauche, un élevage de poissons et une culture de riz entouré par un talus végétalisé de palétuviers. A droite, une aire de mangroves en contact direct avec un élevage de poissons/crevettes et permettent une amélioration des eaux rejetées par le bassin.

d. Notions de gestion côtière intégrée

Les notions relatives à la gestion côtière intégrée (Integrated Coastal Zone Management, ICZM en anglais) ont été introduites dès le début des années 1990 par Clark (1992). La gestion côtière intégrée

est présentée comme une opportunité pour orienter les politiques et développer des stratégies de gestion pour résoudre les conflits sur l'usage des ressources tout en contrôlant les impacts des activités anthropiques sur l'environnement. Elle doit fournir une base institutionnelle et légale construite de manière collégiale permettant le développement des secteurs d'activités dans le cadre général défini. Enfin, les programmes de gestion côtière doivent aussi mettre en œuvre le maintien des habitats côtiers, des espèces natives et du suivi des actions menées.

Les points forts et faiblesses de différents projets de gestion côtière menés en Indonésie ont été analysés par White et al. (2005) au travers la description de différentes composantes fortement dépendantes les unes des autres (Figure 4). L'évaluation de la durabilité des plans de gestion sous différents angles prend nécessairement du temps (Pollnac and Pomeroy (2005)). L'implémentation du plan de gestion est souvent entravé par le cadre légal qui n'a pas su évoluer assez vite, explique Patlis (2005). Par ailleurs, il faut arriver à combiner un sens pratique de terrain, des recherches interdisciplinaires et un suivi continu de paramètres socio-économiques, de facteurs écologiques qui pourraient influencer la durabilité à long terme du plan de gestion mis au point (Christie et al. 2005). C'est le cadre de travail de l'application «Mangrove & Integrated Coastal Zone Management» développée dans le projet INDES0 et présentée dans la section suivante.

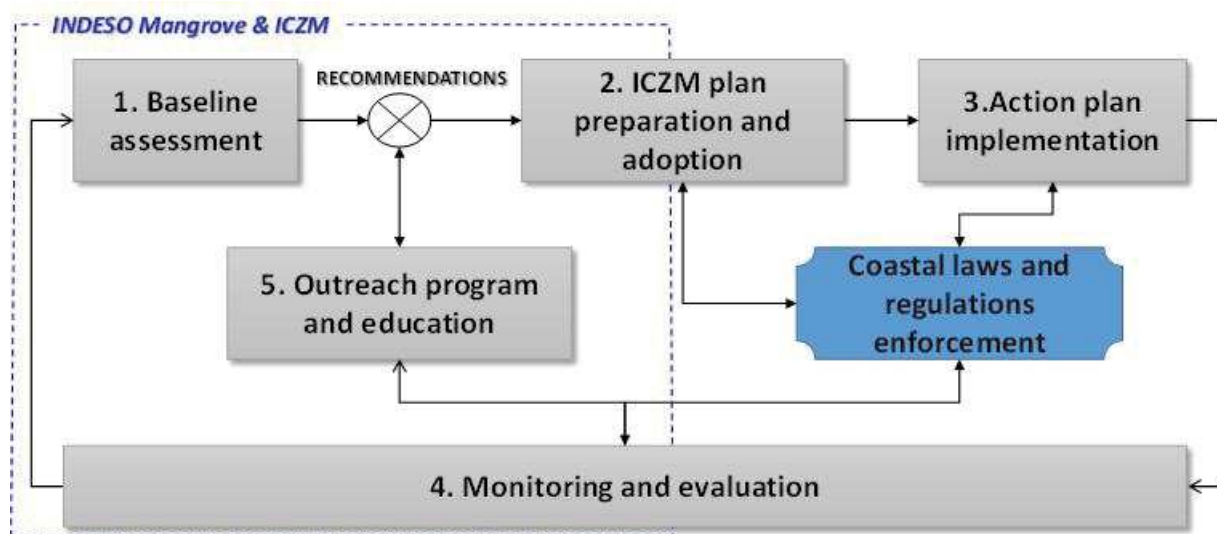


Figure 4: Mise en œuvre d'un plan de gestion côtière intégrée (ICZM). Schéma inspiré des figures 1 de Dale et al. (2014) et de White et al. (2005).

1.2 Le cas de l'Indonésie

a. Statut des mangroves indonésiennes

La majorité des mangroves indonésiennes ne disposant pas de statut de protection, un tiers de la superficie estimée autour de 42 000 km² dans les années 80 (Choong et al. 1990) des mangroves

indonésiennes a disparu. En 2000, d'après Giri et al. (2011), il ne restait plus que 31 000 km². L'Indonésie a largement converti ses mangroves pour faire de l'aquaculture. La pression demeure proportionnelle à la faible durabilité des pratiques aquacoles toujours en quête de nouvelles surfaces à défricher (Ilman et al. 2016). D'après ces derniers auteurs, les prévisions dans les vingt prochaines années ne sont pas rassurantes (Figure 5) avec une perte envisagée de 600 000 hectares qui pourrait être réduite à 23 000 hectares si les pratiques d'aquaculture devenaient plus durables et l'extension des plantations de palmiers à huile continue.

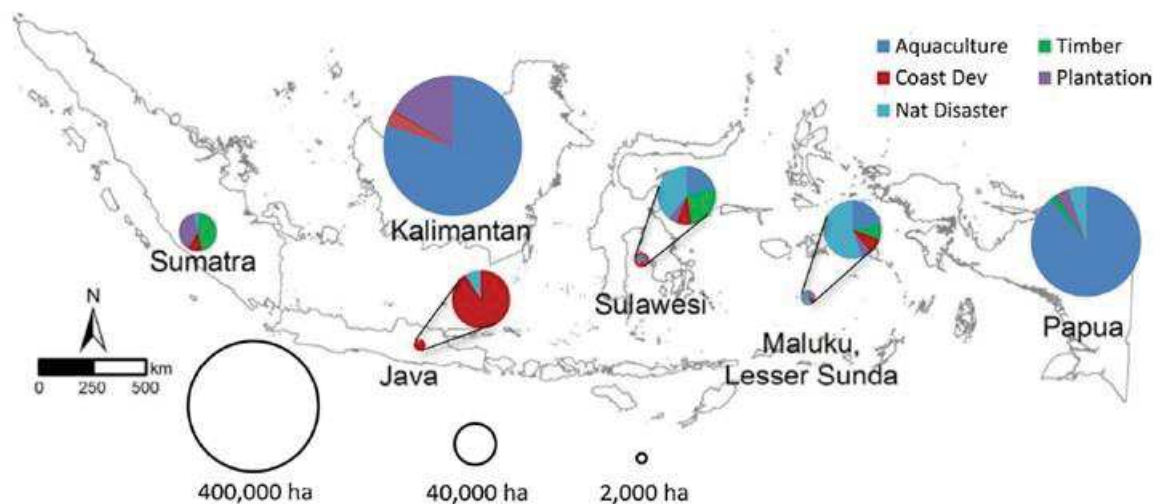


Figure 5: Prévisions de conversion des surfaces de mangroves pour les vingt prochaines années dans 6 régions indonésiennes, d'après Ilman et al. (2016).

b. Contexte environnemental

L'Indonésie est un archipel constitué de plus 17000 îles où la circulation des masses d'eau de l'Océan Pacifique dans l'Océan Indien (Gordon 2005) est extrêmement complexe à modéliser (Tranchant et al. 2015). Par ailleurs, l'archipel indonésien se situe en plein cœur de la région biogéographique considérée comme un 'point chaud' pour le maintien de la biodiversité des mangroves dans le monde (Polidoro et al. 2010).

L'identification des mécanismes de maintien de la biodiversité des mangroves dans l'archipel pourrait aider le gouvernement indonésien à définir de nouvelles aires marines protégées et à mieux gérer ses côtes (Huffard et al. 2012). Ceci dit, un message scientifique encore important à faire passer est que chaque région côtière a sa propre histoire socio-économique et les écosystèmes qui s'y développent sont différents de leurs voisins. Le fonctionnement des mangroves dans estuaires et deltas vaseux n'est pas identique à celui des mangroves se développant derrière des récifs coralliens. Pour le gouvernement indonésien, il y a donc un enjeu à disposer de capacités (ressources humaines, données,

méthodes), de connaissances et de suivi de l'état des mangroves à fine échelle pour consolider les plans de gestion côtière à implémenter dans cet éventail de situations côtières.

c. Le projet INDESO

Le travail de thèse présenté dans ce manuscrit a été financé par le projet INDESO (Infrastructure Development for Space Oceanography. <http://www.indeso.web.id>). Ce dernier vise à développer et fournir les moyens et les méthodes nécessaires pour une meilleure gestion des ressources marines et côtières en Indonésie. Le principal du financement est obtenu grâce à un prêt de 30 millions US\$ accordé par l'Agence Française pour le Développement (AFD) au profit du Ministère indonésien des Pêches et des Affaires Maritimes (KKP). La durée du projet est de 4 ans entre 2013 et 2017. Le projet repose sur un partenariat franco-indonésien dont la coordination est assurée par le Département de la Recherche et du Développement pour les ressources halieutiques et marines (Balitbang KP; <http://www.balitbangkp.kkp.go.id>) sous tutelle du KKP et la société toulousaine '*Collecte Localisation Satellite*' (CLS; <https://www.cls.fr>), filiale du CNES, de l'IFREMER et de la société d'investissement ARDIAN. Cette société est un opérateur de systèmes satellitaires qui fournit des produits et des services issus de l'analyse de signaux satellitaires pour la localisation, la surveillance environnementale, la gestion durable des ressources marines ou la sécurité maritime. Pour réaliser le projet INDESO, CLS a fait appel à des partenaires scientifiques comme l'IRD (UMR AMAP et ENTROPIE), l'IFREMER ou le CEVA.

Dans le cadre du projet INDESO, des bâtiments ont été construits, des infrastructures et des équipements (création d'un centre de réception satellitaire sur Bali) ont été fournis, de nombreuses images satellitaires ont été achetées ou acquises directement par la station INDESO installée (télédétection radar essentiellement), un modèle de circulation océanique a été calibré (Tranchant et al. 2015). Par ailleurs sept applications (ou projets pilotes) concernant sept thématiques différentes devant démontrer la faisabilité d'un suivi et d'une gestion durable des ressources marines et côtières en Indonésie ont été mise en œuvre.

Parmi ces projets pilotes, deux concernent la pêche dans les eaux indonésiennes avec un travail sur la détection de la pêche illégale et un second sur la gestion des ressources marines (Figure 6), deux autres applications concernant l'aquaculture (crevetticulture et culture d'algues), et les trois dernières sont dédiées à la protection de l'environnement via le suivi et la détection de pollutions dues aux hydrocarbures ou l'étude des récifs coralliens et des mangroves.

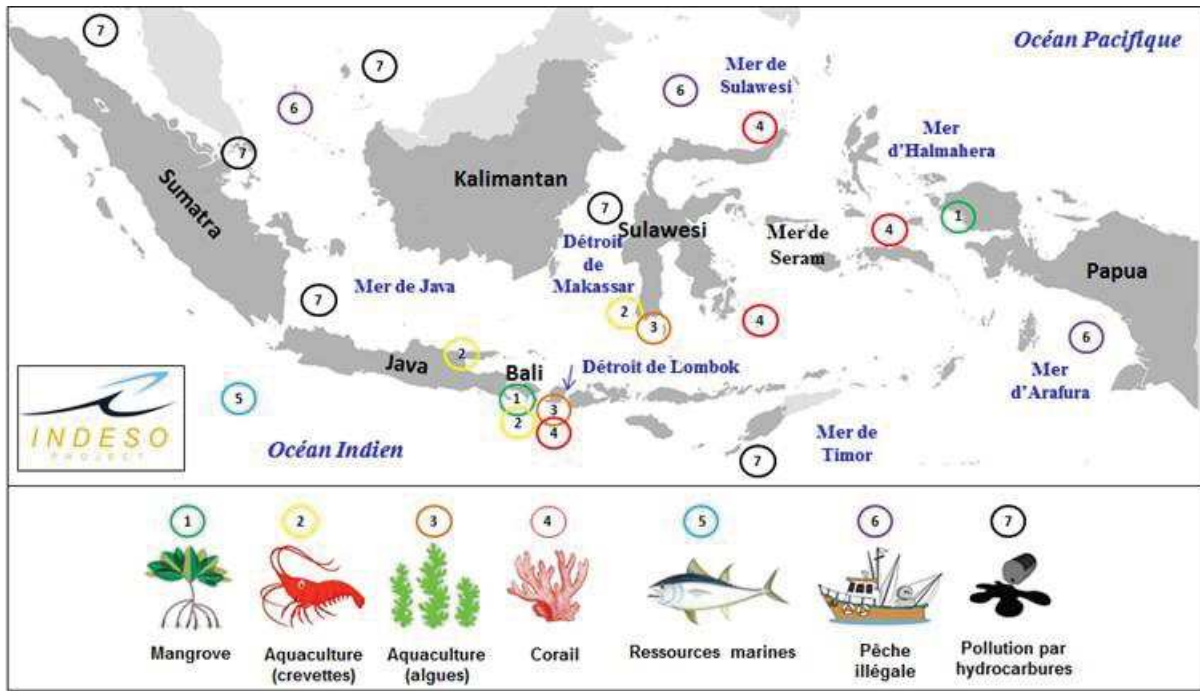


Figure 6: Positionnement géographique des régions d'étude dans lesquelles les différentes applications du projet INDES0 se développent.

Dans le périmètre de chacune de ces applications, le projet INDES0 a financé des bourses de thèse pour des ingénieurs du Balitbang KP (BKP). Les thèses des doctorants indonésiens préalablement sélectionnées se sont effectuées en France avec inscription dans l'Université de rattachement des équipes scientifiques en charge de la conduite des travaux de l'application.

1.3 L'application 'Mangrove et Gestion Côtière Intégrée'

a. Objectifs

L'application 'Mangrove & Gestion Côtière Intégrée' se focalise sur l'analyse des changements ayant eu lieu dans les mangroves de différentes régions de manière à avoir une base de travail pour mieux orienter des plans de gestion côtière intégrée. Pour cela, des données de terrain ont été collectées et des images de télédétection sont utilisées. Le pari a été fait que l'utilisation d'images satellitaires acquises dans le domaine optique et à très haute résolution spatiale (THRS) pouvait informer sur l'état des mangroves (extension, différenciation de systèmes plantés par rapport à des forêts naturelles non plantées, zonations dominées par une ou deux espèces en canopée) et leur évolution (expansion, dates de plantation, mortalité, dégradation/coupe) depuis 2001.

b. Sites pilotes

Quatre sites ont été sélectionnés (Figure 7) collégalement au démarrage du projet, d'une part, pour les caractéristiques des forêts de mangroves qui s'y développent, d'autre part, pour la disponibilité de séries d'images satellitaires THRS depuis 2001 (année des premières images du satellite IKONOS). Une recherche d'images d'archive avait donc été faite sur beaucoup de régions au préalable à cette sélection.

Trois sites se situent sur Bali. Ils incluent les mangroves situées dans le parc national du Bali Barat (Bali Ouest), dans l'estuaire du Perancak (Bali Sud-Ouest) et sur l'île de Nusa Lembongan (Bali Est). Le quatrième site se situe dans la province de Papoua Ouest, au cœur de la région d'Inanwatan.

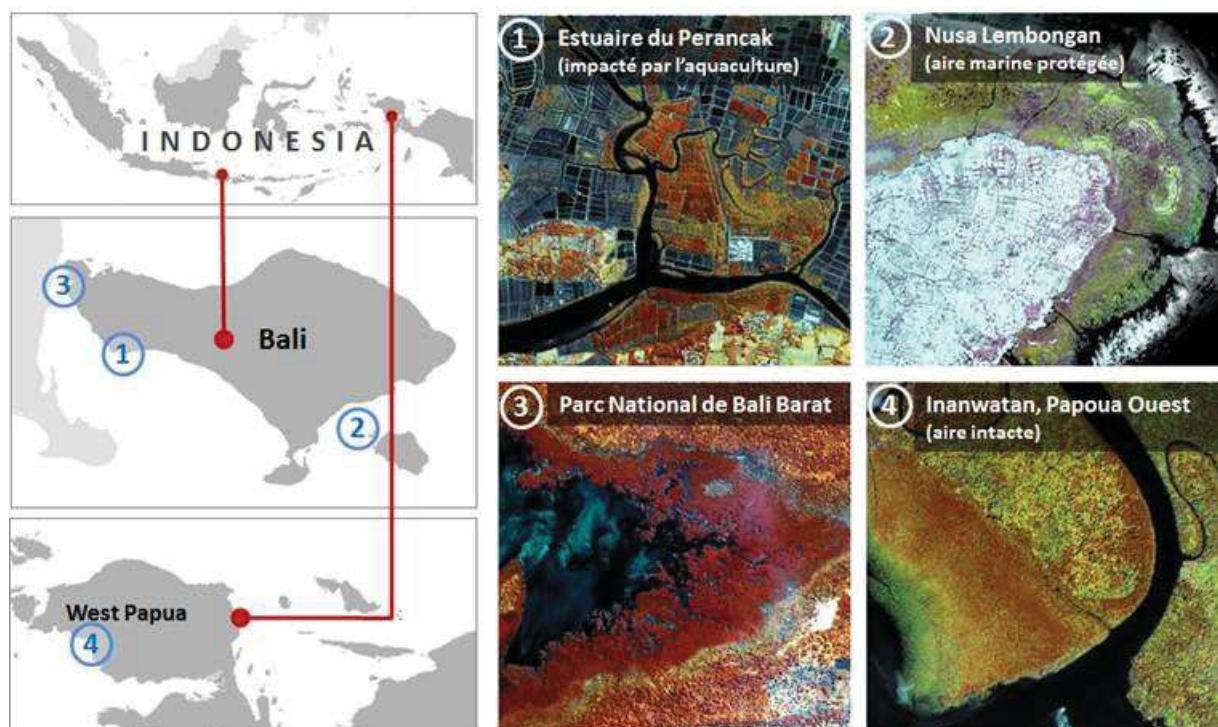


Figure 7: Localisation des régions étudiées dans l'application 'Mangrove et Gestion Côtière Intégrée' et extrait d'image satellitaire De 2 km x 2 km.

L'ensemble des sites fournit un panel intéressant de situations côtières (Figure 8) allant des côtes de la Papoua Ouest, protégées par l'éloignement mais, à notre connaissance sans statut de protection jusqu'à l'estuaire du Perancak converti depuis plusieurs décennies par la transformation en bassins de crevettes et poissons. Les mangroves de Nusa Lembongan et du Parc National de Bali Barat sont sous statut de Parc National.

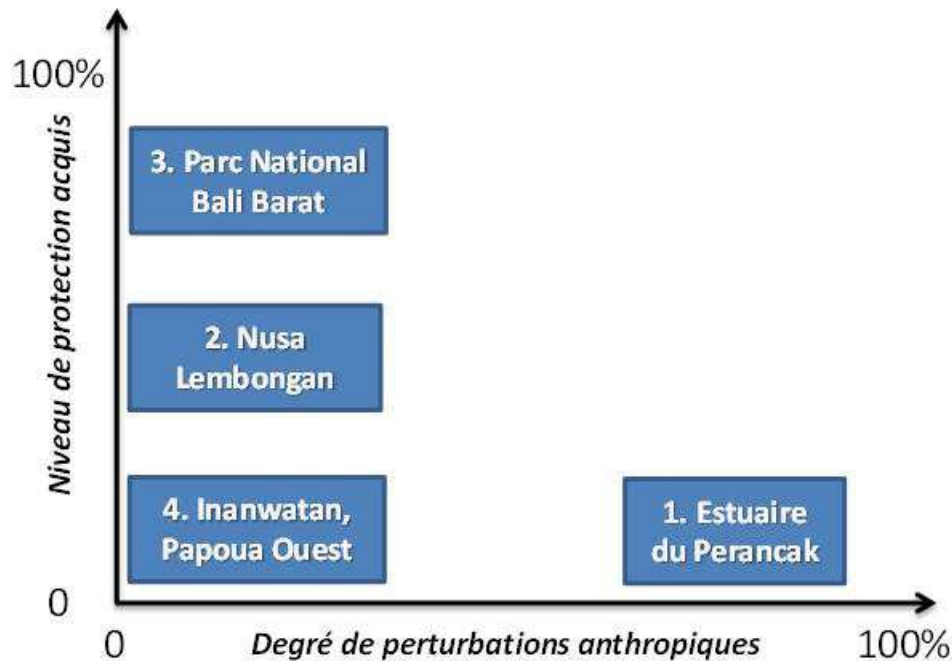


Figure 8: Classement illustratif des régions de mangroves étudiées dans le projet INDESO en termes de niveaux de protection versus degré de perturbation.

c. Potentiel de l'imagerie satellitaire THRS

Chaque région de mangrove a sa propre histoire. Les informations collectées sur le terrain restent aussi bien nécessaires qu'insuffisantes à l'établissement de bilans spatialisés permettant d'évaluer 1) l'ampleur et d'identifier la nature des perturbations affectant une région donnée de mangroves et 2) l'efficacité de plans de gestion ou de protection des écosystèmes ou de la durabilité des pratiques mises en place. L'emploi d'images de télédétection spatiale peut permettre d'apporter un certain nombre d'informations pertinentes pour mieux gérer les côtes à mangroves. Comme cet objectif requiert de pouvoir cartographier à fine échelle différentes caractéristiques de canopée de mangroves, y compris la distinction entre espèces, les images satellitaires optique à très haute résolution spatiale (THRS) sont à privilégier (Alexandris et al. 2013; Dutrieux et al. 2014; Kuenzer et al. 2011) plutôt que des images de télédétection optique à moyenne résolution spatiale (Figure 9). Ces dernières permettent toutefois de fournir des évaluations de changements d'occupation des sols dans les grandes régions côtières comme le delta de la Mahakam (Jia et al. 2015; Koedsin and Vaiphasa 2013; Rahman et al. 2013). Par ailleurs, comme ces images à moyenne résolution spatiale sont disponibles depuis les années 80, il est toujours intéressant de consulter ces archives pour obtenir une vision même approximative de l'état de la région de mangrove durant la période de pleine expansion de l'aquaculture.

Il faut noter les initiatives structurantes françaises comme le pôle THEIA qui vise à faciliter l'usage des images satellitaires pour l'observation des surfaces continentales (<https://www.theia-land.fr>) ou le projet EQUIPEX GEOSUD (<http://ids.equipex-geosud.fr/>) qui permet d'obtenir gratuitement (si le projet est retenu) des images de télédétection THRS.

La télédétection optique satellitaire à THRS, c'est à dire proposant des images dont la taille des pixels est au plus de 4 mètres, a débuté en 2001 avec la mise en orbite du satellite IKONOS. De nombreuses régions littorales, qui jusqu'à présent n'avaient pas encore fait l'objet de survol aérien photographique à très haute résolution spatiale, se voient observées à fine échelle depuis l'espace. Il y a donc un flux d'informations potentiellement intéressantes à exploiter pour chaque région de mangrove imagée. Pour acquérir des images IKONOS (IKO), QUICKBIRD (QBD), GEOEYE (GEO) ou WORLDVIEW1/2/3 (WV1/2/3), il faut compter entre 14 et 23 US\$/km² pour une image panchromatique et entre 17 et 29US\$/km² supplémentaire pour obtenir les images multi-spectrales associées (4 bandes pour IKO, QBD, GEO et WV1/2 à 8 bandes pour WV3). Le minimum de superficie à partir de laquelle une commande est enregistrée est de 25 km². Ce coût devient d'autant plus abordable que la plus-value d'informations obtenue de l'analyse de ces images THRS pour la gestion des côtes à mangroves est importante.

Pour exploiter le potentiel d'information porté par les images THRS, beaucoup de méthodes sophistiquées ont été développées. Certains utilisent la texture des images pour distinguer les différents faciès de mangroves avant d'estimer des biomasses aériennes de peuplements forestiers (Proisy et al. 2007), des méthodes de classification-objet (p. ex. Kamal and Phinn (2011)) ou des approches combinant signatures texturales et spectrales (p. ex. (Wang et al. 2016) pour cartographier des espèces. Ceci dit, la robustesse de la plupart des méthodes ainsi développées mériterait d'être testée sur des séries temporelles d'images. Il y a un enjeu à disposer de méthodes reproductibles pour mettre en œuvre un plan de gestion côtière et suivre les changements. De plus, il ne faut pas sous-estimer l'influence des géométries d'acquisition des images (forcément différentes d'une image à l'autre) sur la robustesse des résultats obtenus notamment pour caractériser des milieux aussi changeants que les régions de mangroves.

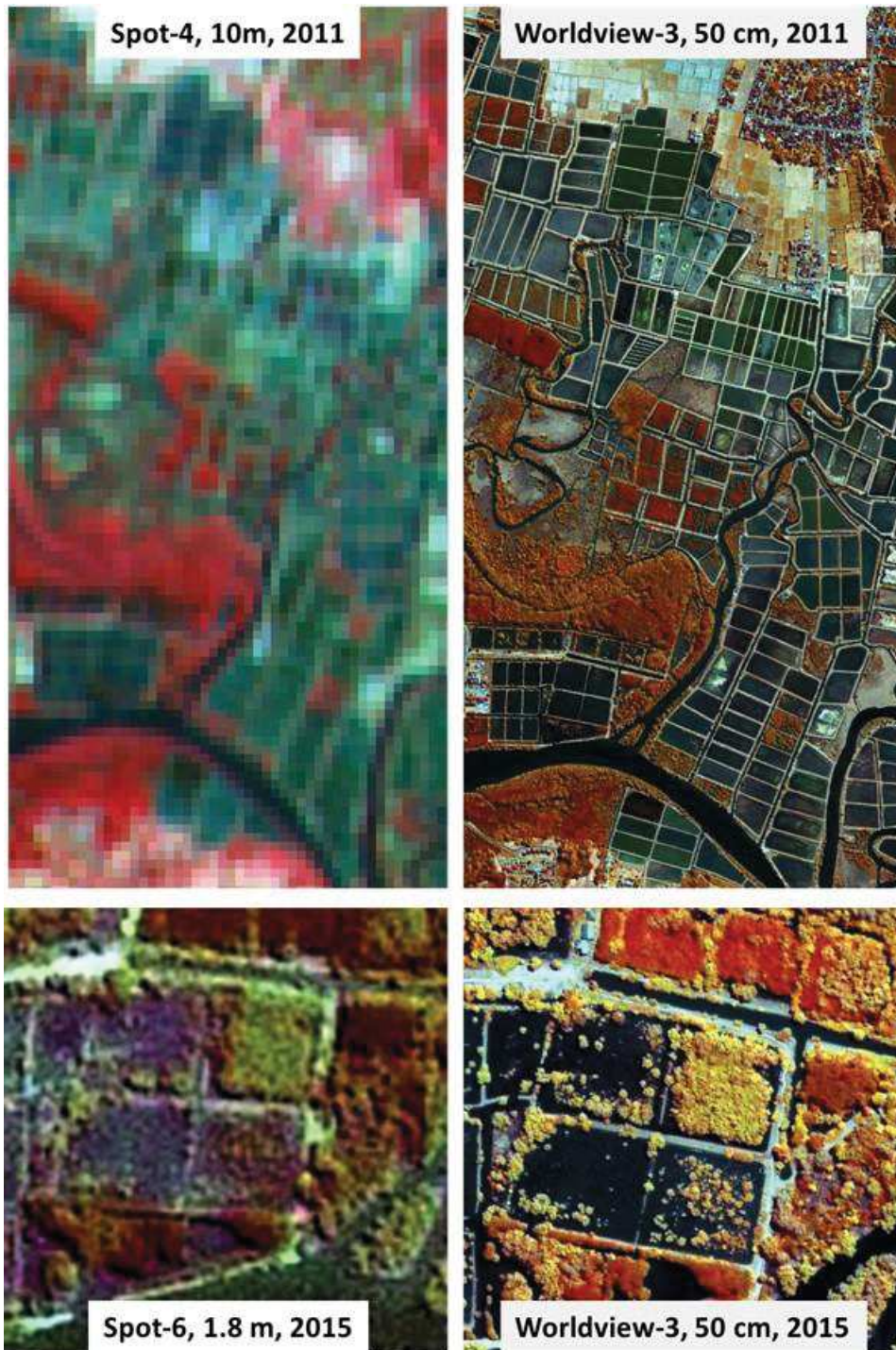


Figure 9: Comparaison visuelle de l'apport des différentes résolutions spatiales à partir d'images multi-spectrales fusionnées sur le canal panchromatique acquises sur l'estuaire du Perancak, Bali. Le satellite, la taille des pixels et l'année d'acquisition sont donnés en haut de chaque extrait de 1000 m x 2000 pour 2011 et de 250 m x 250 m pour 2015.

1.4 Mon travail de thèse

a. Objectifs et démarche

C'est dans ce contexte méthodologique et thématique qu'a été développé mon travail de thèse. Deux objectifs de recherche ont focalisé mon attention. Le premier vise à rendre compte, d'une part, de la variabilité des habitats forestiers (plantations vs. forêts naturelles, zonations de peuplements forestiers) et, d'autre part, des changements ayant eu lieu depuis une quinzaine d'années dans les mangroves. Ces informations sont cruciales or l'historique de conversion, les pratiques de plantations et la diversité des habitats sont presque inexistantes (ou restent peu accessibles) sur la plupart des régions de mangrove. Il faut souvent partir de zéro.

Le second objectif vise à proposer des recommandations pour aider à gérer durablement les côtes à mangroves en Indonésie. Sur la base du bilan issu de l'analyse des changements dans les mangroves depuis 2001, les tendances observées doivent permettre de statuer sur, par exemple, l'adéquation de niveaux de protection (conservation des surfaces occupées par les mangroves naturelles), des capacités de régénération naturelle (apparition de nouvelle mangrove) et la durabilité et l'intérêt des plantations.

Ma démarche repose sur l'emploi de séries temporelles d'images satellitaires à très haute résolution spatiale (THRS), c'est-à-dire présentant des tailles de pixel allant de 50 cm à 1 m en mode panchromatique et de 1 à 4m en mode multi-spectral. Grâce à la collecte de données de terrain en 2014, j'ai pu interpréter visuellement et développer une méthodologie simple d'analyse des séries d'images THRS acquises sur deux sites d'étude correspondant à des régions côtières assez proches géographiquement (sur Bali), mais présentant des environnements côtiers complètement différents. Mon premier site d'étude est un estuaire presque fermé largement converti par l'aquaculture alors que mon second site d'étude se situe dans une région de mangrove située dans une aire marine protégée derrière un récif corallien sur une île proche du détroit de Lombok. Dans l'étude du site impacté par l'aquaculture, je me suis appuyée sur de nombreux échanges et des données partagées avec l'équipe IFREMER en charge de l'application 'Aquaculture' dans le projet INDESO pour faire un état des lieux des mangroves, expliquer et interpréter les tendances d'évolution observées avant de proposer et de s'accorder de manière collégiale sur un éventail de recommandations pour une meilleure gestion des zones côtières.

b. Organisation du manuscrit

A la suite de ce chapitre introductif, le manuscrit se décompose en 3 chapitres. Le chapitre II intitulé 'Matériels et Méthodes' présente les deux régions d'étude, les données de terrain recueillies, les

images de télédétection utilisées et l'ensemble des méthodes utilisées ou développées. Le chapitre III intitulé 'Application à l'étude des régions de mangroves perturbées par l'aquaculture' présente les résultats obtenus de l'analyse temporelle à très haute résolution spatiale menée sur le site pilote de Perancak. Le chapitre IV intitulé 'Application à l'étude des régions de mangroves protégées' rassemble les résultats obtenus pour cartographier les zonations de mangroves sur le site pilote de Nusa Lembongan. Le dernier chapitre propose un bilan des aspects méthodologiques mis en œuvre ainsi qu'une synthèse des résultats obtenus dans la perspective d'une gestion durable des côtes indonésiennes. Nous discutons enfin de la nécessité de créer des observatoires des mangroves en proposant et d'un plan de suivi couplant mesures de terrain et observations satellitaire à très haute résolution spatiale.

c. Liste des publications issues de la thèse

Mon travail a donné lieu à la rédaction de 2 articles à comité de lecture dans des revues internationales. J'y aborde les deux aspects importants de ma thèse décrits, respectivement, dans les chapitres III et IV. Le 1^{er} article, pour lequel je suis le premier auteur, sera soumis courant octobre au journal 'Marine Pollution Bulletin Management' dans un numéro spécial dédié au projet INDES0. Le 2^e article, dans lequel je suis coauteur, est paru cette année dans la revue *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*.

J'ai également publié 2 communications IEEE avec comité de lecture et référencées dans le Web Of Science. Je suis auteur d'une des deux (et coauteur de la seconde). Mon travail a également servi à la réalisation de 4 communications orales dans des conférences internationales. En annexes de ce manuscrit, je donne le contenu complet des 4 premières publications citées et le résumé des 3 dernières.

1. Viennois, G., Proisy, C., Féret, J.-B., Prospero, J., Sidik, F., Suhardjono, **Rahmania, R.**, Longépé, N., Germain, O., & Gaspar, P. (2016). Multitemporal analysis of high spatial resolution satellite imagery for mangrove species mapping, Bali, Indonesia *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 9(8): 3680 – 3686.
2. Viennois, G., Proisy, C., **Rahmania, R.**, Andayani, A., Subki, B., Suhardjono, Féret, J.-B., Prospero, J., Sidik, F., Widagti, N., Germain, O., & Gaspar, P. (2015). Temporal stability of mangrove multispectral signatures at fine scales: Stability of mangrove multispectral signatures. In, *8th International Workshop on the Analysis of Multitemporal Remote Sensing Images, 2015* (pp. 1-4)
3. **Rahmania, R.**, Proisy, C., Viennois, G., Andayani, A., Subki, B., Farhan, A.R., Gusmawati, N.F., Lemonnier, H., Germain, O., Gaspar, P., Prospero, J., Sidik, F., Widagti, N., & Suhardjono (2015).

13 Years of changes in the extent and physiognomy of mangroves after shrimp farming abandonment, Bali. In, *8th International Workshop on the Analysis of Multitemporal Remote Sensing Images, 2015* (pp. 1-4)

4. Sidik, F., Proisy, C., **Rahmania, R.**, Viennois, G., Andayani, A., Lovelock, C., Prospero, J., Suhardjono, Widagti, N., Subki, B., & Gaspar, P. (2015). Mangrove restoration in abandoned ponds: natural recruitment vs. replanting. In Elsevier (Ed.), *ECSA 55: Unbounded Boundaries and Shifting Baselines 2015*. London, 6-9 Sep. 2015
5. Sidik, F., Proisy, C., **Rahmania, R.**, Prospero, J., Viennois, G., Prasetio, H., Widagti, N., Fahran, R., Subki, B., & Gaspar, P. (2015). Mangrove monitoring for mangrove conservation and adaptive management. In, *2nd CECAM Asia-Pacific Regional Symposium (CRS-2)*. Diliman, Philippines. 29-30 Jan. 2015. Invited conference.
6. Proisy, C., **Rahmania, R.**, Viennois, G., Andayani, A., Baudel, S., Fahran, R., Gusmawati, N., Germain, O., Lemonnier, H., Mbay, N., Nugraha, B., Prospero, J., Sidik, F., Subki, B., Suhardjono, Widagti, N., & Gaspar, P. (2014). Monitoring changes on mangroves coasts using high resolution satellite images. A case study in the Perancak estuary, Bali In, *12th Biennial Conference of Pan Ocean Remote Sensing Conference (PORSEC 2014)*, 4-7 Nov. 2014

Articles en préparation

1. **Rahmania, R.**, Proisy, C., Viennois, G., Andayani, A., Enright, J., Guitet, S. Gusmawati, N., Lemonnier, H., Olagoke, A., Prospero, J., Sidik, F., Soulard, B., Suhardjono, & Gaspar, P. (xxxx). Dismissing the unsustainable legacy of aquaculture. Baseline data for monitoring mangroves using high spatial resolution satellite images, Bali, Indonesia. *En préparation pour Marine Pollution Bulletin*.
2. Gusmawati, N., Lemonnier, H., Legendre, R., **Rahmania, R.**, Soulard, B., Proisy, C., Viennois, G. (xxxx). Dismissing the unsustainable legacy of aquaculture. Baseline data for monitoring shrimp farming using high spatial resolution satellite images, Bali, Indonesia. *En préparation pour Marine Pollution Bulletin*.



© C.Proisy, 2014, Nusa Lembongan, Bali, Indonesia

Chapitre 2 - Matériels et Méthodes

Dans ce chapitre, je présente mes deux sites d'étude, la collecte de données de terrain auxquelles j'ai participées, le traitement et les méthodes d'analyse d'images THRS qui m'ont permis d'obtenir les résultats présentés dans les chapitres III et IV.

2.1 Deux sites d'étude sur Bali

Des quatre sites sélectionnés pour l'application 'Mangrove et Gestion Côtière Intégrée', je me suis concentré sur les sites balinais de l'estuaire du Perancak et de Nusa Lembongan. D'une part, une bonne archive d'images THRS était disponible. D'autre part, la relative proximité des deux sites et le contraste de niveau de perturbations (aquaculture versus aire marine protégée) entre les deux régions nous apparaissaient des gages de faisabilité du travail de thèse.

a. L'estuaire du Perancak, aire perturbée par l'aquaculture

- *Contexte environnemental*

L'estuaire du Perancak est situé au Sud-Ouest de Bali ($8^{\circ}23'30''S$; $114^{\circ}37'E$) dans le district de Jembrana à 1 km au sud de la ville de Negara (Figure 10). Un talus haut de quelques dizaines de centimètres est visible dans beaucoup d'endroits. Il s'avère probablement suffisant pour délimiter une frontière à l'enneolement par les marées. C'est à l'extérieur de cette limite, que rizières, pâturages, plantations de palmiers et villages se sont développés. Dans son état actuel, l'estuaire s'étend sur un peu plus de 7 km² et est découpé par deux bras principaux de rivière prenant leur source dans les montagnes situées une dizaine de kilomètres au Nord. Ces deux bras se rejoignent au Sud-Ouest pour former un bras principal long de 2 kilomètres environ et se déversant dans l'océan indien par une embouchure peu profonde et large de moins de 220 mètres. Des bras secondaires parcourent l'estuaire et des canaux artificiels généralement assez rectilignes forment l'ensemble du réseau hydrologique. Enfin, au Sud de l'estuaire, une bande de terre pouvant atteindre 1 km de largeur sépare l'estuaire de l'océan. L'estuaire du Perancak reste donc protégé de l'action potentiellement érosive des houles et des courants océaniques.

L'estuaire repose sur une plate-forme alluviale ceinturée par des sols d'origine volcanique datant du Quaternaire (McTaggart 1989; Tanaka and Sunarta 1994). L'influence de la marée est clairement ressentie sur l'ensemble de l'estuaire mais reste de faible amplitude probablement inférieure à 1,50 m. Malheureusement, aucun marégraphe n'est installé dans l'estuaire. De même, aucune station météorologique ne permet d'évaluer le climat local. A titre indicatif, la saison des pluies culmine généralement entre Décembre et Février sur l'île de Bali (BPS 2015). Le reste du temps, le climat reste

sec et chaud. Des mesures ponctuelles de salinité des eaux de surface réalisées par ma collègue Niken Gusmawati, doctorante dans l'application 'crevetticulture' du projet INDESO, le long du cours d'eau principal suggèrent que la majorité des eaux de surface dans l'estuaire présente un niveau de salinité entre 30‰ et 33.9‰ avec des valeurs chutant à 1‰ en limite amont de l'estuaire à la fin de la saison des pluies. La salinité de la couche superficielle de sol sous mangroves est suivie dans plusieurs endroits par Dr. Frida Sidik (IMRO). Les valeurs mesurées oscillent entre 32‰ et 42‰ durant la saison sèche et entre 10‰ et 31‰ durant la saison humide. Même si l'estuaire est bien enclavé avec une étroite embouchure à son aval, l'influence de l'océan au travers la salinité est donc avérée et étendue sur la quasi-totalité de l'aire délimitée.

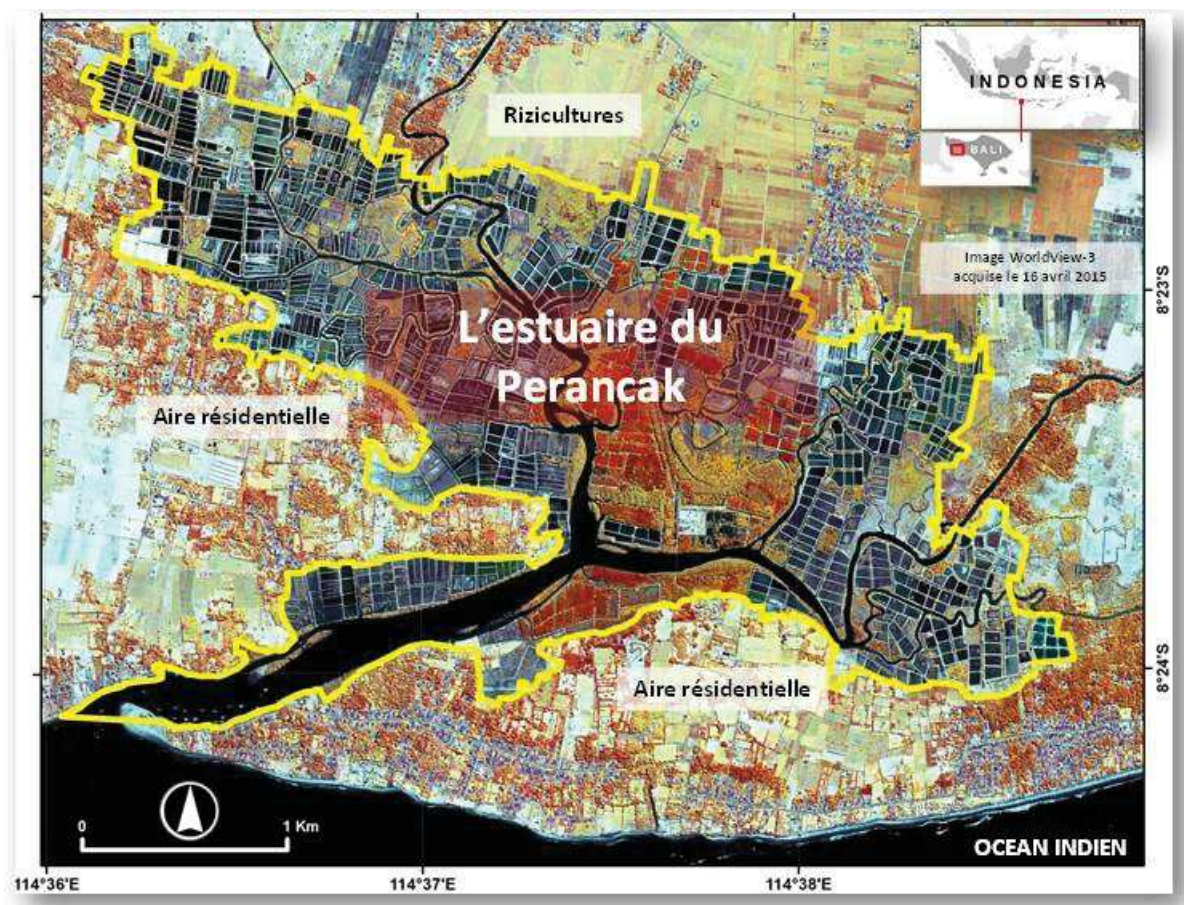


Figure 10: L'estuaire du Perancak délimité par le contour jaune correspondant à la limite d'influence des eaux saumâtres donc, probablement, à la limite d'expansion des mangroves et des champs d'aquaculture.

- *Contexte anthropique lié à l'aquaculture*

A l'heure actuelle, environ 37000 personnes vivent autour de l'estuaire dans 7 villages et 20% de cette population travaille dans des activités de pêche, tout secteur confondu, de la pêche au large à la pisciculture. Malgré des recherches auprès des services concernés, peu d'informations permettent de retracer l'historique de conversion des mangroves par l'aquaculture. L'image CORONA de 1965 (Figure

11) sur l'estuaire, bien que ne permettant pas de discriminer avec certitude la nature de la végétation estuarienne (les tons en gris foncé), indique clairement que des bassins aquacoles étaient déjà présents sur une ceinture séparant une partie Nord fortement boisée par des palétuviers ou des formations à *Nypa fruticans* et une partie Sud nettement moins boisée avec des zones de vase nue, peut être recouvertes de palétuviers arbustifs et des zones identifiées comme porteuses de palétuviers bien développés (les houppiers sont visibles). Cette image historique indique également une profonde transformation du réseau hydrologique, notamment dans la partie Nord-Ouest où les méandres des cours d'eau secondaires ont été rectifiés en chenaux rectilignes (cf. Figure 10). Toujours est-il qu'en 1965, l'expansion des champs d'aquaculture ne couvrait pas l'ensemble de l'estuaire. Les propos de plusieurs personnes (BKP, pêcheurs locaux) concordent pour dire que l'estuaire a été extensivement converti à la fin des années 70 et au début des années 80. Dans les années 90, suite à la perte de rentabilité des exploitations aquaculture, en partie due à l'expansion de maladies décimant les élevages de crevettes, beaucoup de bassins furent abandonnés.

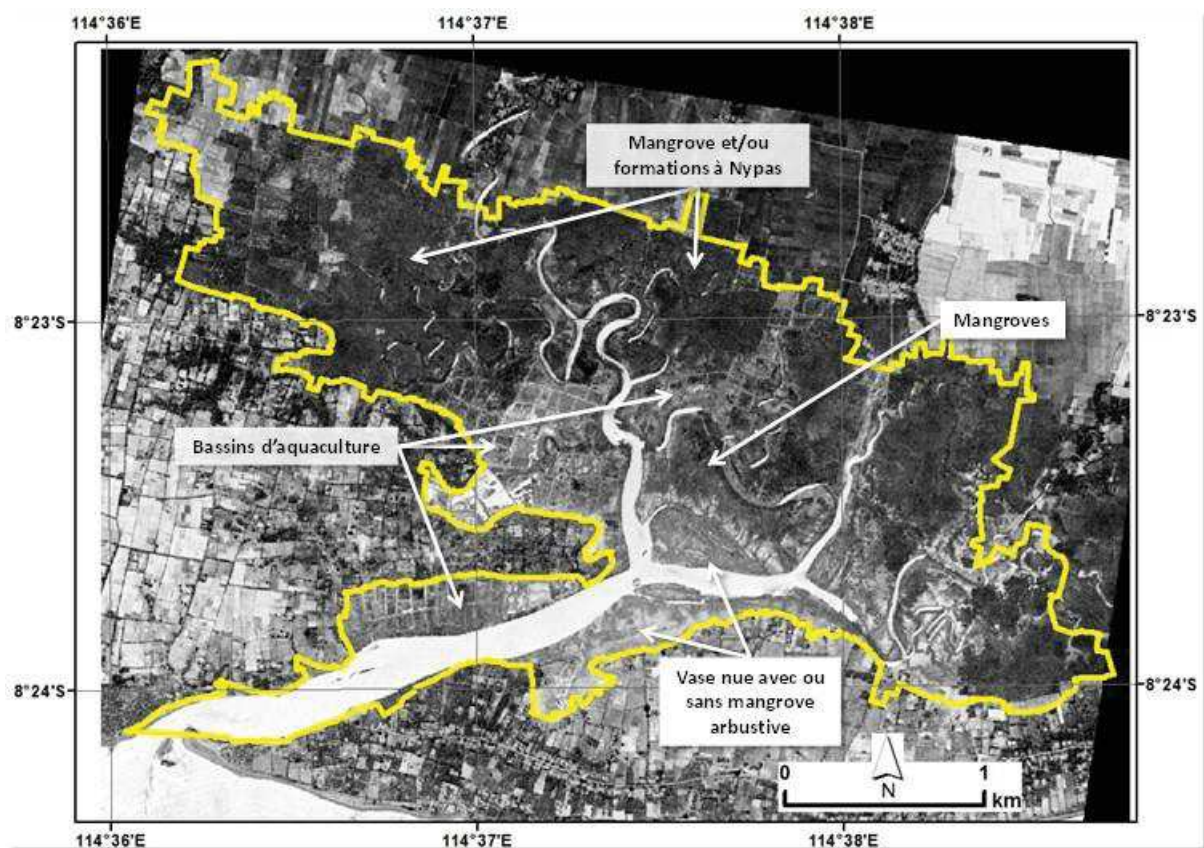


Figure 11: Image du satellite militaire CORONA acquise sur l'estuaire du Perancak en 1965, ©USGS. Le contour jaune indique le contour actuel de l'estuaire du Perancak.

La productivité de l'aquaculture en eaux saumâtres sur Bali correspond à moins de 0.1% de celle enregistrée sur l'ensemble de l'archipel Indonésien (Figure 12). Sur Bali, la variabilité de la productivité est importante et peut diminuer de plus de 50% en 4 ans (cf. l'année 2008 par rapport à l'année 2012).

La productivité de l'estuaire du Perancak a nettement diminué depuis 2009, atteint son niveau le plus bas en 2011 et stagne autour de 1000 tonnes de crevettes depuis 2012. Selon le ministère indonésien des pêches, le taux de production annuelle en Indonésie est de 63 tonnes/km² de champs d'aquaculture alors qu'en 2012, sur l'estuaire du Perancak, ce taux est descendu à 20 tonnes/km².

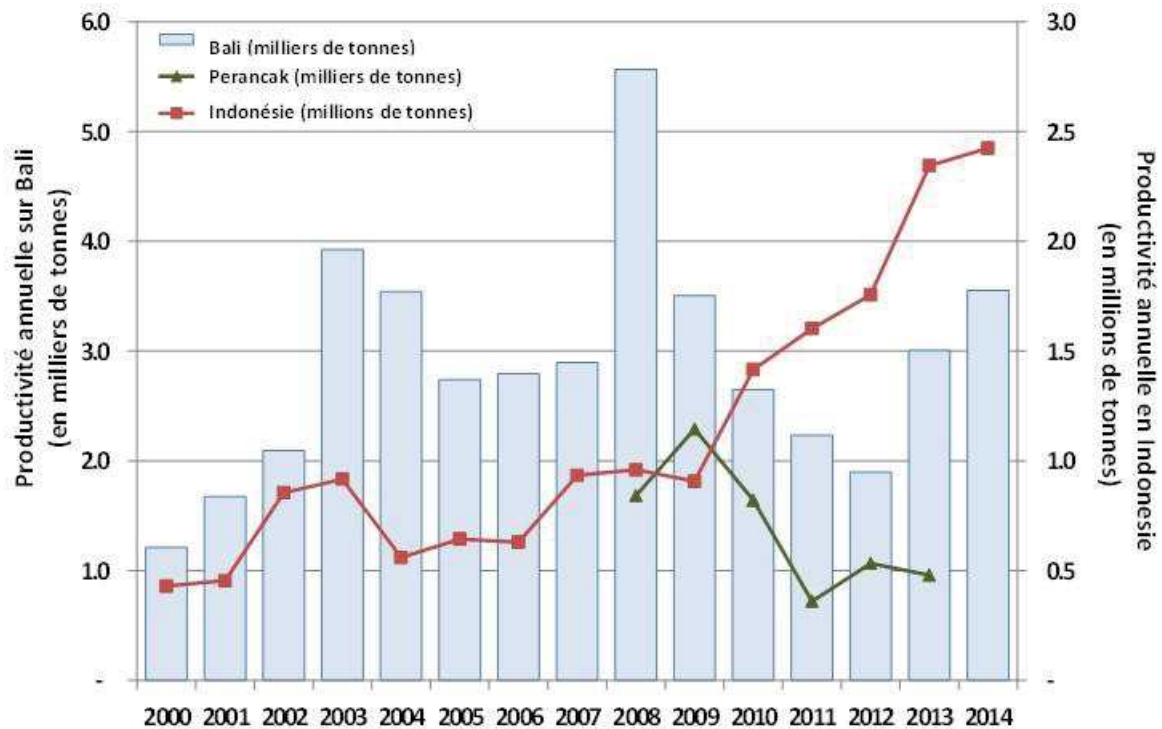


Figure 12: Productivités comparées de l'aquaculture en eaux saumâtres entre l'Indonésie, Bali et l'estuaire du Perancak. Source: <http://www.bps.go.id/linkTabelStatis/view/id/1706>

- *Enjeux pour la gestion côtière intégrée*

Depuis la perte de rentabilité des années 90, des initiatives pour végétaliser les bassins abandonnés sont apparues. D'après le personnel de l'IMRO, station marine dépendant du BKP et située au cœur de l'estuaire du Perancak, une des premières tentatives a probablement été celle de l'Agence Japonaise de Coopération Internationale (JICA) qui a planté quelques hectares de *Rhizophora* au centre de l'estuaire. Malheureusement, nous n'avons pas trouvé de rapport détaillant les tenants et aboutissants de l'expérience. A partir des années 2000, des propriétaires privés et des entreprises se sont également mis à planter des palétuviers. Malgré des enquêtes sur le terrain, les pratiques de plantation restent très floues et cela même pour les plantations réalisées à partir de 2007 pour 'compenser' l'extension de l'aéroport de Denpasar. Nous n'avons ni trouvé de cahier des charges de réalisation des plantations (par exemple, quelles espèces de palétuviers sont à privilégier pour l'estuaire et quelle nombre de plantules/ha), ni mention d'étude préalable des espèces natives et toujours présentes dans l'estuaire. Comme nous le verrons dans ce chapitre, il s'avère que ces plantations sont des cultures à *Rhizophora*

présentant des plants très serrés. Aucun plan de coupe pour utilisation du bois à une quelconque finalité n'a été mentionné. De même, à notre connaissance, aucun programme de suivi du développement de ces plantations parfois totalement ceinturées par des digues (donc déconnectés de l'hydrologie naturelle) ne semble avoir été réfléchi et entrepris.

En 2013, le gouvernement local du district de Jembrana a proposé de placer l'estuaire du Perancak dans une zone de conservation (Bupati Jembrana Decree No. 778/DKPK/2013). Une démarche collective de gestion intégrée de l'ensemble de la zone est entreprise en partie sous la coordination de l'ONG 'Conservation International'. Des cartes proposant et situant différents modes de gestion du territoire (Figure 13) sont débattues lors d'assemblées où se réunissent habitants, pêcheurs de l'estuaire et du côtier, cultivateurs et employés (riziculture, aquaculture, palmiers à huile), représentants du gouvernement local et national.

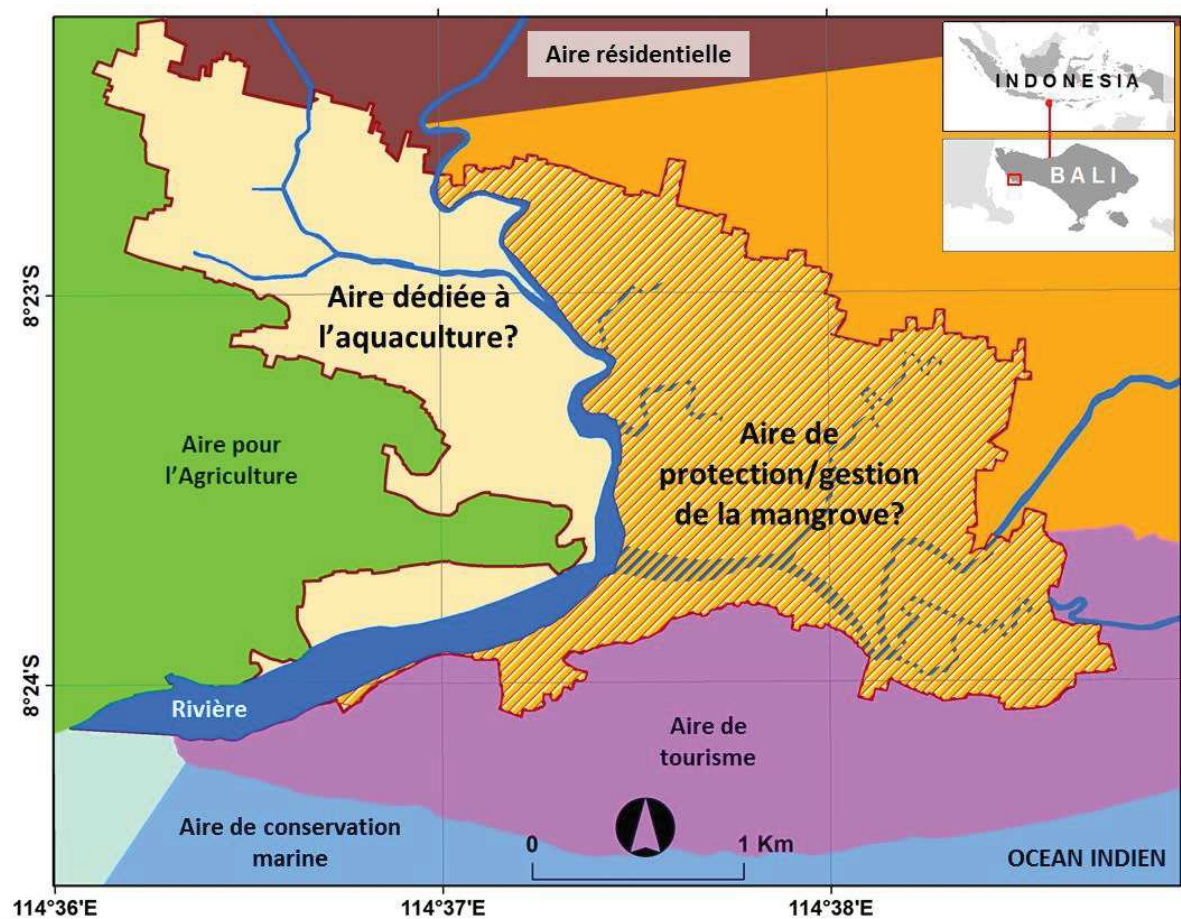


Figure 13: Carte de gestion côtière intégrée actuellement étudiée dans la région de l'estuaire du Perancak. Pour chaque aire, les objectifs et les activités à privilégier et leur mise en œuvre sont discutées lors d'assemblées multi-utilisateurs. Source: Décret de Bupati Jembrana no. 778/DKPK/2013

L'estuaire du Perancak s'avère donc, par l'ensemble des enjeux écologiques et socio-économiques qui le caractérisent, assez emblématique des régions côtières indonésiennes où l'aquaculture a bouleversé le fonctionnement écologique de la région, où les tentatives pour reboiser les zones jugées perdues

pour l'aquaculture devraient être évaluées et suivies afin de juger de leur durabilité et pertinence pour répondre aux objectifs des plans de gestion côtière.

b. Nusa Lembongan, aire marine protégée

- *Contexte environnemental*

L'île de Nusa Lembongan (Figure 14; 8.68°S and 115.45°E) est une des trois îles d'un l'archipel formé par l'île principale de Nusa Penida et la petite île de Nusa Ceningan. Elle est séparée d'environ 20 km de l'île de Bali par le détroit de Badung. Au Nord et à l'Est de cet archipel (Figure 15), le détroit de Lombok draine des eaux provenant du détroit de Macassar entre Bornéo et la Sulawesi. Faisant face aux forts courants océaniques régulant la zone de transition entre les faunes et flores indo-malaises et les flores australasiennes (Gordon and Fine 1996), les écosystèmes de l'archipel de Nusa Penida peuvent être considérés comme à la fois marqueurs et sentinelles d'enjeux régionaux de maintien de la biodiversité marine.

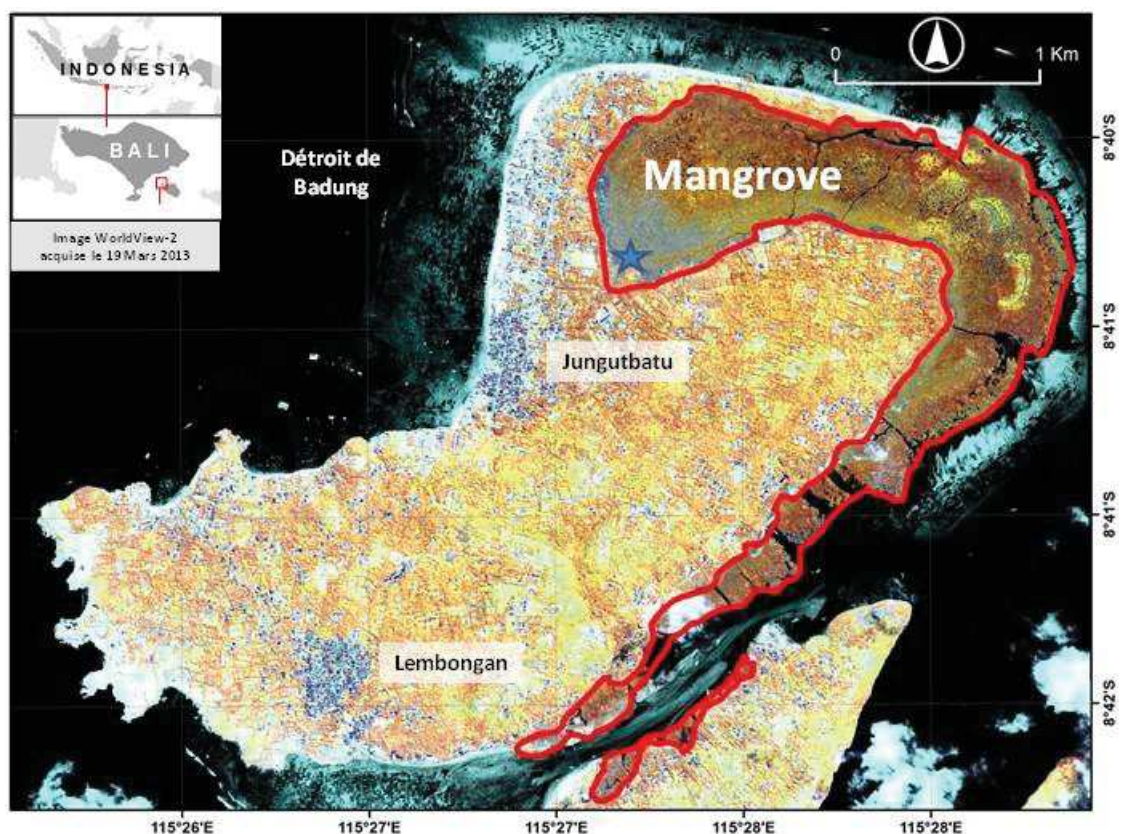


Figure 14: L'île de Nusa Lembongan et localisation de la région de mangrove délimitée par le contour rouge. L'étoile indique une zone où nous avons mesuré une salinité de 81‰.

Les algues sont cultivées essentiellement au Nord de l'île à l'abri derrière les récifs coralliens qui couvrent environ 1400 hectares, 573 espèces de poissons et 296 espèces de corail ont été identifiées (Allen and Erdmann 2013; Turak and DeVantier 2013). La mangrove se développe entre le socle karstique et la ceinture de récifs coralliens au Nord-Est de l'île. Le climat de la région est caractérisé

par une saison sèche d'Avril à Octobre et une saison pluvieuse de Novembre à Mars avec des cumuls de pluie pouvant atteindre 1500 mm pour une température moyenne variant entre 26°C et 31°C. A notre connaissance, il n'y a pas de marégraphe installé autour de l'île. Le signal de marée le plus proche est enregistré dans la région de Denpasar. Il indique un marnage moyen et maximal de 2.5 m et 3 m, respectivement. Les prédictions de hauteur d'eau disponibles pour Nusa Lembongan sur les sites web indiquent plutôt un marnage oscillant entre 1.50 m et 2 m ce qui nous semble plus plausible par rapport à nos observations. Nos mesures de salinité réalisées en Novembre (avec un réfractomètre) dans les sols superficiels sous mangroves indiquent des valeurs variant entre 34‰ et 43‰. En limite de terre ferme, nous avons enregistré des valeurs culminant à 81‰ près des zones de récolte du sel sous couvert de fourrés à *Avicennia marina* au mois de Novembre 2014, en fin de saison sèche (Figure 14).

- *Contexte anthropique lié au statut d'Aire Marine Protégée*

Nusa Lembongan dépend du district de Nusa Penida, sous la direction de la régence Klungkung dans la province de Bali. L'île de Nusa Lembongan a deux villages, Lembongan au Sud et Jungutbatu au Nord sur la façade ouest (Figure 14) avec une population estimée à environ 7500 habitants. Cependant, l'archipel, et en particulier Nusa Lembongan, où se situent la plupart des hôtels, attire plus de 200 000 visiteurs par an (Weeks et al. 2014). Des conflits peuvent apparaître entre décideurs, populations locales, touristes et opérateurs touristiques. Le chevauchement de zones de pêche avec les zones de plongée touristique, des zones de culture d'algues avec des zones de plages attirant les touristes, la coupe de palétuviers pour la production locale de sel, etc. nécessitent un partage du territoire et des ressources associées. Pour préserver la richesse des habitats marins et côtiers, le statut d'Aire Marine Protégée a été décrété pour l'archipel en 2010 par le KKP. Deux ONG, The Nature Conservancy (TNC) et le Coral Triangle Center (CTC) sont chargées de surveiller et de gérer les activités autour des îles suivant le zonage décidé (Figure 15). Dans les zones 'cœur', aucune activité touristique ou de pêche n'est permise. Des travaux de recherche ou d'éducation sont toutefois autorisés. Dans les zones dédiées aux activités durables de pêche, seuls les pêcheurs professionnels peuvent opérer mais sans utiliser de méthode destructive, ni de compresseur. Le tourisme y est donc interdit de pêche. La culture d'algue est autorisée mais uniquement avec des matériels traditionnels. Dans les zones d'usages, les activités touristiques peuvent inclure la pêche. Les zones portuaires n'ont pas de grosses infrastructures. Enfin, dans les zones sacrées, il est possible de parquer les bateaux et la plongée est autorisée.

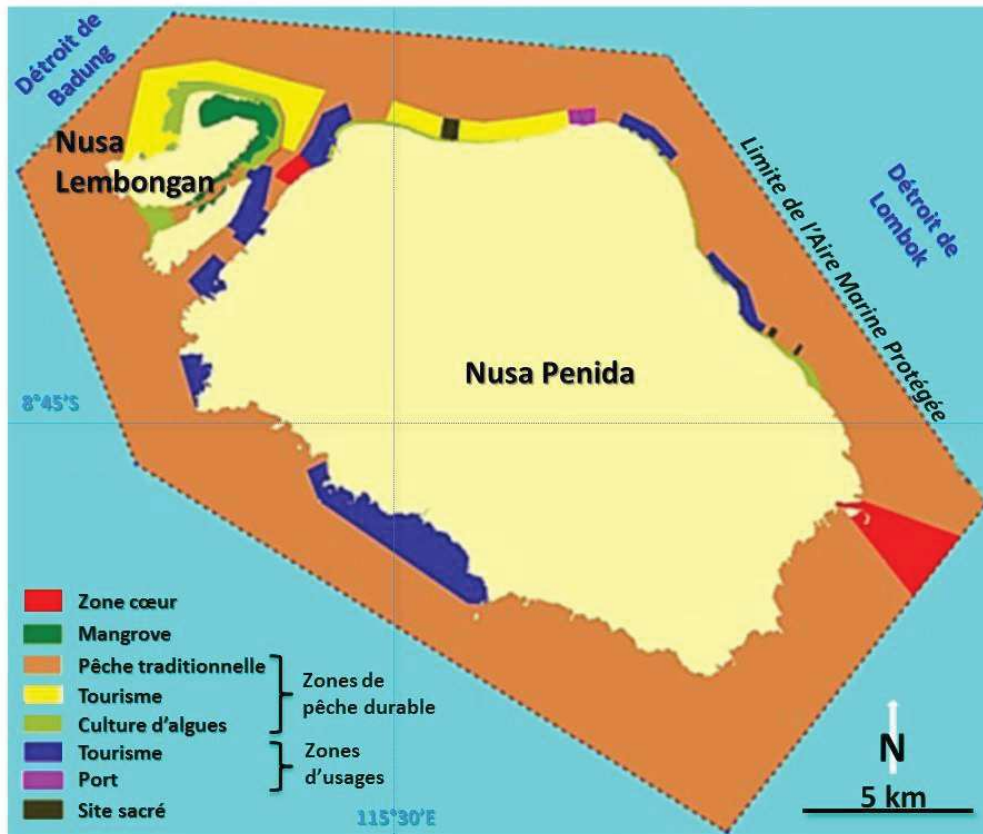


Figure 15: Carte de l'Aire Marine Protégée de Nusa Penida et des zones d'activités et de protection, adaptée des cartes disponibles dans le '[Coral Triangle Atlas](#)'.

- *Enjeux pour la gestion côtière intégrée*

Weeks et al. (2014) ont identifié quatre axes de travail pour évaluer le succès des objectifs de préservation des richesses, ressources et activités socio-économiques dans les AMP:

- 1 – la nécessité d'une gestion partagée et comprise par tous les acteurs et utilisateurs
- 2 – l'importance de former et de disposer des compétences locales
- 3 – l'importance d'un bon plan de zonation favorisant l'équilibre entre des objectifs parfois orthogonaux
- 4 – l'importance des travaux scientifiques et de la diffusion des derniers résultats obtenus au sein des populations locales

Dans ce plan de gestion, la zone de mangroves ne fait l'objet d'aucun contrôle ou de restriction d'usage. Cependant, l'équipe du CTC, lors de consultations publiques auprès des acteurs locaux, mentionne des consensus assez clairs sur le besoin de protéger l'écosystème en interdisant les coupes et réhabilitant le cas échéant. Pourtant, les connaissances sur l'état, l'évolution et le fonctionnement de cette région de mangroves manquent. La zone de mangrove est beaucoup moins bien connue que les récifs

coralliens environnants. Comme souligné par les membres du CTC rencontrés sur place, ce déficit d'information et de suivi est un défaut majeur dans le plan de gestion. D'une part, la région de mangroves n'est pas uniforme mais seul un contour et une liste d'espèces de palétuviers ont été établis. La variabilité des habitats au sein de cette région de mangroves restant peu connue, il est difficile d'évaluer les diversités floristiques et faunistiques associées alors que l'ensemble joue probablement un rôle dans le maintien de l'ensemble des écosystèmes côtiers.

L'analyse de l'évolution des caractéristiques structurales et de la composition spécifique des peuplements de palétuviers peut 'marquer' des tendances évolutives non seulement de l'écosystème lui-même mais également de l'ensemble des écosystèmes voisins (algues, coraux, poissons). C'est sur deux aspects de caractérisation de l'état des mangroves de Nusa Lembongan et des changements apparus depuis plus de 10 ans dans une AMP que se focalise une partie importante de mon travail de thèse.

2.2 Données forestières

Les expérimentations de terrain ont été conduites pour caractériser au mieux la variabilité des structures et de la composition spécifique des peuplements forestiers (ou habitats) rencontrés dans une région donnée. Le parcours et les observations *in situ* nous ont permis de mieux interpréter les images de télédétection. La collecte de données forestières nous a permis de quantifier les différences inter-habitats, information pertinente à elle seule pour le plan de gestion de l'AMP et information essentiel pour évaluer le potentiel des données et méthodes de télédétection à rendre compte de cette variabilité forestière.

Nous avons réalisé deux campagnes de mesures. La première, d'une durée de 7 jours, a eu lieu uniquement dans l'estuaire du Perancak au mois de Mai 2014 durant la saison sèche. La seconde campagne s'est déroulée sur les 2 sites d'étude en début de saison pluvieuse (Novembre 2014). Nous avons passé de nouveau 7 jours sur l'estuaire du Perancak et 12 jours sur Nusa Lembongan. La procédure et les délais d'obtention de visa de recherche pour les ressortissants français ont été un frein à la réalisation de campagnes plus longues et plus nombreuses.

Enfin, il est important de noter que l'ensemble de l'équipe découvrait pour la première fois les mangroves de l'estuaire du Perancak (à l'exception de Frida Sidik et de Komang Suraya travaillant sur place). Sur Nusa Lembongan, nous avons probablement été parmi les premiers scientifiques à parcourir de long en large l'intérieur de la zone des mangroves. Nous sommes donc partis de rien, aucune base de données forestière n'existait.

a. Présentation de l'équipe

Il me paraissait important de présenter l'équipe (Figure 16) qui a contribué à la réalisation de mon travail de thèse au niveau de la collecte des données forestières et de l'analyse d'images. Cette dernière nécessite des compétences variées (comme la maîtrise du cheminement en mangroves, la réalisation de mesures d'inventaires) et multidisciplinaires (botanique, écologique, télédétection). L'équipe comprend:

1) Christophe Proisy (IRD-UMR AMAP, Montpellier; télédétection des mangroves), Juliana Prospero (CIRAD-UMR AMAP, botanique), Gaëlle Viennois (CNRS-UMR AMAP, SIG et télédétection) et Rinny Rahmania (IRD-UMR AMAP/KKP, doctorante)

2) Frida Sidik (IMRO, Perancak, Bali; biologie marine), Nuryani Widagti (IMRO, technicienne) et Komang Suraya (IMRO, technicien)

3) Suhardjono (Herbier du LIPI, Bogor, Indonésie; botanique et écologie)

4) Ariani Andayani (BKP, Jakarta, Indonésie; botanique et télédétection).

Niken Gusmawati (doctorante) et Hugues Lemonnier (chercheur IFREMER), responsable de l'application 'Crevetticulture', ont partagé une partie de la campagne de mesure de mai 2014 dans l'estuaire du Perancak, site commun aux deux applications INDESO.



Figure 16: Composition de l'équipe de terrain. De gauche à droite, Christophe Proisy, Suhardjono, Juliana Prospero, Frida Sidik, Komang Suraya, Nuryani Widagti, Rinny Rahmania, and Ariani Andayani.

b. Plan d'échantillonnage

Le plan d'échantillonnage, c'est-à-dire la localisation des parcelles à inventorier et des lieux à observer, a été établi au préalable à l'arrivée sur le terrain et à partir de l'analyse visuelle de toutes les images déjà acquises avant 2014 sur les 2 sites d'étude. L'apport de ces images acquises à THRS est réellement

précieux pour appréhender une région de mangroves. La variabilité des textures et des réponses spectrales permet intuitivement de 1) discriminer les mangroves des autres unités paysagères présentes dans l'image et 2) de cibler des faciès forestiers intéressants à inventorier car présentant un grain de canopée et/ou une composition spécifique visuellement différent des autres faciès déjà ciblés. A titre d'illustration de ce potentiel combiné de la très haute résolution spatiale et de l'archive temporelle d'images THRS, il est possible de distinguer assurément les surfaces qui ont été plantées (Figure 17, gauche), donc, de cibler des zones de plantations à différents âges. De plus, l'uniformité de la radiométrie observée sur les palétuviers plantés suggérait des monocultures, au sein desquelles, parfois, des palétuviers appartenant à d'autres espèces pouvaient se distinguer (Figure 17, droite). Je reviendrai sur ce potentiel un peu plus loin dans le chapitre

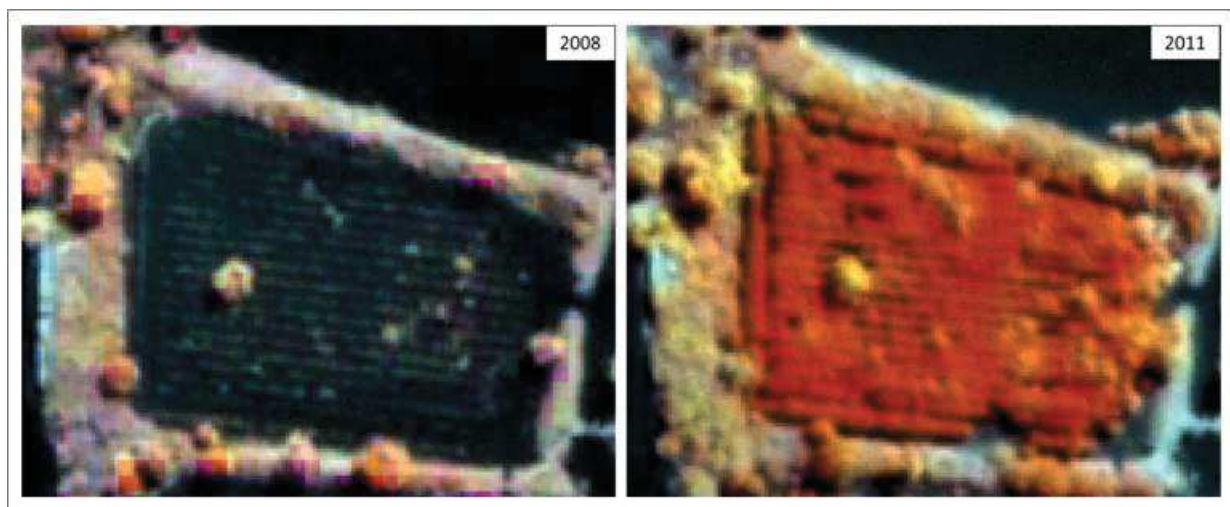


Figure 17: Illustration du potentiel d'information portée par les images THRS de mangroves pour préparer un échantillonnage de terrain et rendre compte des changements dans les canopées. A gauche, jeune plantation (< 1an) à l'intérieur d'un bassin de crevettes en 2008. A droite, la même plantation trois ans après en 2011. Il faut noter la présence de palétuviers adultes (probablement non plantés) sur la digue et à l'intérieur de la plantation et le verdissement de l'ensemble de la zone observée en 3 ans. Les extraits d'images font 75 m x 60 m, estuaire du Perancak, Bali. Tous les composés colorés présentés dans ce manuscrit sont formés par la superposition de 5 canaux (4 multispectraux, 1 panchromatique) avec les bandes PIR et ROUGE dans le canal d'affichage 'Rouge', la bande VERTE dans le 'vert', la bande BLEUE dans le 'bleu' et la bande PANCHROMATIQUE dans le canal 'intensité'.

La taille des parcelles inventoriées a été décidée collégialement sur place en fonction de l'hétérogénéité du peuplement forestier et de la densité de tiges. Elle variait de 100m² pour les faciès les plus jeunes très denses à 2500m² pour les faciès adultes de mangroves naturelles moins denses et plus hétérogènes. Au final, dans l'estuaire du Perancak, nous avons inventorié 12 placettes de plantations et 5 placettes dans des aires dites 'naturelles' de mangrove (Figure 18).

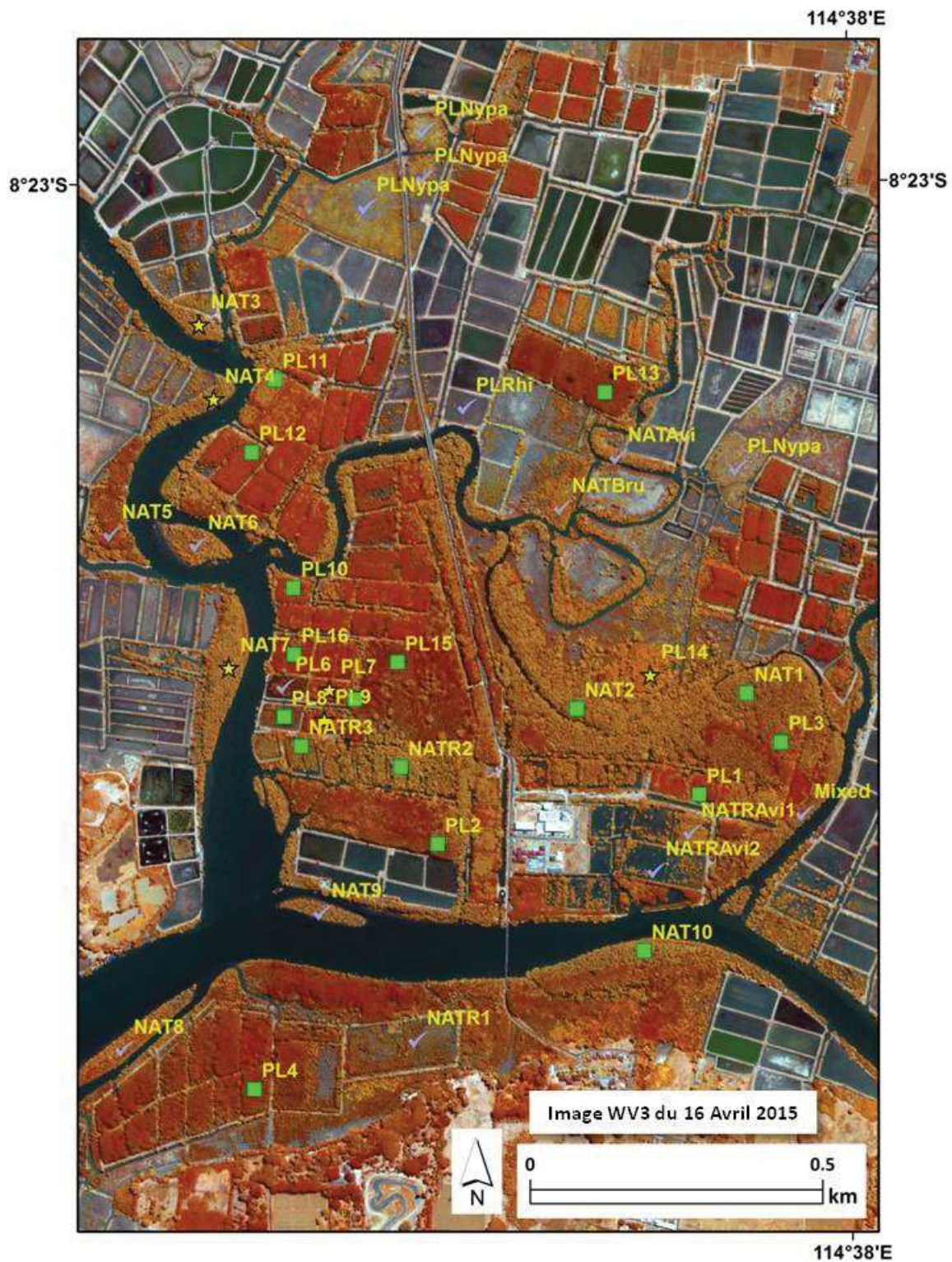


Figure 18: Localisation des parcelles inventoriées et des points d'observation dans l'estuaire du Perancak, Bali. Les inventaires forestiers sur parcelles délimitées sont représentés par les carrés verts, les relevés de DBH par les étoiles jaunes et les simples observations visuelles par les coches.

Au total, la superficie totale inventoriée sur ce premier site atteint 8875 m². Pour compléter cette collecte, nous avons enregistré dans 3 autres zones plantées et 4 autres aires naturelles les DBH de

plusieurs dizaines d'arbres sans délimitation préalable de surface. Outre le gain de temps conséquent, ce type de relevé nous a permis de caractériser grossièrement des peuplements 1) d'apparence uniforme et 2) très denses (en particulier pour les zones plantées). Enfin, nous avons procédé à un comptage des espèces présentes dans 5 endroits différents.

Dans les mangroves de Nusa Lembongan (Figure 19), nous avons réalisé 9 inventaires forestiers (2570 m² inventoriés), 4 relevés de DBH sans délimitation de parcelles et beaucoup d'observations visuelles au fur et à mesure de nos parcours.

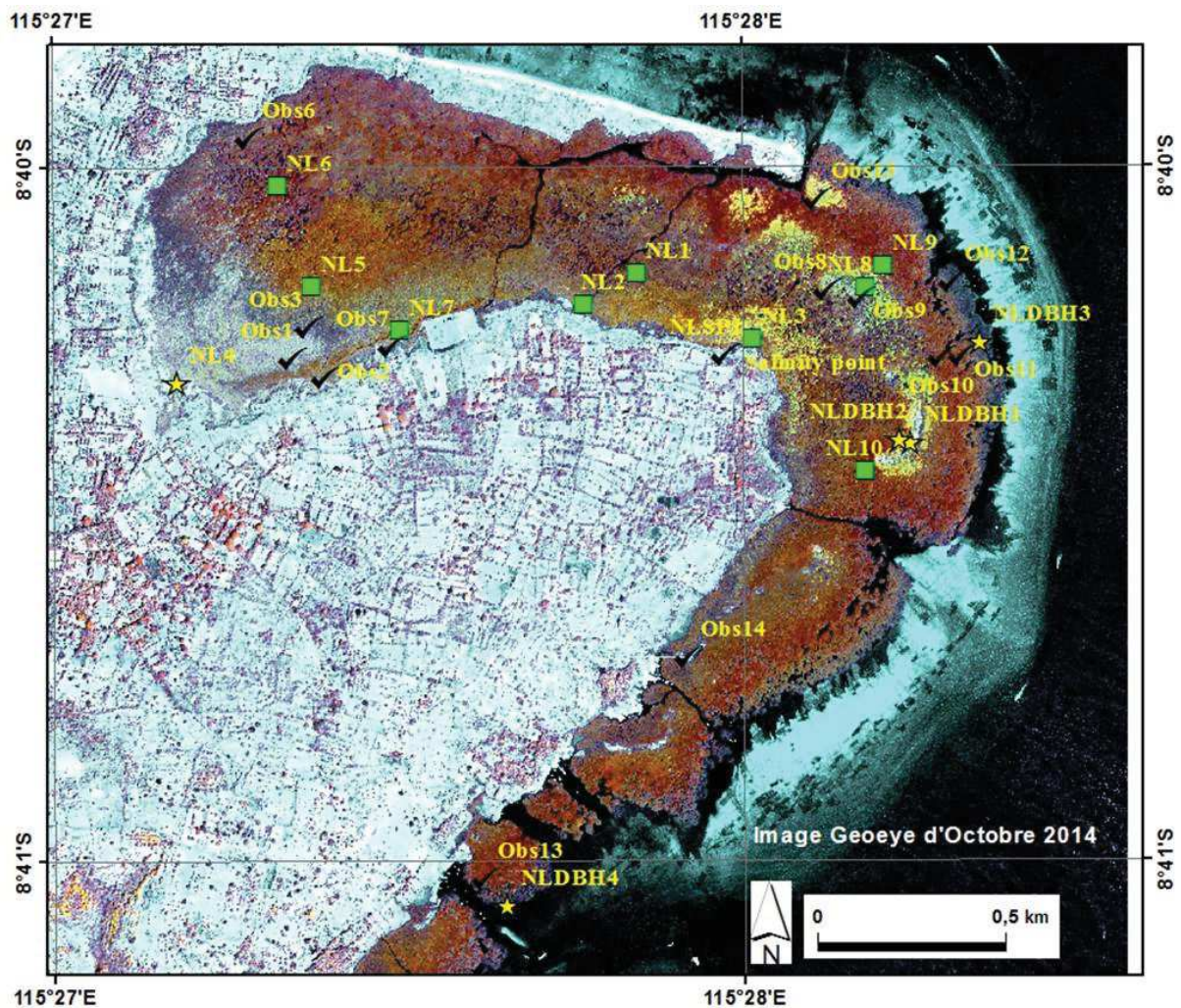


Figure 19: Localisation des parcelles inventoriées et des sites d'observation, site de Nusa Lembongan, Bali. Les inventaires forestiers sur parcelles délimitées sont représentés par les carrés verts, les relevés de DBH par les étoiles jaunes et les simples observations visuelles par les coches.

c. Caractérisation des structures forestières

Dans cette section, je donne les principaux paramètres structuraux mesurés dans chacun des faciès forestiers inventoriés. Ces paramètres incluent :

- Le **diamètre quadratique moyen**, noté ***Dq***, obtenu à partir des mesures de diamètre de tronc réalisées à hauteur de poitrine (***DBH***, exprimé en centimètres) sur l'ensemble des individus dont le ***DBH*** était supérieur à une valeur seuil minimale de 1 cm pour l'ensemble des parcelles. Je donne également, pour chaque espèce présente dans le faciès considéré, la valeur moyenne arithmétique du ***DBH***, notée ***DBHm***, et son écart-type. Dans le cas des arbres comportant plusieurs tiges-rejets, j'ai au préalable calculé la moyenne arithmétique des ***DBH*** de l'ensemble des tiges-rejets composant un individu.
- Les populations de jeunes pousses de ***DBH*** inférieur à ***DBHmin*** sont comptabilisées et étudiées dans la section suivante intitulée 'Caractéristiques de régénération'.
- La **hauteur de la canopée (*H*)** qui correspond à une valeur pour les peuplements équiennes et à la hauteur moyenne des arbres dominants dans le cas de peuplements hétérogènes. Ces mesures de hauteurs d'arbres ont été réalisées avec un télémètre laser travaillant à main levée (LaserAce300). Les valeurs sont exprimées en mètres.
- Le **nombre d'arbres par hectare**, noté ***Nha***, pour les parcelles dont la superficie a été délimitée. Dans les zones sans délimitation de superficie, le nombre d'arbres est indiqué (***N***). Pour les deux types de collecte, le pourcentage relatif en nombre d'arbres pour une espèce donnée, est noté ***N%***.
- Le nombre moyen de tiges-rejets par arbre, noté ***NStt***.
- Le **surface terrière** (notée ***G***) de la parcelle, exprimée en m²/ha, correspondant à la somme des sections de troncs mesurées à hauteur de poitrine et rapportée à l'hectare ou la surface terrière totale des arbres, notée ***Gt***, pour lesquels le ***DBH*** a été mesuré dans le cas d'inventaires sans délimitation de surface.
- Le **nombre d'espèces de palétuviers** présentes, noté ***NSP*** (uniquement pour les arbres de ***DBH > DBHmin***).
- **La ou les espèces dominantes**, (champ ***SPD des tableaux donnés ci-dessous***), c'est-à-dire celles contribuant à plus de 10% de la surface terrière totale de la parcelle ou des arbres pour lesquels le ***DBH*** a été mesuré.

- *Dans l'estuaire du Perancak*

Pour le site de l'estuaire du Perancak (Figure 20), j'ai distingué les parcelles forestières réalisées dans des plantations de celles réalisées dans des aires naturelles en prenant pour code de la parcelle soit 'PL' soit 'NAT' suivie d'une numérotation (cf. les tables ci-dessous et en annexe). Sur le terrain, cette distinction s'est avérée facile à mettre en évidence, ne serait-ce que par la densité de plantation, son arrangement rectiligne et l'uniformité des couverts forestiers à une ou deux espèces ainsi créée.

Les acronymes pris pour l'identification des espèces listées dans les tableaux sont:
 Aa: Avicennia alba; Am: Avicennia marina; Ao: Avicennia officinalis
 Bg: Bruguiera gymnorrhiza; Ct: Ceriops tagal
 Ra: Rhizophora apiculata; Rhizophora lamarckii; Rm: Rhizophora mucronata; Rs: Rhizophora stylosa
 Sa: Sonneratia alba

Tableau 1: Principaux paramètres structuraux des parcelles inventoriées sur le site de l'estuaire du Perancak.

PlotID	Aire (m ²)	NSP	Dq (cm)	G (m ² /ha)	Nha (#/ha)	H (m)	SPD	DBHm (cm)	G%	N%	NStt
PL1	100	1	3.8	8.5	5000	6	Rm	3.7+-1.0	100	100	1.6
PL2	400	7	8.0	27.2	2725	13	Ra	7.9+-2.3	69	65	2.1
							Rm	8.0+-1.3	11	7	2.6
							Sa	11.1+-4.5	14	6	1.8
PL3	400	4	10.6	28.2	1325	18	Am	10.7+-3.7	18	34	1.1
							Ra	7.2+-1.5	38	45	3.6
							Sa	18.3+-5.5	35	11	2.3
PL4	625	4	7.1	21.0	752	13	Rm	7.8+-0.9	72	60	6.8
							Rs	6.0+-1.0	22	28	7.4
PL5	200	5	10.2	27.7	1400	19	Ra	8.0+-1.6	53	57	3.5
							Rs	7.5+-2.3	17	14	5.0
							Sa	14.7+-9.8	28	18	1.2
PL8	100	5	2.7	8.1	4700	3	Bg	2.4+-0.9	27	51	2.1
							Ra	3.3+-1.1	22	9	4.0
							Rs	2.9+-0.8	47	28	4.0
PL10	450	3	5.9	9.5	2222	9	Rm	5.7+-1.3	94	94	1.7
PL11	400	4	7.2	20.2	4875	12	Aa	10.2+-2.7	72	33	1.0
							Rm	4.4+-1.5	25	61	1.0
PL12	100	3	5.5	22.7	3900	11	Rm	5.4+-1.2	88	82	2.9
							Rs	5.3+-1.0	11	15	1.8
PL13	400	3	7.0	33.1	3225	13	Ra	8.2+-2.1	15	16	1.6
							Rs	6.6+-1.6	85	82	3.0
PL15	400	6	6.8	19.3	1450	10	Ra	6.0+-1.1	68	69	4.5
							Rs	7.3+-2.7	20	17	3.4
							Sa	11.0+-3.7	11	7	2.5
NATR2	500	4	10.6	16.1	1440	14	Aa	11.4+-2.8	73	54	1.4
							Am	8.8+-3.6	14	22	1.1
NATR3	100	3	4.0	10.0	6500	7	Am	3.2+-1.9	87	95	1.2
							Sa	12.4+-0.0	12	2	1.0
NAT1	2500	6	16.0	23.1	736	20	Ao	12.5+-5.3	26	20	2.1
							Sa	17.8+-5.2	67	57	1.4
NAT2	900	7	14.8	18.9	800	20	Aa	11.5+-4.3	24	38	1.3
							Ao	16.6+-7.6	42	19	1.9
							Sa	20.5+-10.9	28	15	1.2
NAT7	400	6	11.2	16.4	1550	13	Aa	10.6+-4.0	83	85	1.0
							Am	10.6+-6.7	12	6	1.3

Dans les parcelles de plantations (Tableau 1 ; Tableau A 1) le diamètre quadratique moyen Dq variait de 2.7 à 10.6 cm pour des hauteurs de canopée allant de 3 à 19 m et des densités entre 752 et 5000 arbres à l'hectare. Dans les zones naturelles de mangrove, le diamètre quadratique moyen variait de

4 à 16 cm pour des hauteurs de canopée allant de 7 à 20 m et une densité d'arbres par hectare comprise entre 736 et 6500, ce dernier chiffre correspond à une aire en pleine régénération naturelle. Les relevés de DBH sur des faciès NAT3 et NAT4, situés assez en amont du bras de rivière de direction Sud-Nord, indiquaient des valeurs de *Dq* supérieures autour de 18 cm pour des peuplements où *Avicennia alba* dominait sous la forme d'arbre de relative petite taille (10-12 m de haut). Une consultation rapide des données rassemblées dans les tableaux indique la dominance des espèces de *Rhizophora* dans les plantations excepté les faciès mixtes plantés-non plantés comme PL2, PL3 ou PL15 où *Avicennia alba*, *Avicennia marina* ou *Sonneratia alba* peuvent surcimer le peuplement de *Rhizophora* plantés (cf. Figure 17 pour une illustration). Les faciès de mangroves naturelles sont clairement dominées par les espèces *Avicennia alba*, *Avicennia officinalis*, *Avicennia marina* et *Sonneratia alba*.

- *Sur Nusa Lembongan*

Les inventaires forestiers réalisés (Tableau 2; Tableau A 2 en annexe) dans les mangroves de Nusa Lembongan (Figure 21) indiquent des diamètres quadratiques moyens variant de 4.1 cm à 14.5 cm pour, respectivement, NL7 qui est un peuplement diversifié en limite de terre ferme où l'on rencontre *Avicennia marina*, *Rhizophora stylosa* et *Xylocarpus granatum* et NL8 qui est un peuplement quasiment mono-spécifique à *Bruguiera gymnorrhiza*.

Tableau 2: Principaux paramètres structuraux des parcelles inventoriées sur les sites de Nusa Lembongan.

PlotID	Aire (m ²)	NSP	Dq (cm)	G (m ² /ha)	Nha (#/ha)	H (m)	SPD	DBHm (cm)	G%	N%	NSSt
NL1	100	4	4.4	8.7	3000	8	Ct	3.1+-1.7	12	33	1.2
							Ra	4.6+-1.6	79	60	1.8
NL2	100	5	4.3	16.8	7700	4	Ct	3.5+-1.4	10	18	1.1
							Rl	5.1+-1.2	12	5	2.0
							Rs	4.3+-1.3	67	58	1.4
NL3	470	7	6.3	21.7	4191	11	Bg	5.1+-3.9	74	74	1.4
NL5	400	5	6.6	19.8	4225	8	Ra	8.1+-4.6	12	8	1.2
							Rm	6.0+-2.6	80	79	1.3
NL6	200	2	6.7	17.6	2000	10	Ra	5.7+-3.3	45	65	1.5
							Rs	6.4+-2.8	55	35	3.0
NL7	100	4	4.1	23.0	6800	6	Am	4.0+-1.4	11	16	1.4
							Rs	3.7+-1.1	58	59	2.4
							Xg	4.2+-1.5	30	22	2.1
NL8	400	3	14.5	19.7	1175	6	Bg	12.9+-7.7	99	94	1.0
NL9	400	2	9.8	27.0	1800	12	Ra	8.3+-4.2	94	99	1.8
NL10	400	2	9.8	28.1	2875	16	Ra	8.7+-4.3	95	98	1.2

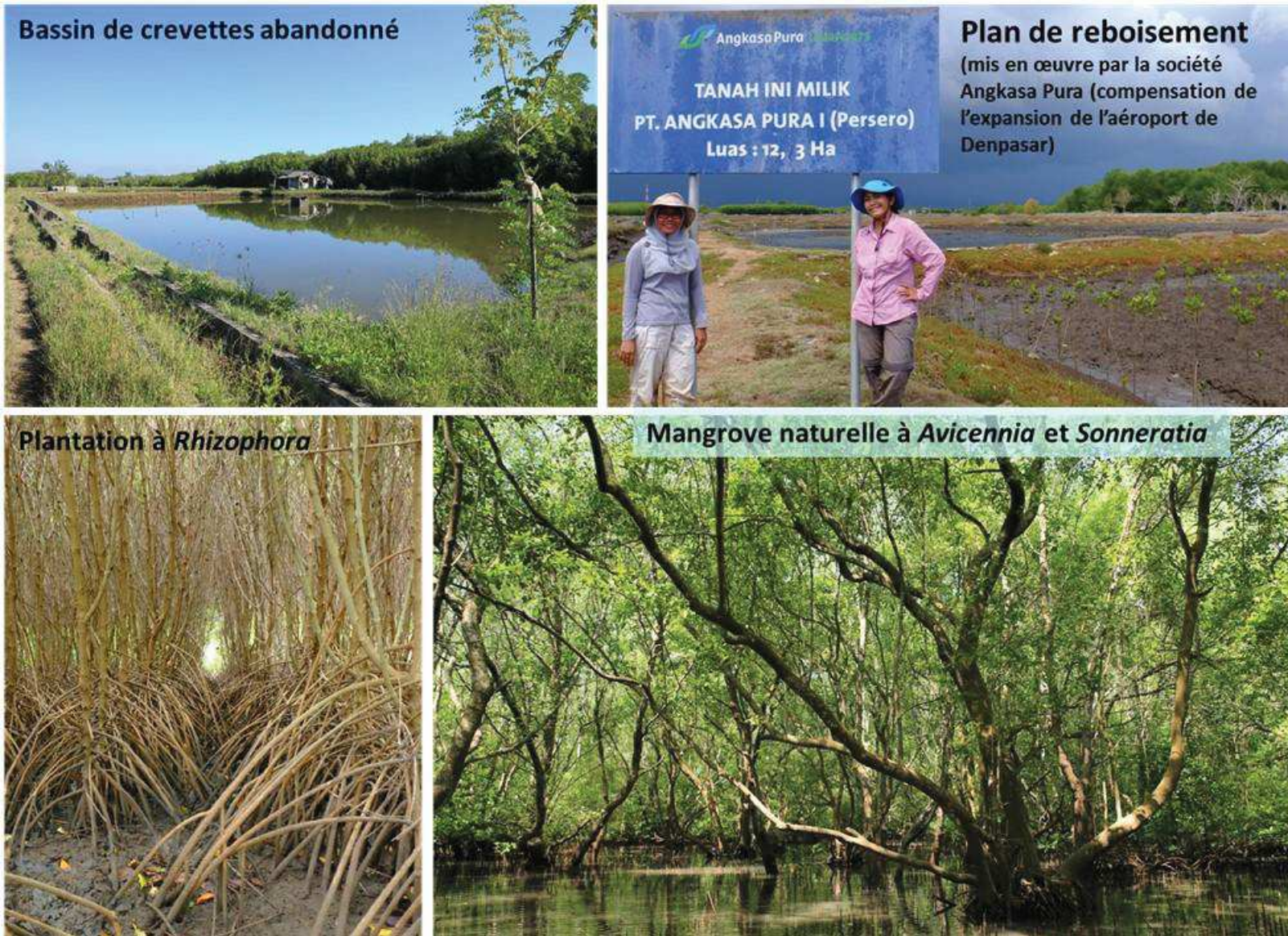


Figure 20: Paysages et formations végétales dans l'estuaire du Perancak (photographies. C. Proisy, 2014).

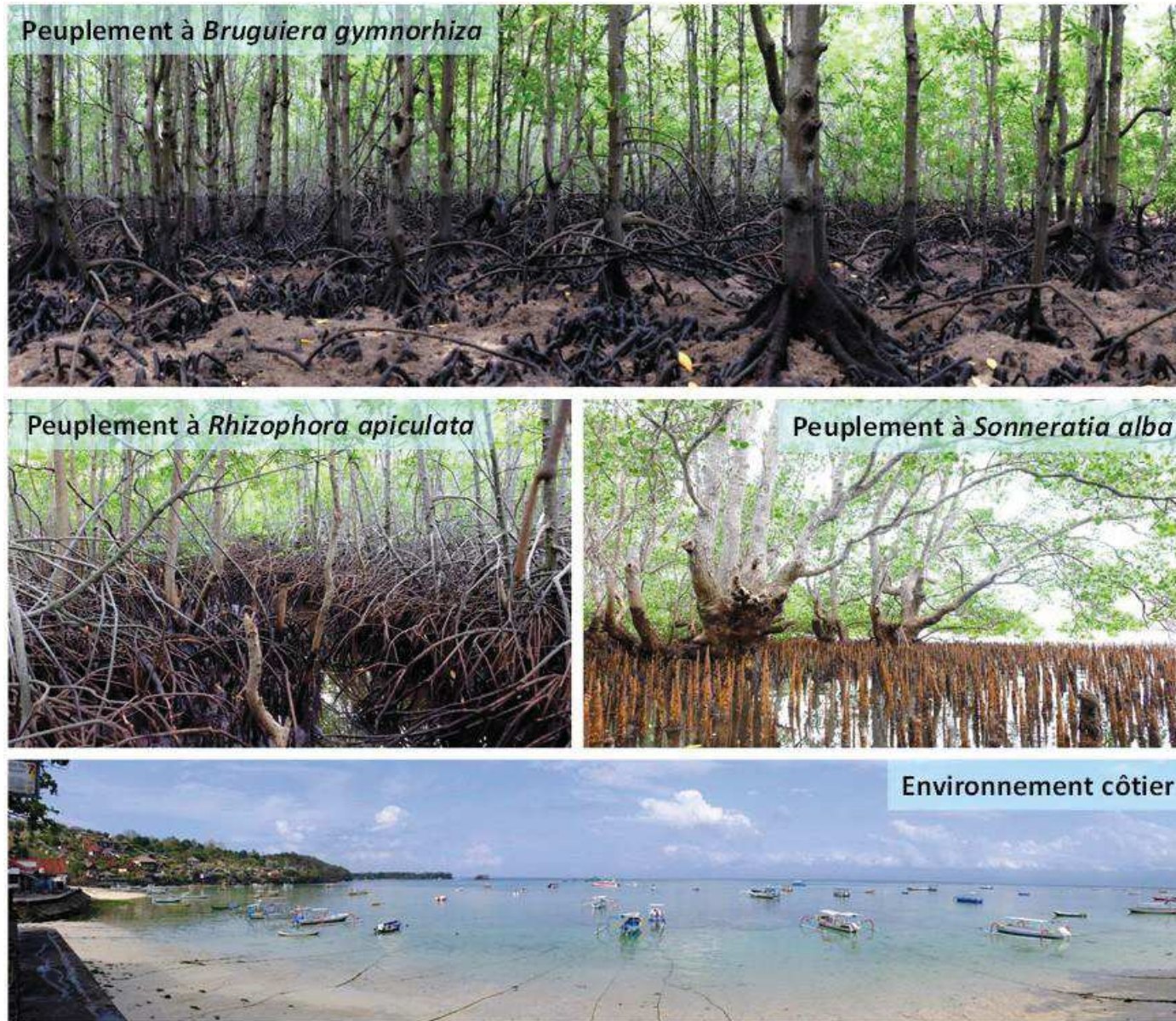


Figure 21: Quelques peuplements forestiers typiques et environnement côtier (touristique) sur Nusa Lembongan.

Sur Nusa Lembongan, les peuplements forestiers les plus hauts étaient composés de *Rhizophora apiculata* (NL10) dépassant 15 mètres. Les relevés de DBH indiquent les plus fortes valeurs de D_q de 17.8 et 19 cm pour des peuplements à forte mono-dominance, respectivement, à *Sonneratia alba* (arbres à multiples rejets) et *Bruguiera gymnorrhiza*. Les peuplements forestiers de Nusa Lembongan sont à mono-dominance assez bien marquée. On distingue les fourrés à *Avicennia marina* (en extrême limite intérieure), les peuplements à *B. gymnorrhiza* (dont la zonation est très nette sur le terrain), à *Rhizophora apiculata* (un peu partout à l'intérieur) et *R. stylosa* (en front de mer) et les peuplements à *Sonneratia alba* (également en front de mer, mais dans le chenal Est).

d. Caractérisation de la régénération naturelle

Dans cette section, je donne le comptage de plantules et jeunes pousses de palétuviers observées dans chacune des zones d'inventaires et dans les zones de prospection visuelle. L'identification de l'espèce des jeunes pousses est délicate et nécessite des compétences de botaniste que je n'ai pas. Ce sont le Pr. Suhardjono (LIPI, Herbar de Bogor) et Dr. Juliana Prospero (CIRAD-UMR AMAP) qui ont procédé à l'identification des espèces. Au total dans l'estuaire du Perancak, nous avons relevé 7 familles et 17 espèces (Tableau 3) alors que sur Nusa Lembongan, seules 4 familles et 11 espèces ont été repérées.

Tableau 3: Familles, espèces de palétuviers et relevé de présence sur les 2 sites d'étude.

Famille	Espèces	Codes	Présence dans l'estuaire du Perancak	Présence sur Nusa Lembongan
Acanthacées	<i>Avicennia alba</i>	Aa	x	
	<i>Avicennia lanata</i>	Al		x
	<i>Avicennia marina</i>	Am	x	x
	<i>Avicennia officinalis</i>	Ao	x	
Euphorbiacées	<i>Exoecaria agallocha</i>	Exa	x	
Myrsinacées	<i>Aegiceras corniculatum</i>	Aec	x	
Méliacées	<i>Xylocarpus granatum</i>	Xg	x	x
	<i>Xylocarpus moluccensis</i>	Xm	x	
	<i>Xylocarpus rumphii</i>	Xr	x	x
Rhizophoracées	<i>Bruguiera cylindrica</i>	Bc	x	
	<i>Bruguiera gymnorrhiza</i>	Bg	x	x
	<i>Bruguiera sexangula</i>	Bs	x	
	<i>Ceriops decandra</i>	Cd	x	
	<i>Ceriops tagal</i>	Ct		x
	<i>Rhizophora apiculata</i>	Ra	x	x
	<i>Rhizophora lamarckii</i>	Rl		x
	<i>Rhizophora mucronata</i>	Rm	x	x
<i>Rhizophora stylosa</i>	Rs	x	x	
Sonneratiacées	<i>Sonneratia alba</i>	Sa	x	x
Verbenacées	<i>Clerodendrum inerme</i>	Ci	x	

La diversité spécifique est donc sensiblement différente avec l'absence sur Nusa Lembongan d'espèces comme *Exoecaria agallocha* ou *Aegiceras corniculatum* mais la présence d'*Avicennia lanata* et *Rhizophora lamarckii*.

- Dans l'estuaire du Perancak

J'ai rassemblé dans le

Tableau 4 les décomptes de plantules totaux par zone d'inventaire (colonne Nreg) et par espèce (les 17 dernières colonnes, valeurs données en pourcentage) tout en indiquant le nombre d'espèces d'arbres adultes rencontrés (NSP) et les espèces dominantes correspondantes (SPD) pour faciliter la comparaison entre la composition spécifique du peuplement adulte et sa capacité de régénération. Globalement, sans empiéter sur la synthèse qui sera faite dans le chapitre suivant, il y a peu de régénération dans les plantations en comparaison de ce qui est observé dans les mangroves naturelles où au moins 6 espèces de plantules sont identifiées dans chaque zone d'inventaire. De plus, les espèces de plantules se développant sous *Rhizophora* adultes ne sont pas des *Rhizophora* dans la plupart des cas.

Tableau 4: Nombre plantules (Nreg) et pourcentage par espèce dans l'ensemble des zones ayant fait l'objet d'une caractérisation forestière, estuaire du Perancak. Les étoiles indiquent une présence nette (*) ou une présence très forte (**). Les '+' indiquent une présence relevée mais assez rare.**

PlotID	NSP	SPD	Nreg	Aec	Aa	Am	Ao	Bc	Bg	Bs	Cd	Cl	Ct	Fo	Ra	Rm	Rs	Sa	Xg	Xm
PL1	1	Rm	0	Absence de régénération																
PL2	7	Ra, Rm, Sa	0	Absence de régénération																
PL3	4	Am, Ra, Sa	0	Absence de régénération																
PL4	4	Rm, Rs	268						29						8	39	23			
PL5	5	Ra, Rs, Sa	87	11		6	52			2	25				1		1			1
PL9DBH	6	Ra, Rm	0	Absence de régénération																
PL10	3	Rm	37			97									3					
PL11	4	Aa, Rm	738		18	36			41							4	1			
PL12	3	Rm, Rs	0	Absence de régénération																
PL13	3	Ra, Rs	6						+											
PL14DBH	4	Aa, Ao, Bg	201						100											
PL15	6	Ra, Rs, Sa	248						4		94				+	+	+			+
PL16DBH	8	Ra, Rs, Sa	0	Absence de régénération																
NATR1OBS			665			94			1						2					2
NATR2	4	Aa, Am	620		2	23		1	71	1										1
NATR3	3	Am, Sa	405			25			74								1			
NAT1	6	Ao, Sa	707	7	9	9	8			5		2		26	22				9	3
NAT2	7	Aa, Ao, Sa	370			2	49		34		5				4				1	5
NAT3DBH	1	Aa	NC	+	***	+	+		+		+				+	+			+	+
NAT4DBH	2	Aa, Ao	NC		**		**		+		+				+		+		+	+
NAT5PLOBS			NC	+	**	**	**				+				+	+	+			+
NAT6OBS			NC	+	***	+		+	+		+				+		+		+	
NAT7	6	Aa, Am	241	10	3		5		20		54					7				
NAT8OBS			NC		***	+	+		+						+	+	+		+	
NAT9OBS			NC		***	**	+		+						+	+	+		**	
NAT10DBH	3	Aa, Am, Sa	NC		***	***	+	+	+		+				+	+	+		+	

- *Sur Nusa Lembongan*

Le même format de tableau a été utilisé pour étudier la capacité de régénération des mangroves de Nusa Lembongan (Tableau 5). La régénération dans ces peuplements naturels est observée et les espèces de plantules correspondent bien aux espèces d'arbres adultes. Ceci dit quelques zones ne présentent aucune plantule. Deux de ces zones (NLDB3 et NLDBH4) sont en bord de mer et tout le temps inondées. La parcelle NL4DBH, fourrée à *Avicennia marina* contraints par une forte salinité, serait intéressante à suivre. Notre expérimentation menée sur 10 jours a été trop ponctuelle pour prendre ces données sans précaution. Il faudra revenir à différents moments de l'année et lors de très basses marées pour examiner plus en détail le potentiel de régénération de l'ensemble des zonations de mangroves.

Tableau 5: Nombre de plantules (Nreg) et pourcentages par espèce dans l'ensemble des zones de mangroves ayant fait l'objet d'une caractérisation de la structure forestière, Nusa Lembongan.

PlotID	NSP	SPD	Nreg	Aec	Aa	Am	Ao	Bc	Bg	Bs	Cd	Cl	Ct	Fo	Ra	Rm	Rs	Sa	Xg	Xm
NL1	4	Ct, Ra	108										96		4					
NL2	5	Ct, Rl, Rs	25												16		60		24	
NL3	7	Bg	62						60								2		39	
NL4DBH	1	Am	0	Absence de régénération																
NL5	5	Ra, Rm	328												10	90				
NL6	2	Ra, Rs	29												100					
NL7	4	Am, Rs, Xg	6														50		50	
NL8	3	Bg	9						100											
NL9	2	Ra	2												100					
NL10	2	Ra	2												100					
NLDBH1	1	Bg	3	Absence de régénération																
NLDBH2	1	Ra	0	Absence de régénération																
NLDBH3	1	Rs	0	Absence de régénération																
NLDBH4	1	Sa	0	Absence de régénération																

Dans les chapitre III, je propose une analyse plus complète de l'ensemble du jeu de données forestières acquises sur l'estuaire du Perancak. Dans le chapitre IV dédié à l'étude des mangroves de Nusa Lembongan par télédétection, je me référerai simplement aux tables correspondantes sur la base de la mono-dominance des peuplements assez bien marquée. Mon objectif est de montrer comment ces données de référence ont servi 1) à l'analyse des séries d'images de télédétection optique et 2) étayer les discussions sur l'état actuel et l'évolution récente des deux régions de mangroves considérées avant de 3) proposer un certain nombre de recommandations.

2.3. Images de télédétection optique à très haute résolution spatiale

Dans cette section, je précise les caractéristiques spatiales et environnementales d'acquisition des séries d'images multi-spectrales et panchromatiques acquises sur mes deux sites d'études. Ensuite, je tente de donner, sous la forme de graphes, une synthèse de la variabilité des configurations angulaires avec lesquelles ont été acquises ces images afin d'illustrer leur impact sur la variabilité des réponses

spectrales et texturales observées. Je termine par la présentation des principales étapes de traitement appliqué aux images d'origine pour les transformer en images de réflectance ou images d'indice de végétation, directement analysables pour le suivi des changements dans les extensions et les caractéristiques de canopée des mangroves.

a. Caractéristiques spatiales et environnementales d'acquisition des séries d'images

J'ai travaillé sur un total de 28 images satellitaires acquises à très haute résolution spatiale par les capteurs des satellites GeoEye-1, Ikonos-2, Quickbird-2, WorldView-2 et WorldView-3 (

Tableau 6), dont vingt images ont été acquises sur le site de l'estuaire du Perancak. Le projet INDESO ne prévoyait pas l'achat d'images Pléiades.

Au démarrage du projet (mi-2013), il a été essentiel de sélectionner les meilleures images d'archive déjà acquises sur les sites d'étude puis de consulter régulièrement la mise à jour du catalogue à partir de <https://browse.digitalglobe.com>. Des images dégradées en résolution spatiale (dite 'quicklook') sont disponibles avec les principaux paramètres d'acquisition. Elles suffisent à rejeter toute image où le site d'étude est complètement ou partiellement recouvert par les nuages. Les images sont fournies au format GeoTIFF et il y a un fichier pour le canal panchromatique et un fichier de 4 canaux pour les modes multi-spectraux (canaux bleu, vert, rouge, proche-infrarouge). Pour sept images WorldView-2 (notées avec '+' en fin de date d'acquisition), nous avons quatre canaux supplémentaires (soit un 2^e fichier GeoTIFF de 4 canaux). J'ai rassemblé dans la Figure A 1 les spectres de réponses de l'ensemble des capteurs. Les réponses de capteur dans le canal panchromatique Ikonos-2 et Quickbird-1 sont plus étendues que celles utilisées pour les images GeoEye-1 et WorldView. Quelques différences sont observables également au niveau du positionnement fréquentiel et de la largeur des canaux vert et rouge entre chaque capteur. Par contre, les réponses dans le bleu et le proche-infrarouge restent assez identiques. Ceci étant constaté, on ne s'attend pas à des signatures spectrales radicalement différentes dans les images de mangroves quand on passe d'un capteur à l'autre, comme ce qui sera confirmé par les résultats obtenus dans l'analyse temporelle des signatures de mangroves de Nusa Lembongan (cf. chapitre IV).

En ce qui concerne les résolutions spatiales, bien qu'elles diffèrent d'un capteur à l'autre, avec, par exemple, une résolution donnée à 0.82 m et 0.31 m pour les capteurs panchromatiques embarqués sur les satellites Ikonos-2 et WorldView-3, la taille des pixels des images GeoTIFF est, en mode panchromatique, de 1 m pour les images Ikonos-2 et 50 cm pour les autres capteurs. En mode multi-spectral, les pixels ont été ré-échantillonnés à des tailles de 4 m pour Ikonos-2 et 2 m pour les quatre autres capteurs satellitaires. Les images Worldview-3 acquises ont les mêmes caractéristiques spatiales et spectrales que les images Worldview-2. Visuellement, on sent quelques différences de

'piqué' dans les images Worldview-2/3 et les images Geoeye et Quickbird par rapport au rendu moins bon des images Ikonos, notamment celle de Août 2001.

Tableau 6: Principales conditions d'acquisition des images multi-spectrales à très haute résolution spatiale. Les tailles de pixel des images reçues au format GeoTIFF pour le canal panchromatique (PAN) et les canaux multi-spectraux (MS) sont données en mètres. Les images prises comme référence de superposition sont identifiées par l'astérisque.

Site d'étude	Satellite et taille de pixel (PAN, MS)	Date d'acquisition	Saison	Niveau d'enneigement	Θ_s (°)	Θ_v (°)	Φ_{s-v} (°)
Estuaire du Perancak	Ikonos-2 (1 m, 4m)	2-Août-01	Sèche	Haut	34	53	178
		12-Oct-01	Intermédiaire	Bas	20	15	95
		9-Mar-02	Humide	Intermédiaire	28	23	16
		21-Fév-03	Humide	Haut	24	15	129
		27-Juin-03	Sèche	Haut	39	15	62
	Quickbird-2 (0.5 m, 2 m)	22-Sep-07	Sèche	Bas	19	19	112
		19-Juil-08	Sèche	Haut	36	11	148
		9-Juil-09	Sèche	Haut	38	18	176
	WorldView-2	16-Août-10+	Sèche	Intermédiaire	38	18	2
	GeoEye-1 (0.5 m, 2 m)	1-Oct-10*	Intermédiaire	Bas	24	25	67
		18-Oct-10	Intermédiaire	Intermédiaire	18	28	157
		23-Oct-10	Intermédiaire	Haut	22	25	58
	WorldView-2 (0.5 m, 2 m)	15-Avr-11+	Intermédiaire	Haut	29	26	81
		30-Juin-11+	Sèche	Haut	36	16	104
		23-Oct-12+	Intermédiaire	Bas	13	20	144
		1-Mai-13+	Intermédiaire	Haut	28	13	132
		10-Déc-13+	Humide	Intermédiaire	23	10	16
		26-Mar-14+	Humide	Intermédiaire	25	17	86
	Geoeye-1	11-Oct-14	Intermédiaire	Haut	20	19	52
	Worldview-3	16-Avr-15	Intermédiaire	Haut	31	10	26
Nusa Lembongan	Ikonos-2	1-Mar-01	Humide	Indéfini	27	16	147
	Quickbird-2	29-Mai-03	Intermédiaire	Indéfini	40	14	78
	GeEye-1	15-Oct-09	Sèche	Indéfini	18	25	151
	WorldView-2	19-Fév-2011	Humide	Indéfini	24	17	87
		15-Sep-12	Sèche	Indéfini	18	26	146
		19-Mar-13	Intermédiaire	Indéfini	24	16	34
		17-Oct-13	Intermédiaire	Indéfini	18	38	36
GeoEye-1	11-Oct-14*	Intermédiaire	Indéfini	20	18	89	

Au final, nous avons obtenu une couverture temporelle entre 2001 et 2015 pour l'estuaire du Perancak et de 2001 à 2014 pour Nusa Lembongan. Malheureusement, il y a une absence d'images dans la période 2004-2006. Par ailleurs, les images sont acquises à différentes saisons. Ceci dit, même s'il peut y avoir une augmentation annuelle de la salinité des sols superficiels en fin de saison sèche, à notre connaissance, durant la période d'observation, aucune année n'a été dite extrême en termes de pluviométrie ou de sécheresse. Enfin, faute de données de marée permettant de déduire le niveau

d'enneigement au sein des deux régions de mangroves considérées, nous avons tenté d'indiquer en dernière colonne du Tableau 6 le niveau approximatif d'inondation sur le site. Bien sûr, cette indication n'est pas extrapolable à l'ensemble de l'estuaire du Perancak où les bassins aquacoles restent déconnectés de l'hydrologie. Pour Nusa Lembongan, il nous a été très difficile d'évaluer le niveau d'enneigement vu le degré de fermeture des canopées.

b. Configurations angulaires

L'acquisition de nombreuses images sur un même site d'étude nécessite de prendre en compte la variabilité des configurations angulaires d'acquisition. Il convient d'identifier les configurations extrêmes et de garder en tête dans les analyses postérieures comment la variabilité de ces configurations angulaires peut affecter les signatures spectrales voire texturales observées dans les images de canopée. Les configurations angulaires sont décrites par trois angles et des unités en degrés, à savoir :

- L'angle zénithal solaire, noté θ_s , angle entre la verticale et la direction de l'éclairement solaire au point d'observation. $\theta_s = 90^\circ$ quand le soleil est à l'horizon.
- L'angle zénithal de vue, note θ_v , angle entre la verticale et la direction de visée du capteur satellitaire au point d'observation.
- La différence d'azimuts entre le soleil et le satellite notée ϕ_{s-v} . Quand $\phi_{s-v} = 0^\circ$, le soleil éclaire la scène 'par derrière' le satellite. Quand $\phi_{s-v} = 180^\circ$, le soleil illumine la scène 'par devant'. Toutes les valeurs de ϕ_{s-v} supérieures à 180° sont ramenées entre 0 et 180° .

Les valeurs d'angles d'acquisition sont indiquées dans le fichier de métadonnées associé à chaque image. Je les ai rassemblées dans le

Tableau 6. Dans le cas du site de Perancak, la variabilité pour les angles zénithaux du soleil et de vue est, respectivement de $13^\circ < \theta_s < 39^\circ$, $10^\circ < \theta_v < 53^\circ$ avec des variations de différences d'azimuts entre le soleil et la visée de $2^\circ < \phi_{s-v} < 178^\circ$ (Figure 22). Pour le site de Nusa Lembongan, les variations angulaires sur les 8 images étudiées se font dans des gammes d'angles un peu plus resserrées, à savoir $18^\circ < \theta_s < 40^\circ$, $14^\circ < \theta_v < 38^\circ$ et $34^\circ < \phi_{s-v} < 151^\circ$ (Figure 22).

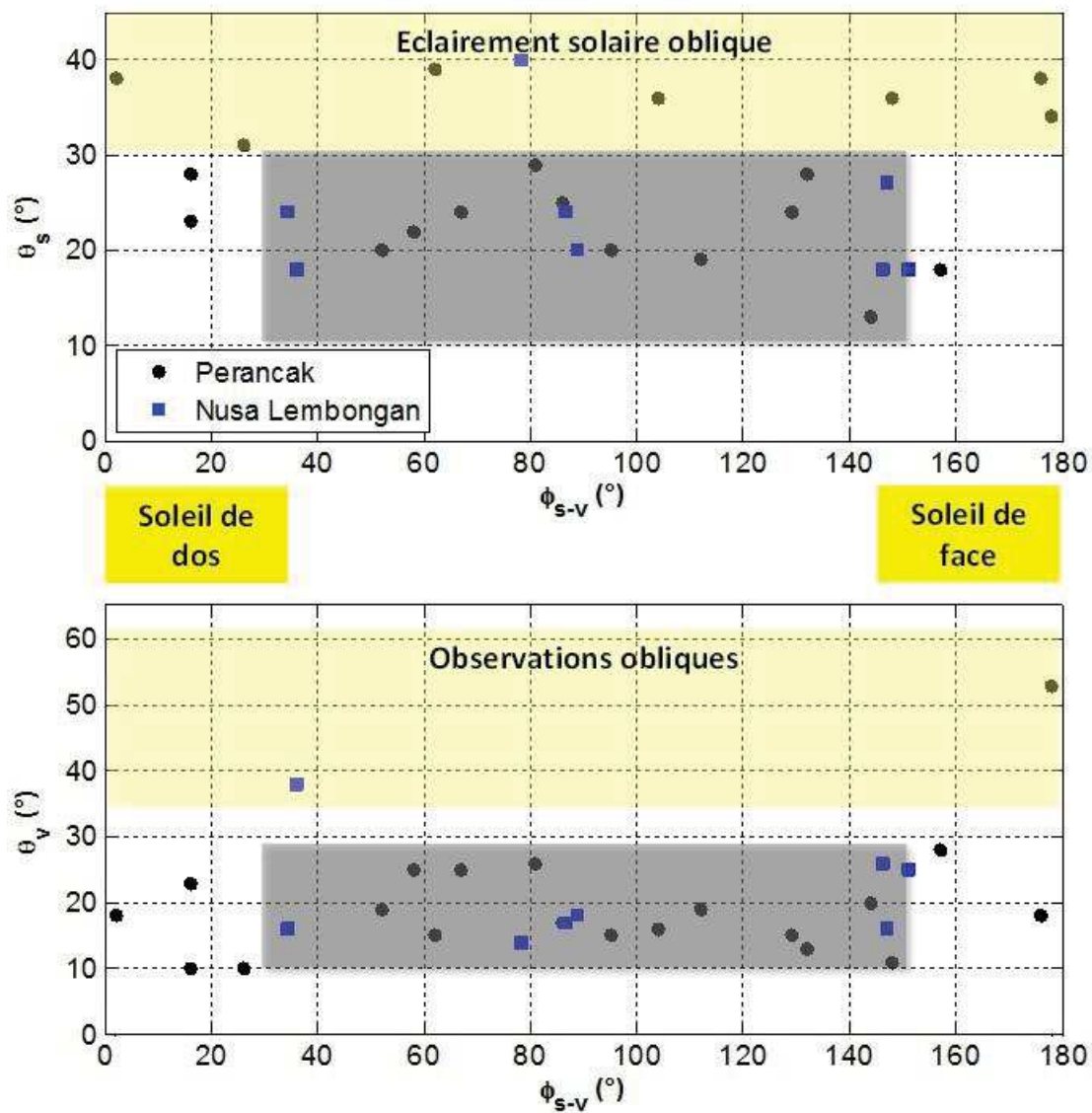


Figure 22: Variabilité des angles zénithaux solaire ϑ_s et de vue ϑ_v en fonction la différence d'azimut entre le soleil et le capteur satellitaire ϕ_{s-v} pour l'ensemble des images acquises sur le site de Perancak et de Nusa Lembongan. Les rectangles en gris séparent les configurations angulaires 'standards' ($10^\circ < \vartheta_s < 30^\circ$, $10^\circ < \vartheta_v < 30^\circ$, $25^\circ < \phi_{s-v} < 145^\circ$) des configurations angulaires 'extrêmes'.

L'impact de ces variations angulaires sur les signatures spectrales et texturales des images acquises à très haute résolution spatiale de mangroves peut s'observer par comparaison visuelle des images. Par exemple, quand le soleil éclaire face au satellite ($\phi_{s-v} > 145^\circ$), les surfaces en eau calme apparaissent très brillantes alors que le soleil se situe derrière le satellite, celles-ci apparaissent sombres (Figure 23). L'évaluation du niveau d'enneigement n'est pas forcément facile à obtenir sur l'estuaire du Perancak étant donné la variabilité des situations des champs de crevettes.

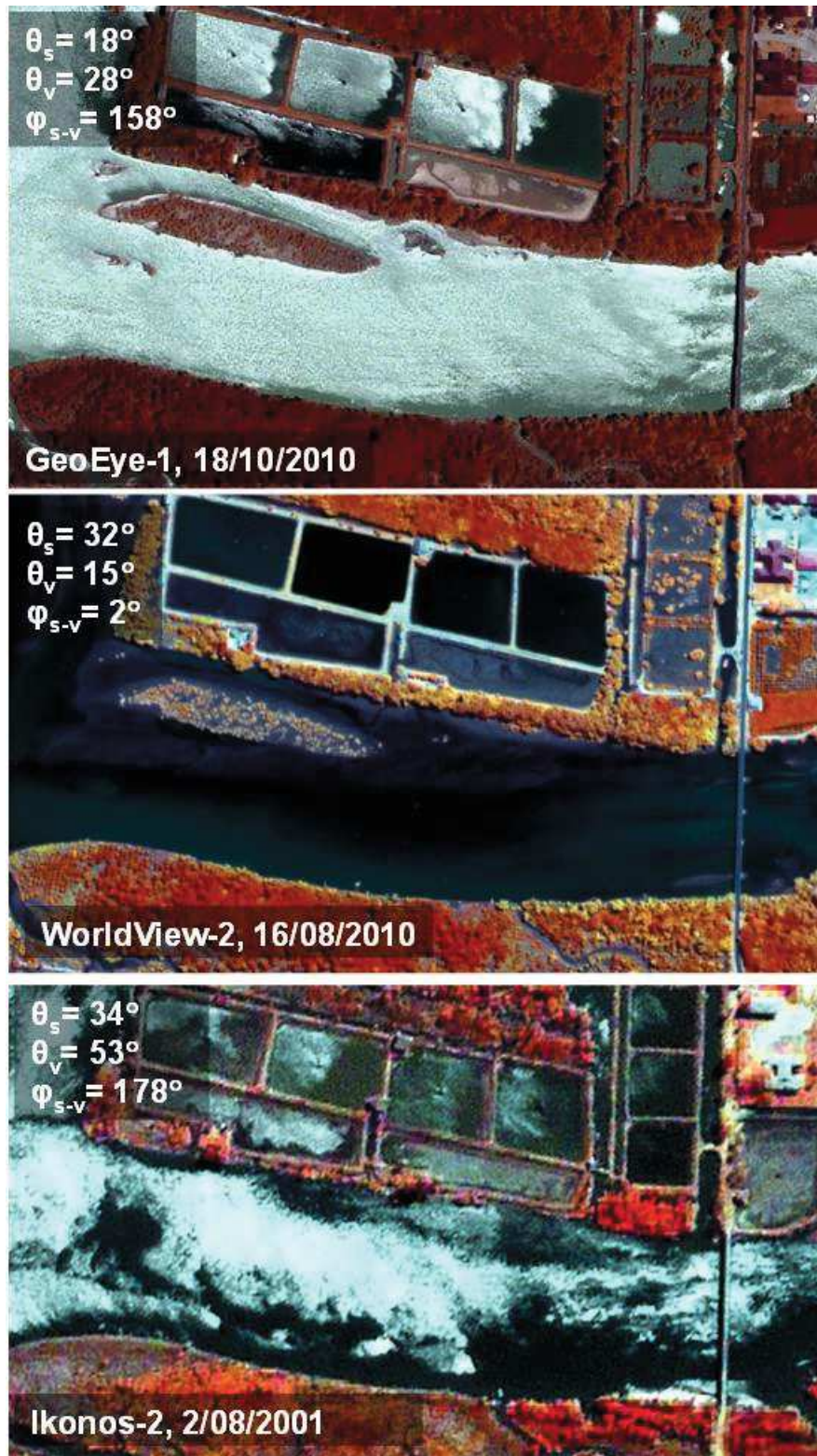


Figure 23: Extraits de composés colorés d'images (500 m x 300 m) sur le site de Perancak. En haut, configuration avec le soleil de face. Au milieu, configuration avec le soleil dans le dos. En bas, configuration avec soleil de face et angle de vue oblique. L'effet de la dégradation de la résolution spatiale dans l'image Ikonos est assez visible.

Une observation oblique ($\theta_v > 30^\circ$) va avoir tendance à gommer des effets de texture sur les canopées voire même à incliner les silhouettes d'arbres alors que quand $\theta_v < 20^\circ$, la texture est renforcée

notamment par une meilleure observation des trouées dans les canopées avec un sol plus visible (Figure 24).

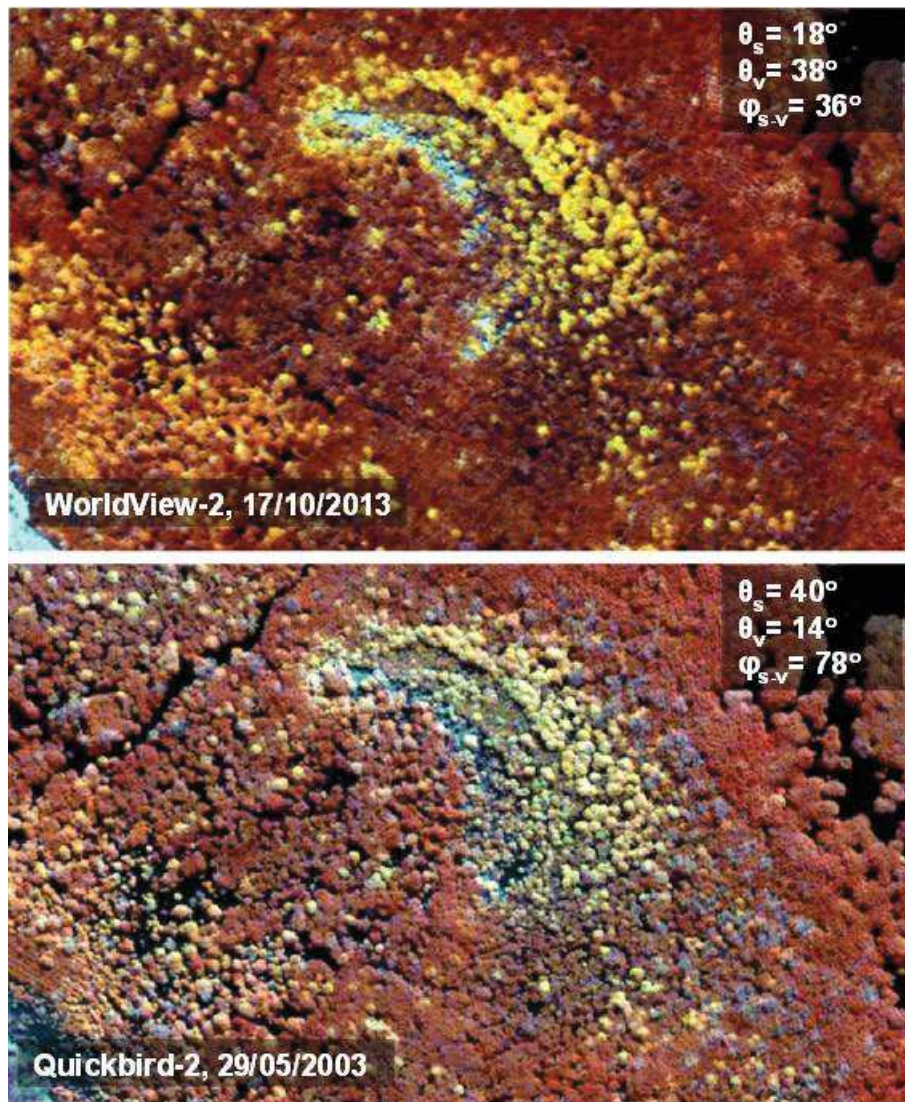


Figure 24: Extraits de composés colorés d'images (500 m x 300 m) sur le site de Nusa Lembongan. En haut, configuration à visée oblique. En bas, configuration avec éclairage solaire assez oblique et visée proche du zénith. Tous les composés colorés présentés dans ce manuscrit sont formés par la superposition de 5 canaux (4 multispectraux, 1 panchromatique) avec les bandes PIR et ROUGE dans le canal d'affichage 'Rouge', la bande VERTE dans le 'vert', la bande BLEUE dans le 'bleu' et la bande PANCHROMATIQUE dans le canal 'intensité'.

Pour résumer, dans une analyse temporelle de séries d'images de télédétection acquise sur des régions de mangroves, les changements observés d'une image à l'autre peuvent être dus aux changements affectant l'écosystème lui-même, à la variabilité des conditions environnementales (notamment le niveau d'enneigement) mais également aux paramètres d'acquisition de ces images. Il y a donc un réel défi de recherche méthodologique à proposer des méthodes robustes qui permettent de mettre en évidence ces changements dans les milieux étudiés tout en s'affranchissant un tant soit peu de la

variabilité des conditions environnementales ou des configurations angulaires d'acquisition des images.

c. Principales étapes de traitement des images

J'ai utilisé principalement le logiciel de traitement d'images de télédétection ERDAS ERMapper (licence IRD à multiples postes) pour réaliser les traitements expliqués ci-dessous.

- *Superposition des images*

Même si les images sont fournies géo-référencées projetées dans le format GeoTIFF sous projection Mercator Transverse Universel (UTM), fuseau 50 Sud, géoïde WGS84, l'expérience montre des décalages de plusieurs pixels notamment pour les images les plus anciennes. Nous avons donc sélectionné une image de référence, celle du premier octobre 2010 pour le site de Perancak et celle du 17 octobre 2013 pour Nusa Lembongan, pour recalibrer l'ensemble des autres images par prise de points d'amer et ré-échantillonnage polynomial par le plus proche voisin. Nous n'avons pas constaté d'importantes déformations géométriques sur les zones sans relief où se développent les mangroves. Nous estimons la précision du recalage à un ou deux mètres.

- *Calcul des images de réflectance*

Le capteur satellitaire mesure la quantité de lumière solaire réfléchiée par unité d'angle solide et de surface éclairée dans une bande donnée λ de fréquences. La grandeur physique mesurée est nommée 'luminance' (ou l'anglicisme, radiance) et est exprimée en $W \cdot m^{-2} \cdot sr^{-1} \cdot \mu m^{-1}$. L'intensité des pixels dans les images GeoTIFF (on parle de compte numérique, noté CN) correspond à des valeurs de luminance ré-échantillonnées (pour faciliter l'affichage). Pour permettre la comparaison inter-images des réponses spectrales, il faut (re)convertir ces valeurs de CN en luminance. Chaque capteur satellitaire a ses propres coefficients de conversion K_λ et ses propres largeurs de bandes spectrales $\Delta\lambda$ qu'il est nécessaires d'obtenir à partir des références spécifiques à chaque capteur (Tableau 7), en préalable à l'application de l'équation générale de conversion. Il faut donc aller chercher les équations et coefficients appropriés dans la documentation et dans les fichiers de métadonnées.

A partir des images de luminance, j'ai calculé des images de réflectance bidirectionnelle. La réflectance est définie comme la fraction du rayonnement solaire qui est réfléchiée par la surface observée. La réflectance au dessus de l'atmosphère ρ_λ (sans unité) se calcule à partir de l'équation suivante :

$$\rho_\lambda = \frac{\pi \cdot L_\lambda \cdot D^2}{E_{sun} \cdot \cos\theta_s}$$

où D est la distance Soleil-Terre exprimée en unité astronomique, E_{sun} l'éclairement solaire moyen au-dessus l'atmosphère ($mW \cdot cm^{-2} \cdot \mu m^{-1}$) et θ_s l'angle zénithal solaire (en degrés). La distance D et

l'éclairement solaire E_{sun} sont généralement données dans les références techniques citées dans le tableau ci-dessus. Le calcul de ces deux paramètres est également bien documentée et accessible sur internet. Nous n'avons appliqué aucune correction atmosphérique à ces valeurs de réflectance bidirectionnelle en raison de l'absence de données atmosphériques aux lieux, heures et dates d'acquisition des images.

Tableau 7: Equations de conversion de l'intensité des pixels en luminance pour les capteurs satellitaires Ikonos-2, GeoEye-1, Quickbird-2, WorlView-2 et WorldView-3

Satellite	Equation générale	Référence technique et fournisseur
Ikonos-2	$L_{\lambda} = \frac{K_{\lambda} \times CN_{\lambda}}{\Delta_{\lambda}}$	Taylor 2005, GeoEye
GeoEye-1		Podger, 2011 (< 2014), Geoeeye Format Digital Globe après
QuickBird-2		Krause, 2003, Digital Globe
WorldView-2 ou WorldView-3		Updike, 2010, Digital Globe Kuester, 2016, Digital Globe

- Calcul des images de NDVI et d'EVI

L'étape finale a consisté à produire des images de NDVI (Indice par Différence Normalisée de Végétation) suivant l'équation suivante :

$$NDVI = \frac{\rho_{PIR} - \rho_{ROUGE}}{\rho_{PIR} + \rho_{ROUGE}}$$

Où ρ_{PIR} , ρ_{ROUGE} correspondent aux réflectances dans le proche infrarouge et dans le rouge, respectivement. L'indice de NDVI peut varier de -1 à 1 et il maximise le contraste de réflectance entre le domaine proche infrarouge ($\lambda > 0.7 \mu m$) et le domaine rouge ($0.6 \mu m < \lambda < 0.7 \mu m$). Dans le rouge, l'absorption chlorophyllienne est maximale alors que dans le proche infrarouge, la structure cellulaire de végétation réfléchit fortement l'éclairement solaire. Les surfaces sans végétation sont distinguables des surfaces recouvertes de végétation par des indices de NDVI négatifs ou de faible valeur (Soudani et al. 2006)

De nombreux autres indices ont été créés et testés depuis l'avènement des capteurs multi-spectraux. Pour le lecteur désireux d'en savoir plus, Bannari et al. (1995) proposent une synthèse assez complète sur le potentiel d'une quarantaine d'indice de végétation. Nous avons également produit des images et travaillé sur des images d'EVI (Indice Amélioré de Végétation). Cet indice est présenté comme un indice plus sensible aux variations dans la structuration des canopées (Huete et al. 2002; Huete et al. 2006) et moins sensible aux conditions atmosphériques (via l'introduction du canal bleu). Nous avons sélectionné l'équation généralement utilisée pour les études de forêts:

$$EVI = 2.5 \times \frac{(\rho_{PIR} - \rho_{ROUGE})}{\rho_{PIR} + (6 * \rho_{ROUGE}) - (7.5 * \rho_{BLEU}) + 1}$$

où ρ_{BLEU} correspond à la réflectance dans le proche bleu.

Ceci dit, l'emploi des indices de végétation pour rendre compte de la variation du fonctionnement des forêts reste hasardeuse (Soudani and Francois 2014) sans solides données de terrain et sans interprétation physique de la diffusion de l'éclairement solaire dans les couvert forestiers pour bien interpréter le niveau d'influence de la géométrie d'acquisition des images.

Dans le cadre de mon travail de thèse, j'ai simplement utilisé les images de NDVI et d'EVI pour vérifier visuellement la cohérence des cartes classifiées en 2 classes 'mangroves' et 'non mangroves' (cf. chapitre III).

2.4. Méthodes pour l'analyse des séries d'images THRS de mangroves

Dès le premier affichage, travailler sur des séries temporelles d'images satellitaires acquises à très haute résolution spatiale semble très attractif : une constatation des changements est quasi immédiate et des propositions d'hypothèses pour expliquer ces changements se développent de manière assez intuitive. Ceci dit, je dois avouer que c'est un travail de grande haleine que de passer d'une analyse qualitative à une étude quantitative des variations dans les images de canopées forestières combinant une description minutieuse à fine échelle d'unités de paysage. Et cela a été particulièrement laborieux pour le site de l'estuaire du Perancak, très fragmenté en terme d'unités paysagères (les champs aquacoles, le réseau de canaux artificiels, etc.). La répétition des interprétations visuelle sur 20 images a été aussi fastidieuse qu'instructive. Bref, j'ai donc passé beaucoup de temps à réaliser l'analyse visuelle présentée ci-dessous ; l'objectif d'obtenir des données d'expertise fiable pour l'analyse 'automatique' des images et l'interprétation des processus tant écologiques que pressions anthropiques causant ces changements me motivant à peaufiner la digitalisation.

a. Description du paysage côtier par segmentation visuelle

J'ai mené l'ensemble de l'analyse visuelle sous le logiciel ARCGIS Advanced 10.3.1, gracieusement fournie sous licence réseau au sein de l'IRD. Les premières données intégrées dans le Système d'Information Géographique (SIG) ont été bien sûr les séries d'images THRS. Au préalable, j'ai fusionné canal panchromatique et canaux multi-spectraux en images bien contrastées de composé coloré rouge, vert, bleu dont la taille des pixels était réglée à celle du canal panchromatique. L'opération se fait en quelques clics avec le logiciel ER Mapper et les images sont exportées au format GeoTIFF, format particulièrement adapté au travail de photo-interprétation sous SIG.

L'essentiel des couches SIG créées est de type polygonal et correspond à notre objectif d'identifier et d'évaluer des changements d'occupation du sol. La première couche SIG créée délimite la région d'étude, c'est-à-dire la zone de mangroves (Figure 25).

- *Nusa Lembongan*

Pour Nusa Lembongan, la délimitation de la région de mangrove côté mer comme côté terre se fait sans ambiguïté simplement du fait que les mangroves forment un couvert de forte réponse dans le proche infrarouge contrairement à l'océan ou aux terres émergées assez arides et pauvres en végétation. Pour Nusa Lembongan, j'ai délimité les cours d'eau parcourant la région de mangrove et les quelques infrastructures (temples, décharges à ciel ouvert, habitations) toute situations sur la limite terrestre de la région de mangroves. Le travail de segmentation n'a pas été poussé plus loin car, pour aborder les questions de la variabilité des signatures spectrales des formations de mangrove, nous n'avions pas de besoin de décrire plus finement les différentes unités du paysage côtier. Ceci dit, un travail plus fin et automatique à partir d'une classification supervisée sur l'ensemble de l'île pourra être réalisé, avec nous semble-t-il des bonnes chances de succès, pour parfaire, par exemple, les contours très échanrés des formations à *Rhizophora* de bord de mer.

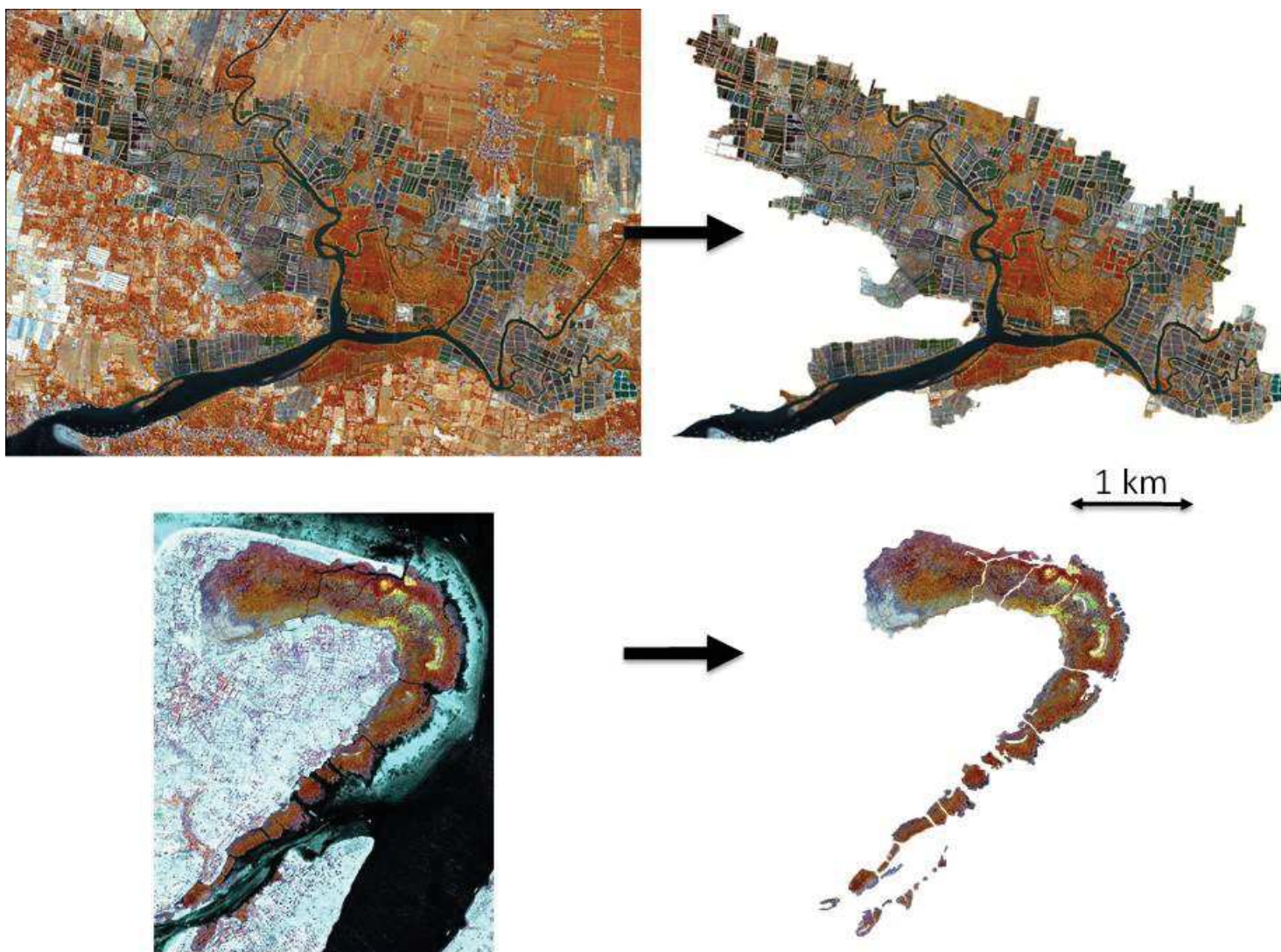


Figure 25: Extraction des régions d'étude sur l'estuaire du Perancak (en haut) et de Nusa Lembongan (en bas). Les images sont données à la même échelle.

- *Estuaire du Perancak*

La présence de champs aquacoles sans végétation de couleur sombre et la réponse spectrale marquée dans l'infrarouge des mangroves permettent de distinguer assez facilement l'estuaire (la zone d'influence des marées) des terres émergées où riziculture et plantations de palmiers présentent également des signatures spectrales et texturales identifiables. **L'estuaire couvre une surface de 755 hectares** (Tableau 8).

Sur ce site, la délimitation du **réseau de rivières et chenaux artificiels** a été plus complexe (Figure 26). Les images les plus anciennes démontrant une extension moindre de la mangrove ont permis d'établir une base assez stable et une estimation **autour de 124 hectares**. Quelques modifications artificielles de bras de rivière ont été cependant constatées et prises en compte. Comme visualisé dans la Figure 26, nous avons également tenu compte de la présence d'îles apparues depuis 2001 en prenant l'image la plus récente comme donnant le contour le plus actualisé des bras principaux.

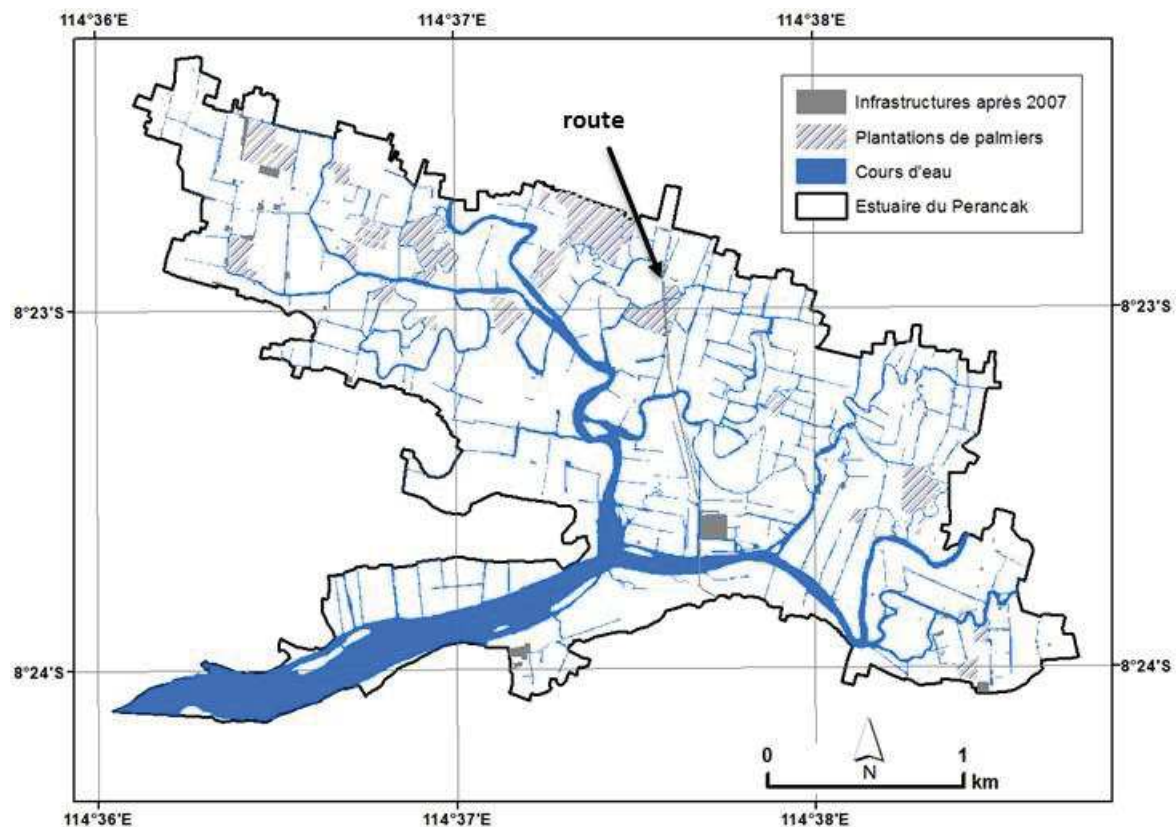


Figure 26: Cours d'eau délimités en 2015, routes, infrastructures après 2007 et plantation de palmiers dans l'estuaire du Perancak.

J'ai délimité, toujours sous forme de polygones, le tracé de la route construite en 2004 qui traverse l'estuaire et la plupart des habitations ou fermes aquacoles (Figure 26). **Les infrastructures occupent environ 8 hectares** à l'intérieur de l'estuaire. J'ai également identifié puis délimité, à la suite des

reconnaitances de terrain de mai et novembre 2014, les zones ayant fait l'objet de plantations d'espèces de palmiers comme *Nypa fruticans*.

Le gros du travail a concerné la délimitation d'un **cadastre des bassins aquacoles** (tambaks en Bahasa) comprenant les bassins eux-mêmes et les digues. Dans cet estuaire très fragmenté, où les enjeux de gestion côtière deviennent importants, l'absence de référentiel permettant de situer et identifier chaque champ aquacole fait gravement défaut. C'est probablement l'information de base la plus importante à acquérir rapidement pour le gouvernement local. Visuellement, nous avons distingué deux couches : une couche 'bassin aquacole' délimitée par le contour intérieur du bassin et une couche 'digue de bassin'. Au final, j'ai créé deux cadastres, un avant la construction de la route, l'autre à appliquer aux images postérieures à 2007. Les superficies couvertes restent identiques (**environ 464 ha**), le nombre de polygones augmentent légèrement après la construction de la route en 2004 (Figure 27). **La taille moyenne des champs aquacoles** dans l'estuaire du Perancak est de **0.26 ±0.18 ha**.

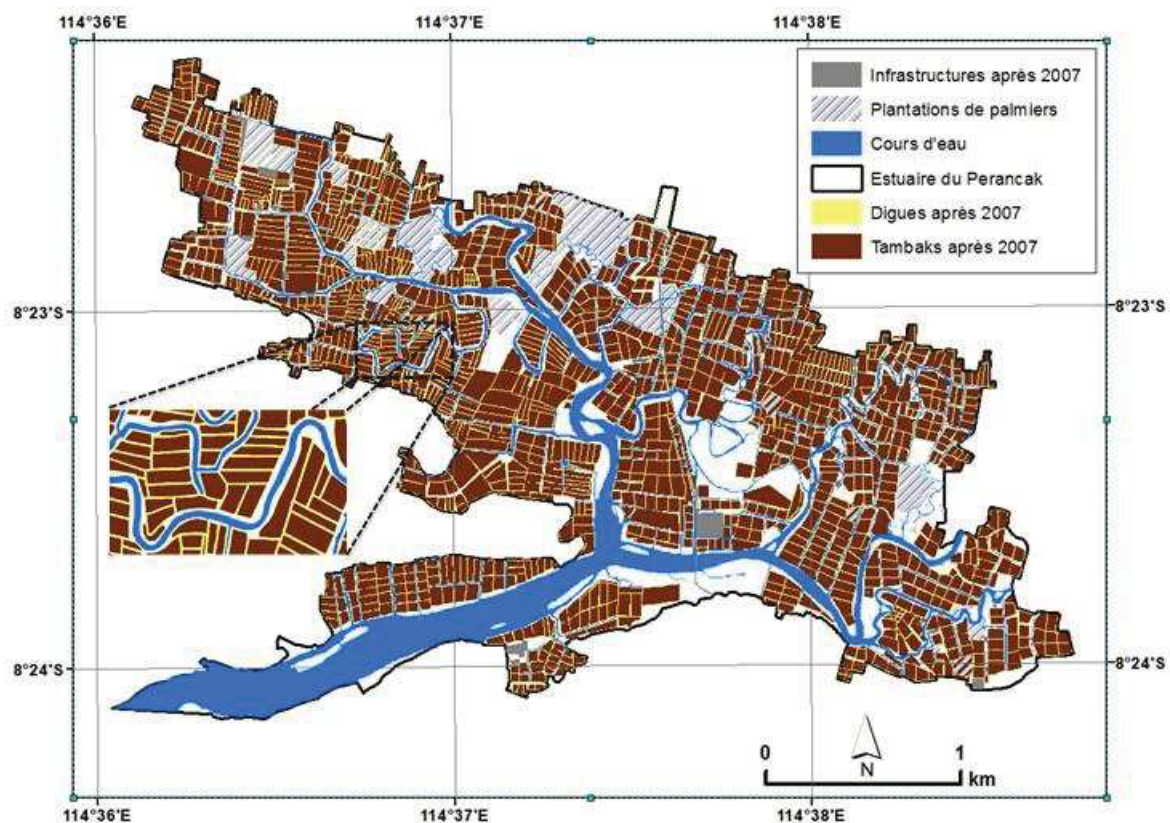


Figure 27: Cadastre de champs aquacoles postérieur à 2007 dans l'estuaire du Perancak. Les zones en blancs correspondent aux zones non endiguées que l'on nommera par extrapolation 'zones naturelles'.

Il faut noter le travail (encore préliminaire) de l'équipe 'Crevetticulture' du projet INDESO dans le développement d'une méthode de segmentation automatique par 'croissance de région' et 'classification non supervisée' (Gusmawati et al. 2016) qui nécessite encore des validations ne serait-ce qu'au travers l'exploitation du jeu temporel d'images.

Tableau 8: Superficies des unités de paysage délimitées visuellement dans l'estuaire du Perancak et nombre de polygones associés.

Unités de paysage	Superficie (ha)	Nombre de polygones
Estuaire complet	755	1
Cours d'eau	~124	1
Infrastructures	~8	~175
Plantations de palmiers	~41	~35
Bassins aquacoles	381	~ 1480
Digues de bassins avant 2007	83	~1500

En soustrayant les superficies occupées par ces unités de paysage visuellement délimitées de l'ensemble de la zone estuarienne (755 ha), il restait les zones 'non endiguées' situées majoritairement le long et des bords de rivières (Figure 27) et la zone centrale située au nord la station INDES0. **La superficie 'non endiguée' correspond à environ 120 hectares.** Ce chiffre est très important car il conditionne l'expansion maximale que les mangroves pourraient conquérir 'facilement' sans aménagement conséquent de l'estuaire.

b. Suivi de l'expansion des mangroves dans les bassins aquacoles par classification visuelle

D'après les enquêtes menées par l'équipe 'Crevetticulture' auprès des fermes aquacoles, les bassins encore en activité sont exsangues de végétation. Les techniques de silvo-aquaculture ne sont pas appliquées dans l'estuaire. Aussi, parmi les questions importantes pour consolider les futurs plans de gestion côtière de l'estuaire du Perancak sont celles liées à la végétalisation des champs aquacoles abandonnés. La simple observation de la présence de végétation dans un bassin est probablement un bon marqueur de l'état d'inactivité du bassin, en tout cas pour l'estuaire du Perancak. C'est déjà une information importante à intégrer dans un plan de gestion. Mais un suivi de l'évolution de cette végétalisation, qu'elle soit artificielle sous la forme de plantations ou qu'elle soit naturelle issue de la colonisation par dispersion de propagules de palétuviers, reste nécessaire.

De l'observation de la série d'images THRS, nous pouvons distinguer, d'une part, les plantations des forêts naturelles de mangrove (Figure 28). Telles qu'elles sont pratiquées, en rangées d'arbres régulièrement espacés, les plantations de palétuviers sont facilement identifiables. On remarque, non seulement, que les rangées d'arbres plantés peuvent être encore visibles, que la canopée de réponse spectrale uniforme (rouge vif) peut être parsemée d'arbres émergents de réponse spectrale beaucoup plus claire de même type que celui observé en forêt naturelle.

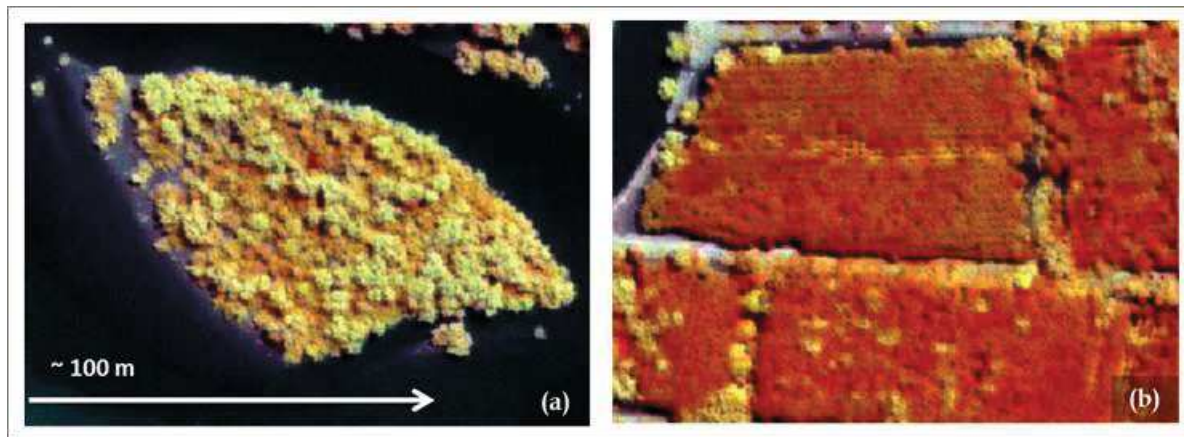


Figure 28: Extraits d'images THRS sur une forêt naturelle de mangroves (à gauche) et une plantation adulte dans des champs aquacoles endigués, estuaire du Perancak.

D'autre part, il est possible d'évaluer un degré de fermeture des canopées, indicateur d'une évolution normale de la forêt s'il est appréhendé sur plusieurs années. Dans l'estuaire du Perancak, les processus naturels de colonisation naturelle se détectent par une distribution spatiale aléatoire de jeunes arbres présentant des petits houppiers (Figure 29). Il a été aisé de replacer ces zones de régénération naturelle dans un contexte hydrologique en fonction de la distance au cours d'eau principal ou à l'état des digues (ouvertures dans les digues, érosion, fermeture complète).

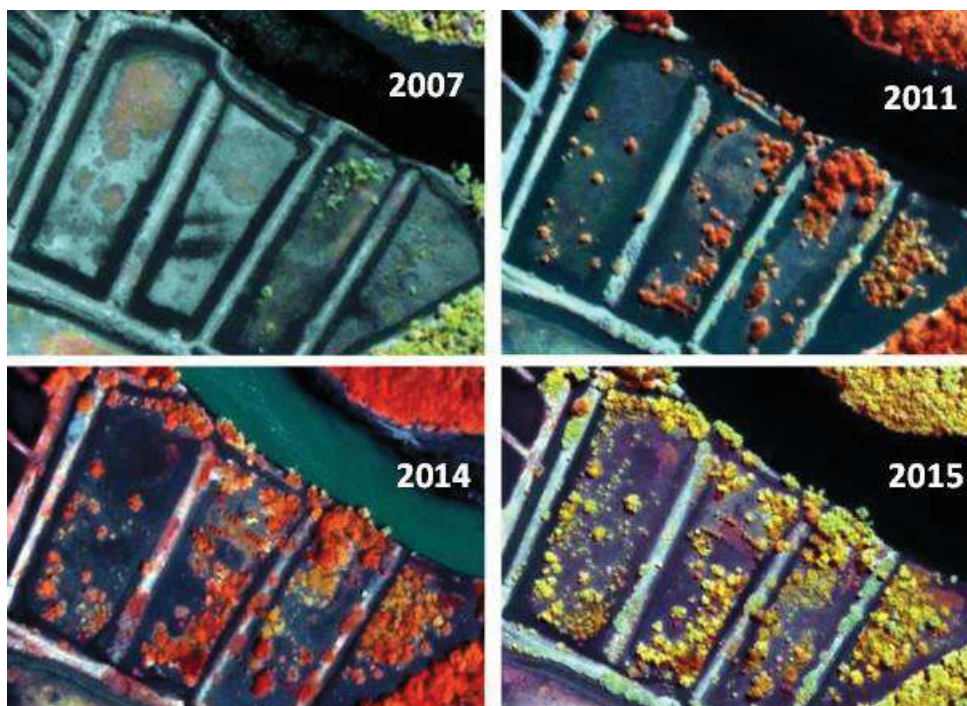


Figure 29: Colonisation naturelle dans les champs aquacoles. Les extraits d'images THRS font 180 m x 130 m. On remarque l'érosion des digues en bord de rivière dans la partie Nord des bassins.

J'ai déjà indiqué le potentiel des images THRS à servir de documents de base pour préparer des plans d'échantillonnage dans une région de mangroves. Zhou et al. (2013) ont démontré dans une étude sur les plantations d'Eucalyptus au Brésil, que l'on pouvait détecter les premiers stade de développement des arbres dans une plantation. Dans les images THRS acquises sur l'estuaire du Perancak, les jeunes plantules de *Rhizophora*, dont la hauteur n'excède pas 50 cm et la largeur reste inférieure à 30 cm sont détectables visuellement (Figure 30).

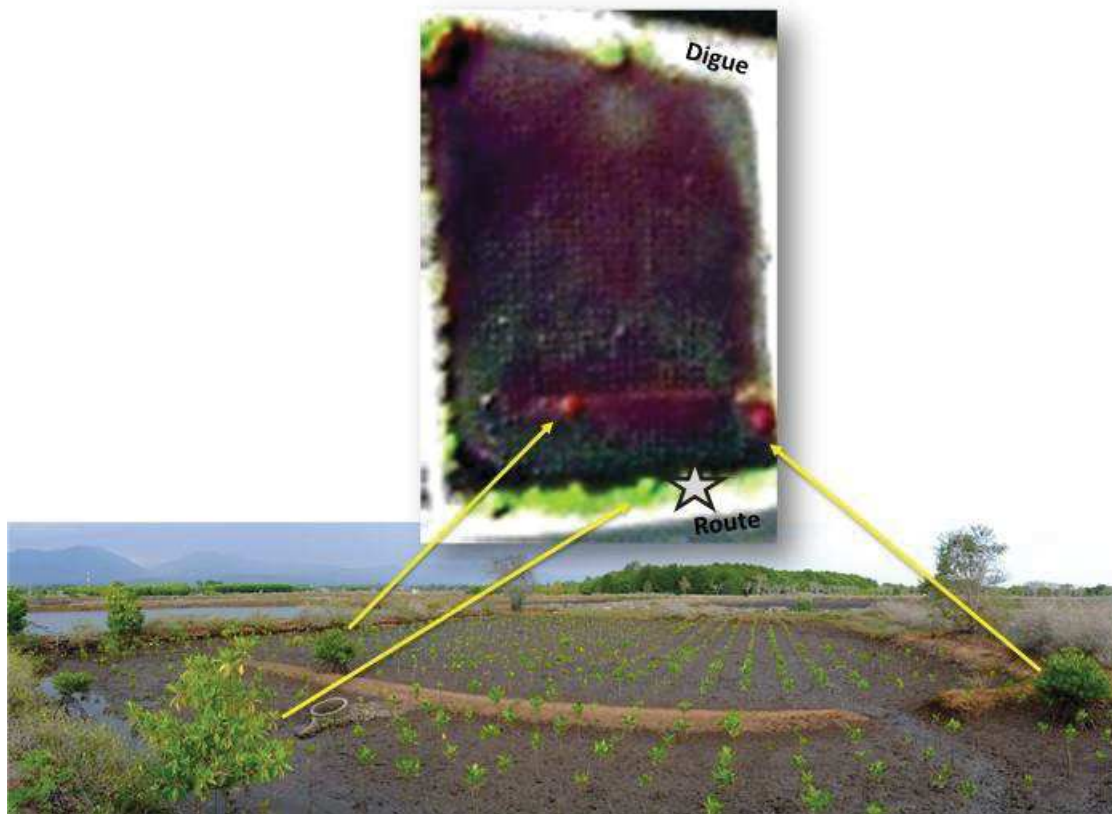


Figure 30: En bas, plantation de propagules de *Rhizophora* réalisée courant 2014 et photographiée en Novembre 2014. En haut, extrait de 60 m x 40 m de l'image WorldView-3 acquise en avril 2015 sur la même zone. Le contraste a été accentué pour faire ressortir les jeunes plants et les arbustes de moins d'un mètre de haut et de large. La position de prise de la photo est indiquée par l'étoile.

La diversité de situations forestières observées d'un champ aquacole à l'autre est importante et elle varie au cours du temps : chaque champ a en fait un historique qu'il conviendrait de décrire et d'enregistrer. Ceci nous a imposé dès le départ de prendre le bassin aquacole comme unité paysagère d'analyse des changements dans la couverture végétale de mangrove. Au sein de ces quelques mille cinq cents unités de paysage dont la superficie restreinte est clairement délimitée par des digues, nous avons pu identifier les champs 1) restant sans végétation, 2) ceux ayant fait l'objet d'une plantation de palétuviers, 3) ceux laissés en régénération naturelle et 4) ceux couverts à la fois par des plantations et de la végétation naturelle. Pour enregistrer ce flot d'informations, il a fallu organiser un protocole de classification visuelle qui a consisté à statuer, premièrement, entre forêt naturelle et/ou plantations

puis à renseigner un niveau de fermeture de la canopée. Sur la base illustrative de la série d’extraits d’image proposés dans la Figure 31, voici une explication du codage effectué.

A partir d’une couche de champs aquacoles, j’ai documenté pour l’ensemble de polygones et pour chaque année d’acquisition de 2001 à 2003, puis 2007 à 2015, l’état de végétation en termes de ‘plantations de palétuviers’ et ‘forêt naturelle’. J’ai créé des attributs ‘plantation’ et ‘forêt naturelle’, pour chaque d’année d’observation (Tableau 9). Pour chaque polygone et chaque année, j’ai attribué des états de végétation en suivant le codage suivant :

- 0 : absence de végétation
- 1 : arbres disséminés
- 2 : canopée encore ouverte
- 3 : canopée fermée

Un champ aquacole peut bien sûr être occupé par une plantation et de la végétation naturelle (cf. champs 3-5, 7,9 et 11-14).

Tableau 9: Exemples de classification appliquée pour 4 champs aquacoles dont l'identifiant Id correspond à ceux de la figure ci-dessous.

Id	Aire (ha)	Plantation 2008	Plantation 2009	Plantation 2011	Plantation 2015	Mangrove naturelle 2008	Mangrove naturelle 2009	Mangrove naturelle 2011	Mangrove naturelle 2015
2	0,37	1	1	2	3	0	0	0	0
4	0,33	1	1	2	3	1	1	1	1
6	0,50	0	1	2	2	0	0	0	0
13	0,24	1	1	3	3	1	2	3	3

L’approche reste très qualitative mais a eu le mérite de fournir des cartes de végétation dans les bassins qui distinguent les plantations des mangroves naturelles avec un taux de couverture qualitatif (Rahmania et al. 2015). Par la suite, nous mènerons une étude de l’expansion des mangroves à l’intérieur des bassins marqués en ‘plantation’. L’expansion sera obtenue à partir de l’approche par classification supervisée présentée ci-dessous.

c. Cartographie des peuplements de mangroves par classification supervisée

Deux objectifs et plusieurs impératifs ont régi la démarche méthodologique présentée maintenant. Le premier objectif était de disposer d’une méthode capable de rendre compte avec robustesse des changements en superficie occupée par les mangroves dans une région donnée. Le deuxième objectif était de proposer des cartes montrant comment s’organisent spatialement les peuplements de palétuviers dominés par différentes espèces. Parmi les impératifs, en partie en égard au tenants et aboutissants du projet INDES0, étaient **la nécessité de proposer des méthodes simples**, c’est-à-dire des méthodes qui puisse être facilement mises en œuvre et appliquées par des personnes sans

compétences pointues en télédétection telles que des personnes travaillant dans les services cartographiques du Ministère des Pêches, les bureaux d'étude ou les organisations non gouvernementales. Enfin, il s'agissait de bien **vérifier la robustesse des méthodes développées**.

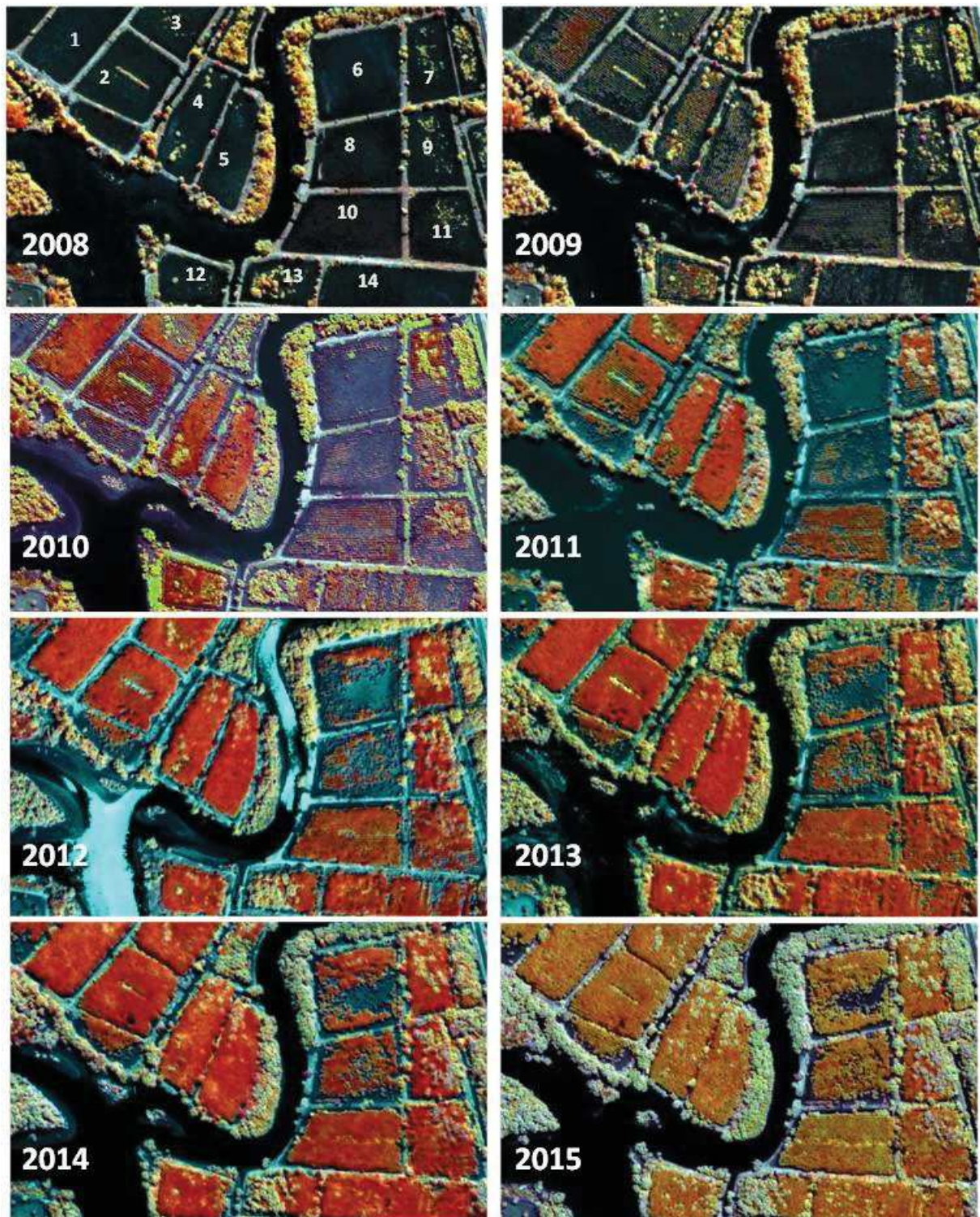


Figure 31: Extraits d'images de 400 x 250 m sur 14 champs aquacoles plantés entre 2007 et 2008 et évolution de la couverture de mangrove entre 2008 et 2015.

C'est au travers **une analyse temporelle d'images par classification supervisée** que nous avons abordé les aspects d'évolution réelle des surfaces occupées par les mangroves. Les méthodes de classification supervisée sont largement utilisées en télédétection mais restent délicates à mener en raison des confusions radiométriques qui peuvent apparaître sur des milieux hétérogènes et à toutes les échelles d'observation (ou résolutions spatiales). Nous avons choisi de travailler par classification supervisée par maximum de vraisemblance, méthode de classification qui a l'avantage de donner pour chaque pixel, outre sa classe d'affectation, un niveau de certitude lié à ce choix d'affectation. Autrement dit, l'analyse des pixels présentant une faible certitude dans leur classification permet d'identifier des régions où il y a confusion entre classes de végétation ou unités de paysage.

Nous avons procédé classiquement en 3 étapes. La première étape a été de constituer un échantillon de polygones dits « d'apprentissage » et un échantillon de polygones dits « de validation » sur la base de notre expertise acquise sur le terrain et dans l'analyse visuelle des images. La deuxième étape a consisté à tester la fiabilité des règles de classification obtenues par l'apprentissage avant d'appliquer à l'ensemble de la zone de mangroves considérée (cf. Figure 25), c'est-à-dire en produisant des cartes de classes. Enfin, quand la fiabilité était avérée, nous avons calculé les superficies occupées par chacune des classes et analysé leur positionnement les unes par rapport aux autres ainsi que leur distribution spatiale au sein de la région de mangrove étudiée.

Sur le site de Perancak, nous avons travaillé avec seulement deux classes à savoir 'mangroves' et 'non mangroves', pour simplifier et focaliser sur le sujet de détection des mangroves. La considération d'un éventail de classes représentatif de la mosaïque d'unités de paysage dans un environnement changeant, ne serait-ce qu'en raison des différents niveaux d'enneigement des champs aquacoles nécessiterait un travail d'apprentissage bien plus poussé que celui auquel nous pouvions prétendre dans le cadre de ce travail de thèse. Nous avons pu analyser l'évolution de la surface des mangroves au sein des champs aquacoles, autour et sur les digues et dans les zones naturelles non endiguées. Par contre, pour le site de Nusa Lembongan, il était clair dès la première visualisation des images, que l'ensemble de la région de mangroves pouvait se prêter à l'exercice de classification supervisée multi-classes car la région de mangrove forme une mosaïque continue de peuplements de palétuviers.

d. Analyse de la variabilité des signatures spectrales des mangroves

L'information portée par les canaux multi-spectraux des images THRS, d'autant plus quand elle est fusionnée à la résolution spatiale et avec le canal panchromatique, est indéniablement attractive pour mettre en évidence la dominance de certaines espèces de palétuviers aussi bien au sein de formations étendues qu'en arbres isolés. Nous avons pu constater par ajustement du contraste des images que les couleurs dégradées de rouge, jaune, bleu et vert ressortaient dans toutes les images acquises, à

toutes les dates, que ce soit sur le site de Perancak que celui de Nusa Lembongan (Figure 32). A la suite des expérimentations de terrain, nous avons pu mettre en corrélation cette mosaïque de couleurs' avec une composition spécifique des espèces dominantes en canopée (cf. chapitre IV).

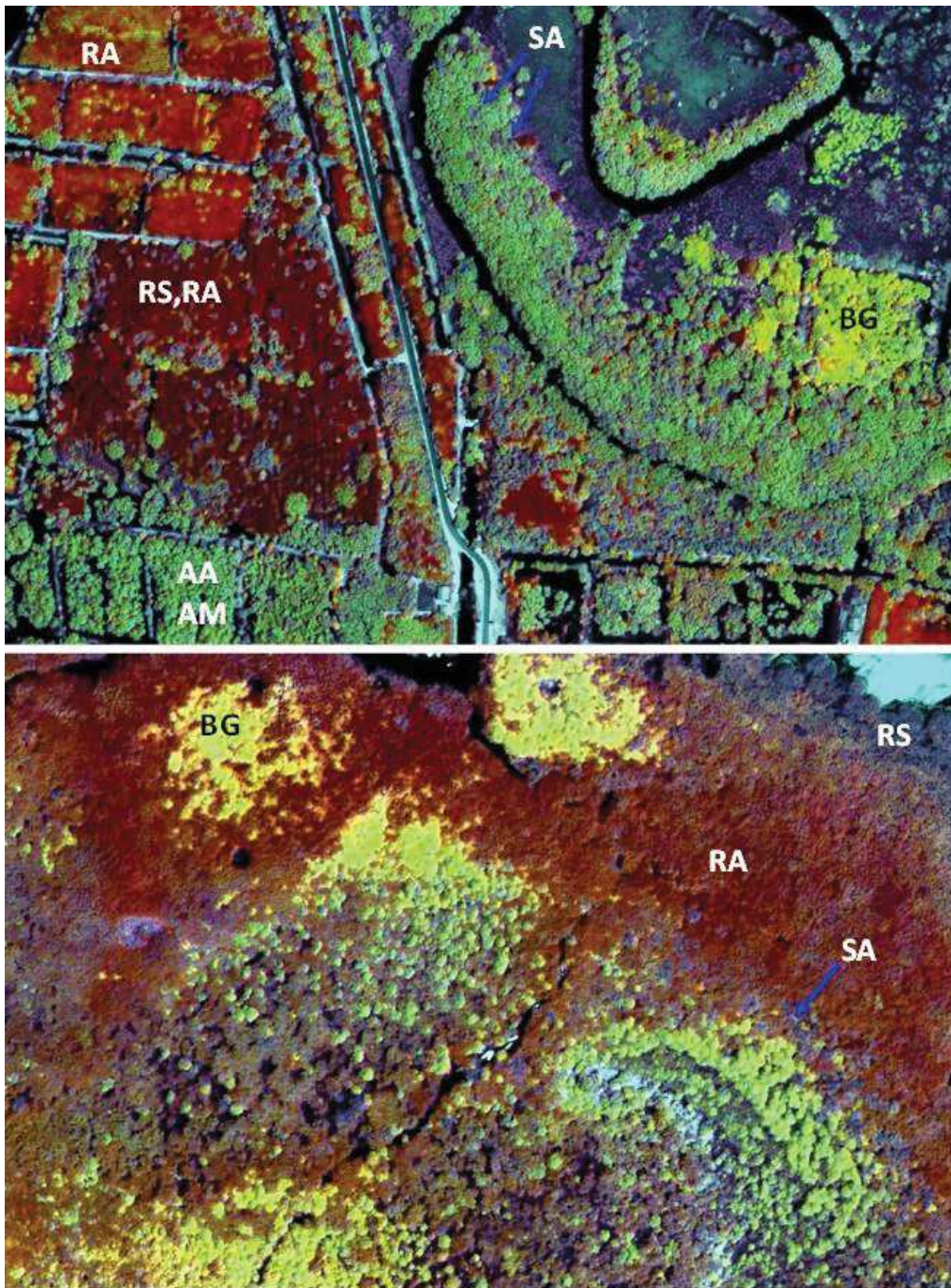


Figure 32: Composés colorés d'images THRS de 600m x 400 m montrant la distribution spatiale en formation continue ou arbres isolés de quelques espèces dominantes de palétuviers sur les sites de Perancak (en haut) et de Nusa Lembongan (en bas). Les codes AA, AM, BG, RA, RS et SA correspondent, respectivement, à *Avicennia alba et marina*, *Bruguiera gymnorrhiza*, *Rhizophora apiculata* et *R. stylosa*, *Sonneratia alba*. Les palétuviers de cette dernière espèce sont remarquables par leur couleur bleu grisé et une dissémination spatiale sans formation étendue.

Dans mon travail de thèse, j'ai contribué à évaluer le niveau de séparabilité spectrale entre espèces ou familles d'espèces de palétuviers en fonction des configurations angulaires et des structures forestières. Le principal de l'approche reposait sur un travail méticuleux d'interprétation de la variabilité temporelle et angulaire des réflectances multi-spectrales sur les différentes formations de mangroves. L'ensemble m'a permis de discuter de la fiabilité d'une série de cartes de distribution d'espèces dominantes obtenues à partir de classifications supervisées.



© C. Proisy, 2014, Perancak estuary, Bali, Indonesia

Chapitre 3 - Application aux régions de mangroves perturbées par l'aquaculture

Le fonctionnement hydrologique et écologique de l'estuaire du Perancak a été extensivement perturbé depuis plusieurs dizaines d'années par le développement puis le déclin d'activités d'aquaculture. Des palétuviers sont plantés depuis une vingtaine d'années. La période est donc cruciale pour consolider un plan de gestion côtière intégrée.

Dans ce chapitre, je présente l'analyse des changements depuis 2001 dans les images de canopée de mangrove se développant dans l'estuaire du Perancak. Le contenu de ce chapitre correspond au contenu de l'article que je suis en train de préparer pour une soumission au journal *Marine Pollution Bulletin*, dans un numéro spécial dédié au projet INDESO (et à soumettre avant mi-novembre). Cet article devrait être intitulé: *“Dismissing the unsustainable legacy of aquaculture. Baseline data for monitoring mangroves in Indonesia from very high spatial resolution satellite images”*. Un résumé de l'article est disponible [à la fin du manuscrit](#).

Il est réalisé en parallèle à un deuxième article coordonné par l'équipe 'Aquaculture' (dans lequel je serai coauteur) article qui présente un bilan temporel des activités d'aquaculture dans l'ensemble de l'estuaire depuis 2001 à partir de l'observation combinée de la présence/absence de différents indicateurs (pontons ; aérateur ; mangroves : ennoisement). Ce second article devrait être intitulé *«Dismissing the unsustainable legacy of aquaculture. Baseline data for monitoring shrimp farming in Indonesia from very high spatial resolution satellite images”*.

3.1 Mangroves naturelles versus plantations de palétuviers

Avant de procéder à l'analyse spatiale des changements dans les canopées de mangroves, je procède à une analyse des données forestière recueillies durant les inventaires forestiers et floristiques. Je focalise cette première section sur la comparaison des structures forestières, compositions spécifiques et capacité de régénération entre plantations et mangroves naturelles. Par plantations, nous entendons des aires plantées. Elles peuvent donc inclure des arbres non plantés.

a. Structures forestières

La structuration des plantations observée sur les 11 faciès inventoriés est assez différente de celle exprimée par 5 faciès de forêts naturelles (Figure 33). La surface terrière G évolue plus vite (environ $2.5 \text{ m}^2/\text{ha}$ par centimètre de Dq) dans les plantations que dans les mangroves naturelles (environ $1 \text{ m}^2/\text{ha}$ par centimètre de Dq). Le faciès PL13 se distingue avec une surface terrière de $33 \text{ m}^2/\text{ha}$ pour

un diamètre quadratique moyen de 7 cm. La variabilité de structuration dans les plantations est notable avec des parcelles comme PL1, PL8 et PL10 qui pourraient s'inscrire dans une trajectoire de développement de forêt naturelle. Il est intéressant de constater que les décroissances du nombre d'arbres par hectare en fonction de Dq suivent à peu près les mêmes trajectoires (graphe du milieu) en plantations et en forêts naturelles. Des relevés supplémentaires en aires naturelles devraient confirmer cela. Une différence importante est que dans la majorité des arbres plantés présente des rejets dès la base du tronc, exprimant probablement un stress de croissance. Les espèces concernées par cette multiplication de rejets-tiges sont clairement les Rhizophora (Figure 33, en bas).

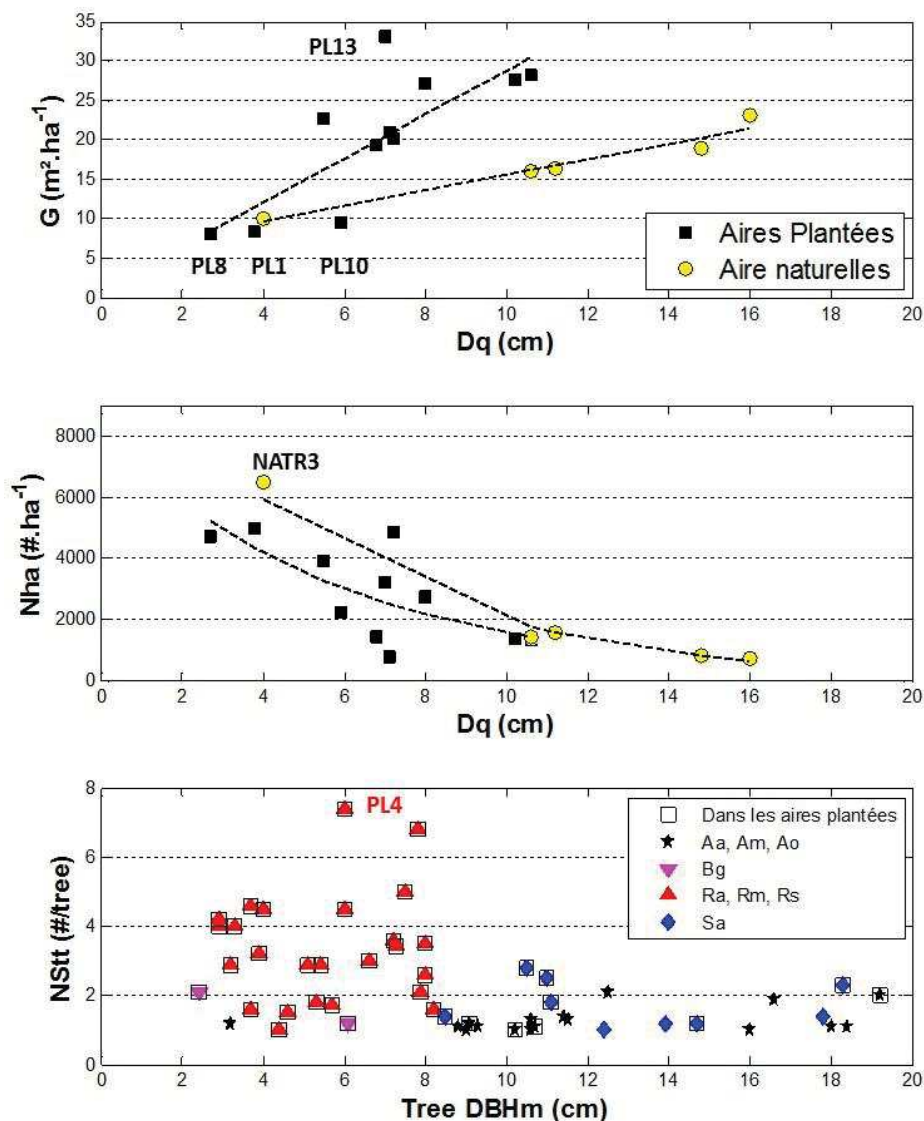


Figure 33: Structure des faciès forestiers en aires plantées et naturelles. En haut et au milieu, évolutions de la surface terrière et du nombre d'arbres dans le faciès en fonction du diamètre quadratique moyen. En bas, nombre de rejets par arbres en fonction du DBH moyen des individus d'une espèce en distinguant les arbres se développant dans les aires plantées et les familles d'espèces. Les relevés de DBH sans délimitation de parcelle (cf. annexe) sont aussi considérés.

b. Composition spécifique et capacité de régénération

Dans la Figure 34 (en haut), je compare la composition spécifique des peuplements adultes en aire plantée à celle des faciès forestiers en aire naturelle. Ce diagramme 'radar' donne le cumul des pourcentages de surface terrière par espèce (colonne G% du Tableau 1) moyenné sur 11 faciès pour les aires naturelles (ligne noire) et sur 5 faciès pour les aires naturelles (ligne verte). Une branche du diagramme correspond à une espèce pour laquelle $G% > 10\%$. Les noms d'espèce correspondant aux acronymes sont donnés dans le chapitre 2, section 'Caractérisation des structures forestières'. Ce graphe montre que les plantations sont réalisées avec des *Rhizophora*, l'espèce *R. mucronata* étant la plus fréquemment rencontrée dans nos inventaires (35% des surfaces terrières), suivi de *R. apiculata* (25%) et *R. mucronata* (19%). Il faut noter la présence, par ordre décroissant, de *Sonneratia alba*, d'*Avicennia alba* et d'*Avicennia marina* dans ces aires plantées mais à des niveaux inférieurs à 6% de la surface terrière totale. Dans les aires naturelles, non plantées, *A. alba* domine en surface terrière (moyenne de 35%), *A. marina* et *S. alba* sont présentes à hauteur de 20% alors que *A. officinalis* atteint 15%.

Dans la Figure 34 (en bas), je compare selon le même principe les espèces des plantules ou jeunes pousses trouvées en aires plantées par rapport à celles trouvées en aires naturelles (cf. Tableau 4). Les graduations donnent le pourcentage sur le nombre de plantules trouvées d'une espèce donnée par rapport au nombre total de jeunes pousses de la parcelle. Nous n'avons considéré que les relevés chiffrés de nombre de plantules (les relevés qualitatifs notés avec des '+' dans le Tableau 4 ne peuvent pas être utilisés dans ce diagramme quantitatif). Il y avait donc au total 13 parcelles pour les aires plantées et 6 relevés exploitables pour les aires naturelles. Le graphe suggère plusieurs importantes caractéristiques de régénération sur l'estuaire du Perancak :

1. Il n'y a presque pas de régénération des trois espèces de *Rhizophora* plantées (< 3%).
2. Par contre, il y a quand même de la régénération au sein des aires plantées et elle provient de la présence de plantules à *B. gymnorhiza* (12%), *A. marina* (11%) et *A. officinalis* (5%).
3. Le niveau de régénération est largement supérieur en aires naturelles qu'en aires plantées (le polygone vert englobe le polygone noir dans le diagramme radar).
4. La régénération en aires naturelles est marquée par les occurrences de plantules à *A. marina* et *B. gymnorhiza* (20% des propagules). Des plantules à *A. officinalis*, *R. apiculata* et *S. alba* sont également repérées pour des niveaux allant de 10%, 5% et 2%.

Je commenterai ces résultats dans la dernière partie de ce chapitre.

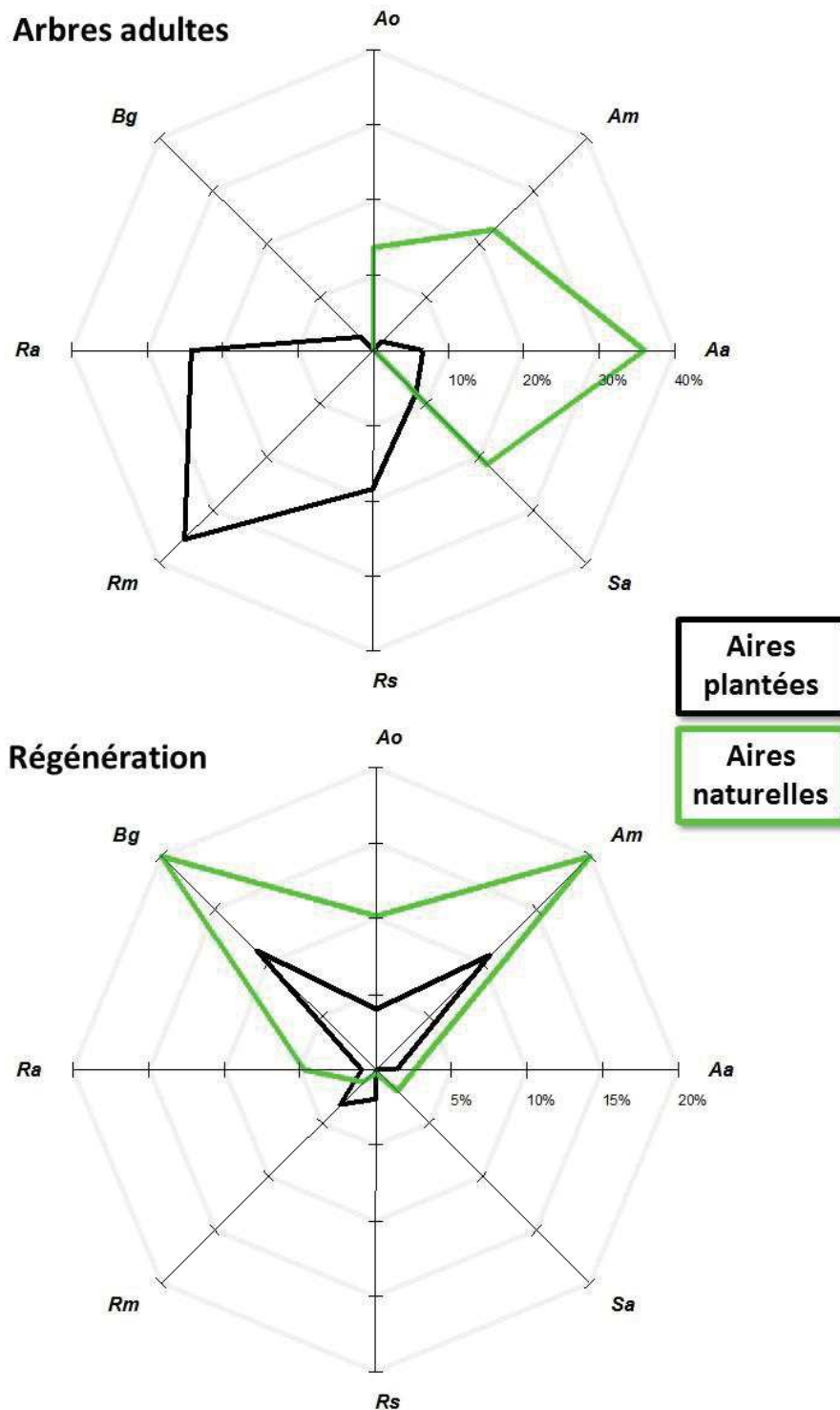


Figure 34: Comparaison de la composition spécifique des arbres adultes et de la capacité de régénération des systèmes plantés par rapport aux mangroves naturelles. Les branches du diagramme radar représentent les espèces. Les graduations sur les axes donnent le pourcentage de surface terrière occupée (en haut) et le pourcentage de propagules pour une espèce donnée dans les aires plantées ou dans les aires naturelles.

3.2 Analyse de l'expansion des mangroves

Je présente maintenant les résultats issus de la classification supervisée des images et de l'analyse visuelle. Je distingue une analyse réalisée à l'échelle de l'estuaire d'une analyse menée à l'échelle du bassin aquacole pour les aires plantées.

a. Bilan de l'approche par classification supervisée 'mangrove vs. non-mangroves'

La classification supervisée par maximum de vraisemblance des 20 images visait à discriminer les pixels de 'mangroves' des pixels 'non-mangroves' (Tableau 10). Nous n'avons pas cherché à classifier d'autres types de surface sachant que la variabilité du milieu et des réponses spectrales au sein d'une image pouvait diminuer la précision d'identification des pixels 'mangroves'. Les polygones d'entraînement ont donc été définis comme de larges zones incluant de multiples types de surface (digues de bassin sans végétation, bassins en eau, à sec avec algues, routes, maisons, etc.).

Tableau 10: Synthèse des précisions (en %) de classification supervisée par maximum de vraisemblance entre une classe 'mangroves' et une classe 'non-mangrove'. La précision globale correspond à la précision du réalisateur. Les valeurs de précision sont données en %.

Satellite	Date d'acquisition	Classe Mangrove	Classe Non-Mangroves	Précision globale	Kappa
Ikonos-2	02-août-01	95,40	99,70	99,10	0,96
	12-oct-01	100,00	95,20	95,70	0,81
	09-mars-02	96,00	99,90	99,50	0,97
	21-févr-03	90,80	99,90	99,40	0,94
	27-juin-03	99,00	99,90	99,90	0,90
Quikcbird-2	22-sept-07	98,15	100,00	99,60	0,99
	19-juil-08	89,90	99,90	98,30	0,94
	09-juil-09	99,70	99,90	99,90	0,90
WorldView-2	16-août-10	98,80	99,90	99,70	0,99
GeoEye-1	01-oct-10	99,90	98,50	99,50	0,99
	18-oct-10	99,50	99,50	99,50	0,99
	23-oct-10	98,60	99,70	99,50	0,99
WorldView-2	15-avr-11	99,90	98,70	98,90	0,97
	30-juin-11	99,90	99,50	99,60	0,98
	23-oct-12	99,90	99,90	99,90	0,99
	01-mai-13	99,30	98,70	98,90	0,96
	10-déc-13	97,90	96,26	97,00	0,93
	26-mars-14	99,30	99,90	99,70	0,99
Geoeye-1	11-oct-14	99,90	99,90	99,90	0,99
Worldview-3	16-avr-15	99,50	100,00	99,90	0,99

Nous n'avons pas fait de pré-analyse pour identifier le ou les canaux porteurs de la plus grande sensibilité à la présence ou absence de mangroves. Nous avons directement procédé à l'exercice de classification sous ERDAS ERMapper sur les images de 5 ou 9 canaux (certaines images worldview-2) incluant le canal panchromatique et les canaux multi-spectraux sur-échantillonnés à la taille des pixels du canal panchromatique. Avec ce procédé drastique mais simple, les précisions de classification obtenues s'avèrent très bonnes et les précisions restent supérieures à 90% avec un indice kappa plus élevé que 0.9, à l'exception de l'image du 12 Octobre 2001 (kappa=0.81). Ce niveau de résultats a été confirmé par deux autres experts (G. Viennois, C. Proisy) qui ont procédé à la classification supervisée de plusieurs images indépendamment de mon travail.

b. Bilan de l'approche visuelle pour obtenir l'âge des plantations

Par ailleurs, bien que l'analyse visuelle de l'intérieur de tous les polygones (ou champs aquacoles) depuis 2001 pour détecter les jeunes plants ait été longue et fastidieuse, elle est restée facile à mener et avec une bonne confiance dans les résultats produits. Il faut cependant noter l'incertitude sur les dates de plantation antérieures à 2001 vu l'absence d'images. La cartographie temporelle (Figure 35) montre 2 pics de plantations, l'un antérieur à 2001 et rassemblé sur l'année 2000 correspondant aux plantations de la fin des années 90 pour un peu moins de 39 % (16 hectares) de la superficie totale des champs concernés par des plantations (environ 41 hectares) actuel et une année 2008 qui, à elle seule, compte pour 51 % (21 ha).

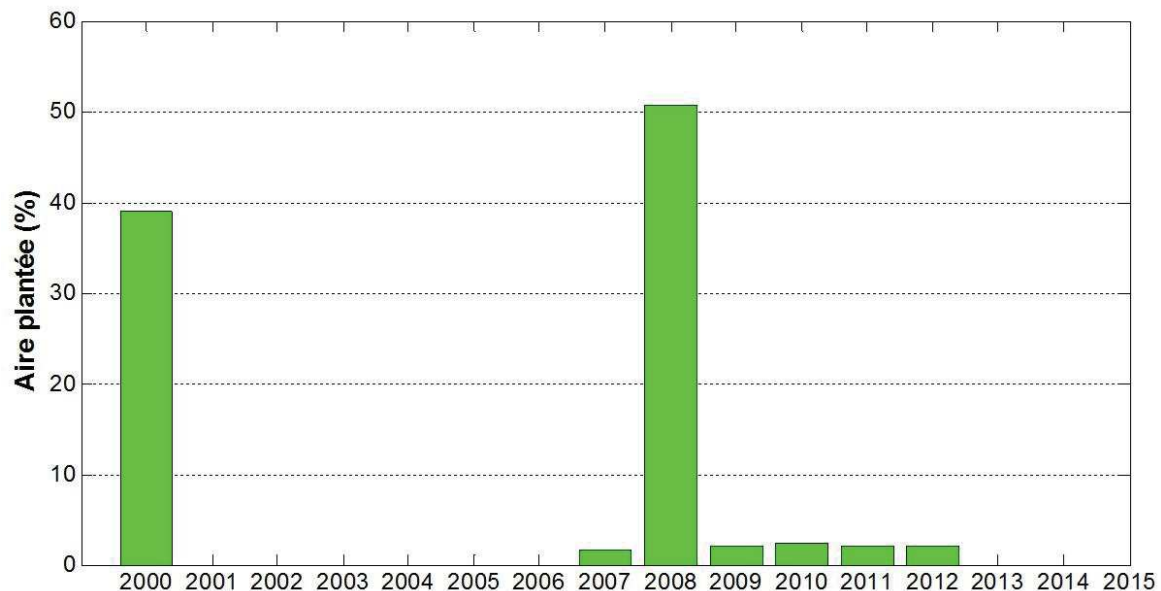


Figure 35: Pourcentage d'aire plantée chaque année par rapport à l'état existant en 2015.

Moins de 2 hectares ont été plantés durant les années 2007 et de 2009 à 2012. Ce simple histogramme témoigne d'un abandon important de champs aquacoles en 2008. Il est à la base de l'article en cours de rédaction par l'équipe 'aquaculture' pour le numéro spécial de Marine Pollution Bulletin.

La cartographie spatiale (Figure 36) des champs aquacoles plantés indique une certaine concentration des plantations de 2008 au centre de l'estuaire. De manière générale, aucune plantation n'a été repérée en bordure d'estuaire, suggérant une activité aquacole encore possible en amont.

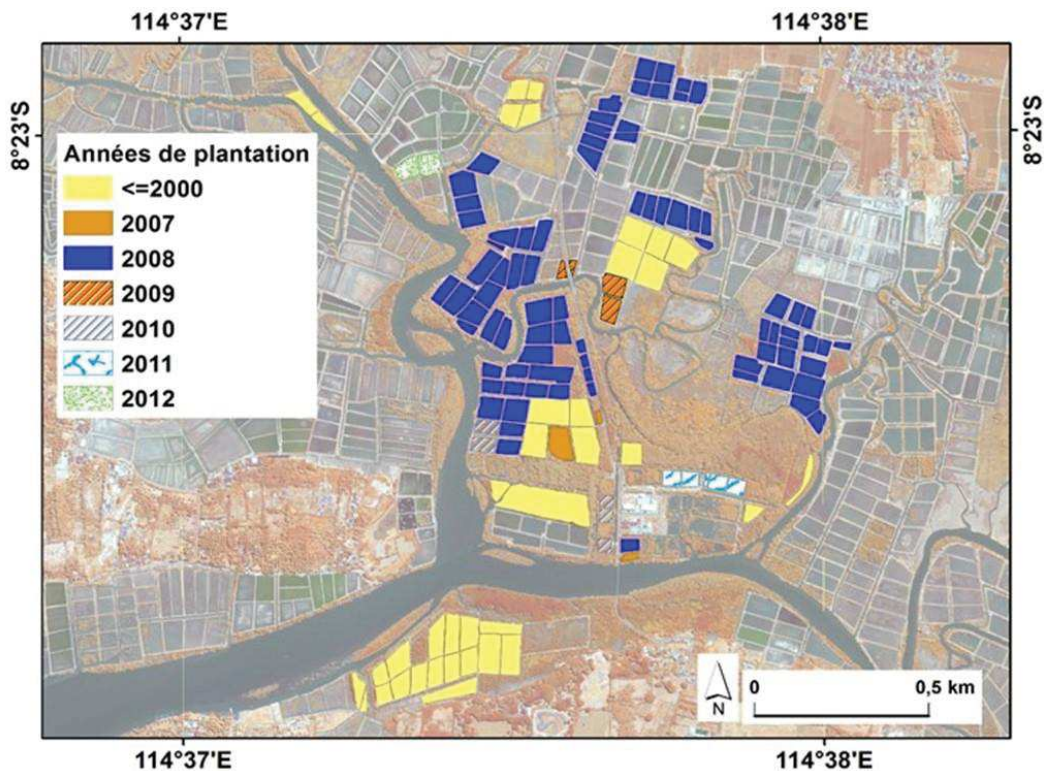


Figure 36: Localisation et année des plantations dans l'estuaire du Perancak.

c. Evolutions à l'échelle de l'estuaire

Dans cette section, je présente les résultats de l'analyse de l'expansion des mangroves via le décompte du nombre de pixels classés 'mangroves'. Pour comparer les chiffres d'une date à l'autre et prendre en compte toutes les dates, j'ai dû au préalable extraire la plus petite aire commune à toutes les images (certaines étant partiellement recouvertes de nuages), soit environ 5.3 km² (70%) sur les 7.55 km² initiaux de l'estuaire. C'est donc plus une analyse de tendances d'évolution qu'un état des lieux précis des surfaces occupées par la mangrove. Cet état des lieux reste cependant facilement accessible en ne travaillant que sur les images couvrant complètement sans nuages l'estuaire.

A l'échelle de l'estuaire du Perancak, l'évolution de la superficie de mangroves à partir de 2001 suit une tendance régulière (Figure 38, en haut) de 2007 à 2009 puis de fin 2010 à 2015. En 2010, quatre

images étaient disponibles. La variabilité des surfaces estimées à partir de ces 4 images atteint 15 hectares en surface totale de mangrove avec l'estimation la plus faible obtenue pour l'image du 18 Octobre 2010 en configuration 'soleil de face' (cf. image du 18 Oct. 2010). Il y a une chute d'environ 10 hectares dans le suivi des aires naturelles entre les quatre premières images (mais pas à l'intérieur des bassins) et la seconde image acquise en 2003. A l'observation des images classées, nous relevons effectivement des omissions dans l'analyse de l'image du 18 Octobre 2010 et plutôt des sur-classements de pixels en mangrove pour les trois premières images (comme indiqué par les niveaux de précisions un peu plus faibles dans le Tableau 10).

Le croisement de chaque image classée avec les couches polygonales de SIG (digues, bassins, aires naturelles, rivières) m'a permis de décomposer le signal d'évolution de la surface totale de mangrove sur l'estuaire en plusieurs composantes. Dans la Figure 38 (en haut), nous constatons l'évolution de la couverture de mangroves en dehors des bassins, dans les bassins et sur les digues, où l'expansion entre 2003 et 2015 varie, respectivement, de 30 à 60 ha, de 15 à 60 ha et de 1 à 10 ha. A l'intérieur des bassins, la croissance est régulière alors qu'en dehors des champs aquacoles, on semble avoir atteint un plateau à partir de 2009.

Il est possible d'examiner plus en détails l'évolution des mangroves plantées par rapport aux mangroves naturelles (Figure 38, en bas) pour lesquelles on peut distinguer 3 types des surfaces : dans les bassins, sur les rivières (nouvelles îles, expansion/érosion des berges) et les surfaces restantes. L'expansion des mangroves plantées à l'intérieur des bassins à raison d'environ 2.5 ha/an atteint 35 hectares en 2015, soit 81% de la surface des bassins concernés. L'expansion dans les bassins se fait également par régénération naturelle avec un taux régulier d'environ 1.6 ha/an. De nouvelles îles, suite à des dépôts sédimentaires récents, sont apparues depuis 2001 dans le cours de la rivière. Certaines berges se sont également étendues. L'ensemble a été colonisé et l'expansion sur les rivières est passée de 1.5 ha à presque 10 hectares. Enfin, on remarque une expansion de 25 ha à 40 ha entre 2001-2003 et 2007 pour les mangroves se développant naturellement ailleurs. L'expansion semble stagnée autour de 40-45 ha à partir de 2009.

d. Suivi des plantations de palétuviers à l'échelle du bassin aquacole

L'identification des champs aquacoles plantés et des dates de plantation ouvre la voie à des analyses menées à l'échelle de chaque bassin aquacole. Tous les champs considérés dans la présente analyse ont été plantés sur la totalité de leur superficie.

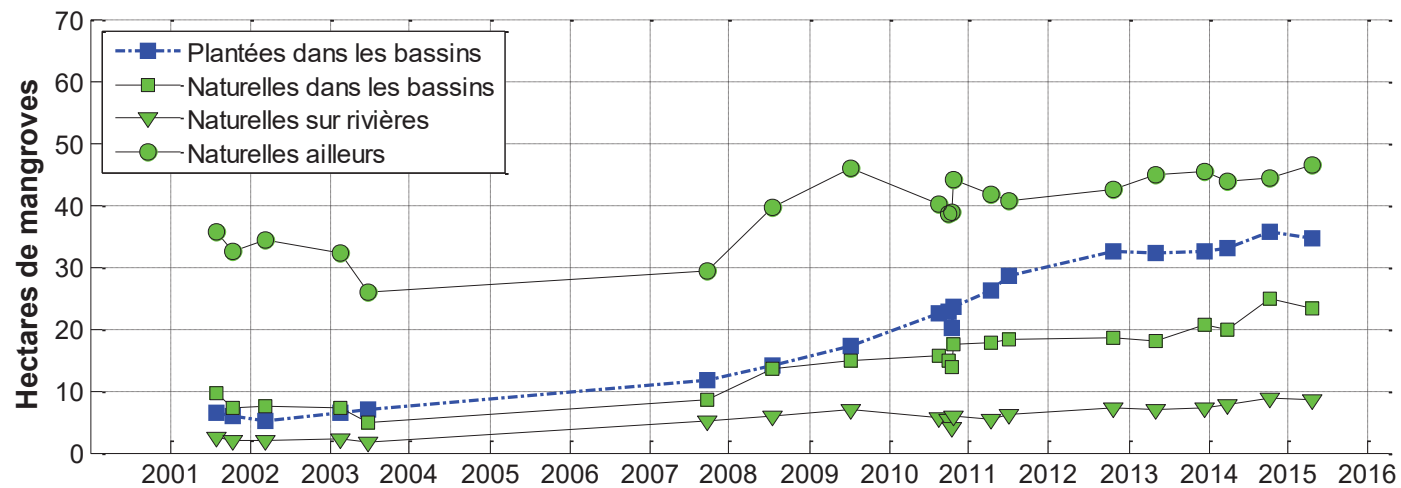
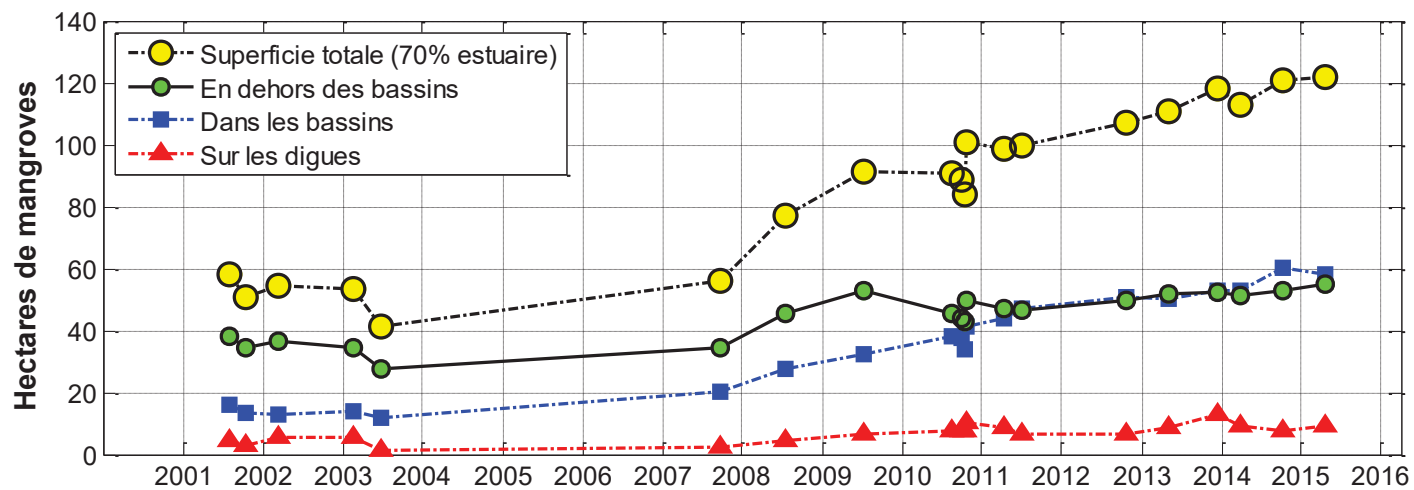


Figure 37: Evolution des surfaces occupées par les mangroves dans l'estuaire. Sont distinguées les aires naturelles (non endiguées et nouvelles îles sur rivières), les bassins et les digues de bassins.

Dans un premier temps, nous avons voulu voir si l'expansion de la mangrove dans les bassins plantés suivait partout le même rythme. La notion d'expansion est ici la résultante de l'élargissement des houppiers d'arbres à partir du stade 'plantules' jusqu'au stade 'adulte'. Des nouveaux arbres peuvent bien sûr apparaître mais nous n'avons pas repéré des nouvelles plantations dans des zones de bassins à forte mortalité. Les nouveaux arbres sont donc principalement issus de la régénération naturelle.

J'ai donc croisé, pour chaque année d'observation, les cartes issues de la classification supervisée 'mangrove/non-mangroves' avec le cadastre des bassins aquacoles plantés. En comparant la superficie du bassin et la surface de recouvrement (ou le nombre de pixels) par la mangrove, j'ai obtenu des courbes d'expansion au cours du temps comme celles présentées dans la Figure 38: Différents taux d'expansion de la couverture de mangroves dans les bassins. Quand le bassin est entièrement couvert, l'indice de recouvrement est égal à 1. pour cinq bassins aquacoles. La variabilité des rythmes d'expansion d'un bassin à l'autre est importante (cf. Figure 31 pour visualiser ces changements et différences) avec des taux annuels d'expansion variant de 3% à 20% de la surface du bassin. Il est donc assez facile de dresser un diagnostic bassin par bassin de l'état de la couverture de mangroves. Il est possible de détecter les coupes illégales si elles font au moins 25 m², la mortalité dès les plus jeunes âges et de localiser les parcelles problématiques. Un diagnostic est en cours sur les 136 basins concernés et nous allons tenter de cartographier des indicateurs donnant le niveau d'expansion atteint et le taux d'expansion dans le but de commencer à analyser spatialement la variabilité des plantations, pour localiser (et interpréter) d'éventuelle zones à forte mortalité ou des différences spatiales de croissance.

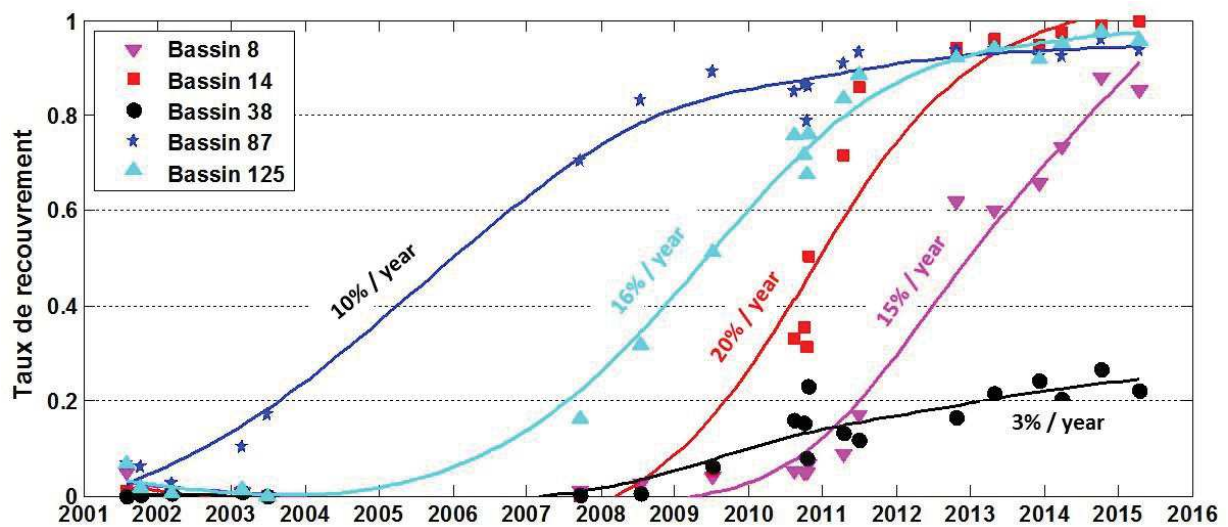


Figure 38: Différents taux d'expansion de la couverture de mangroves dans les bassins. Quand le bassin est entièrement couvert, l'indice de recouvrement est égal à 1.

Par année de plantation, sur l'ensemble des 136 bassins, ce taux de recouvrement de bassin varie de 11% en 2009 à 100% en 2007. Les années les plus plantées (avant 2001 et 2008) affichent un taux de recouvrement entre 83 % et 70 %, respectivement. Le taux d'occupation des bassins plantés en 2011 pourrait encore s'améliorer dans les prochaines années et dépasser les 80%. A ce stade, il reste difficile de dire s'il y a des années plus favorables que d'autres. Le faible développement des quelques hectares plantés en 2009 à proximité de la route mais également d'un bras de rivière (cf. Figure 36) n'est probablement significatif que de mauvaises conditions du milieu par rapport aux espèces plantées.

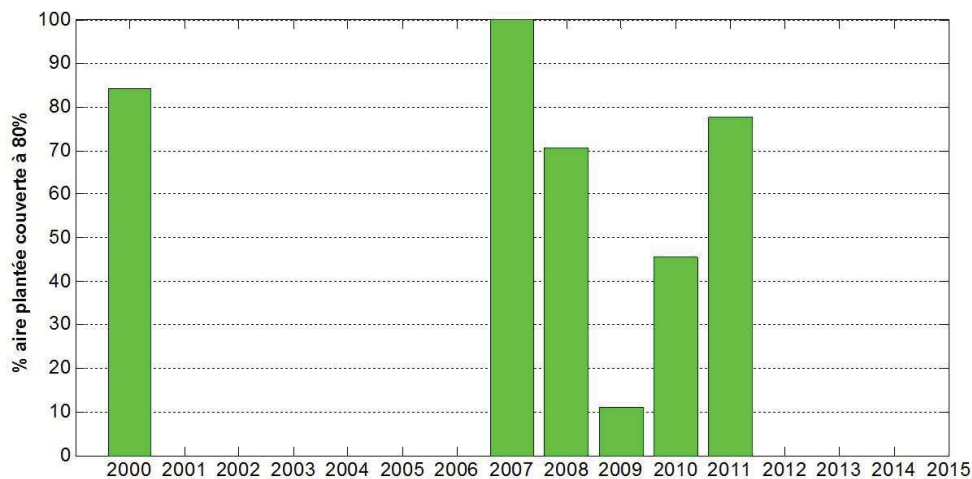


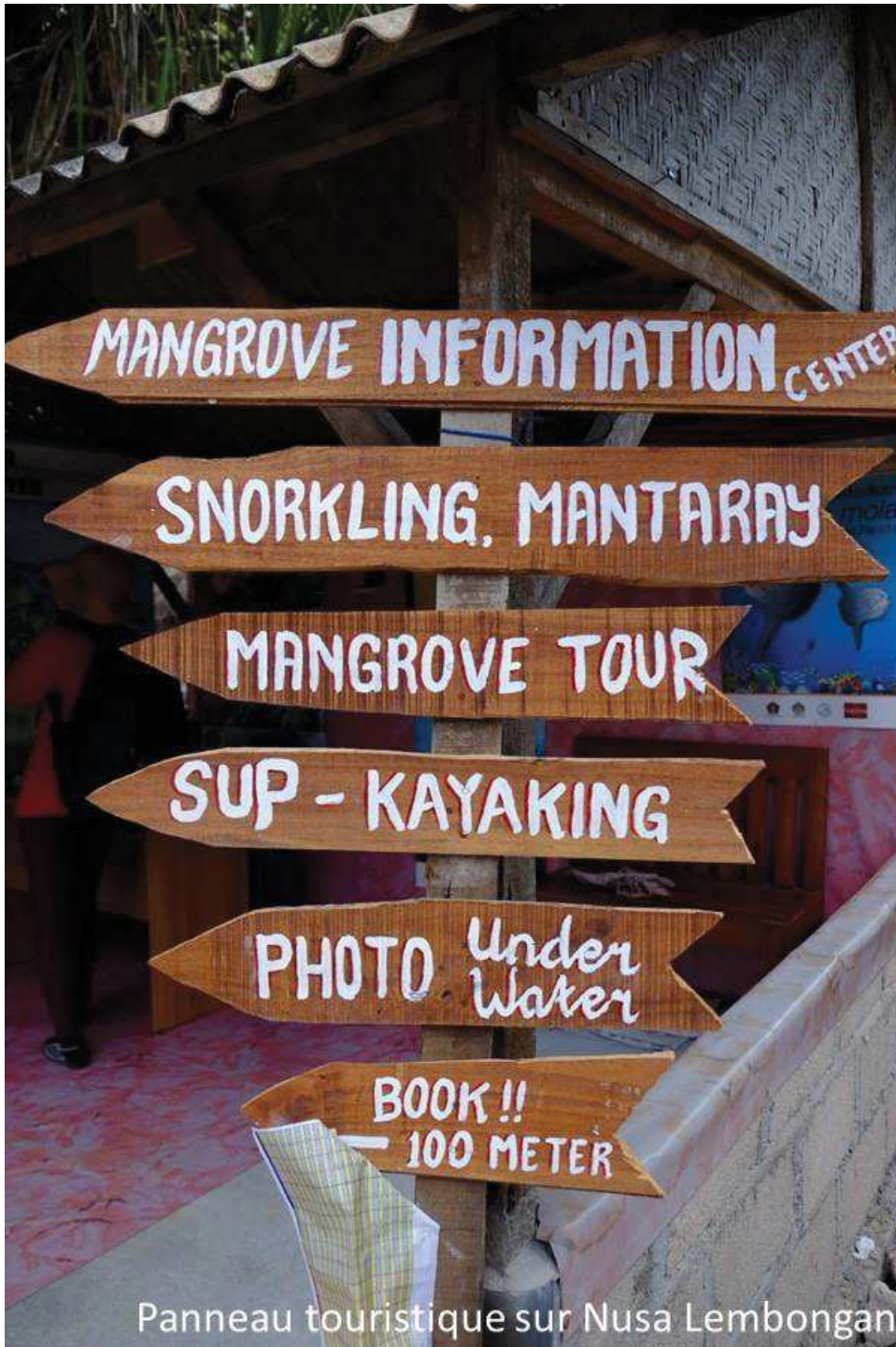
Figure 39: Pourcentage de surfaces de bassins plantés à une année donnée (ou avant 2001) où la couverture de mangrove occupe maintenant plus de 80% de l'aire initialement plantée.

3.3 Diagnostic pour l'estuaire du Perancak

L'historique de conversion des mangroves sur l'estuaire du Perancak remonte à plusieurs décennies. D'une étendue partielle dans les années 60 (cf. image CORONA de 1965 ; Figure 11), on est passé à une fragmentation de l'estuaire à hauteur de 62% avec environ 1400 bassins de superficie de 0.26 ha moyenne dans la période des années 70 à 90. Le fonctionnement écologique de l'estuaire est toujours impacté car 80% des champs aquacoles sont abandonnés (Gusmawati, communication personnelle).

Des programmes de plantations ont vu le jour depuis les années 90. Aucun ne plante les espèces natives de palétuviers. Ces plantations ne régénèrent pas et la densité d'arbres notamment de rejets par pied d'arbre indique un stress. Il n'y a pas de programme de suivi de ces plantations jusqu'à présent alors que nos analyses montrent autant de taux d'expansion (dans certains cas de stagnation) que de bassins plantés. Cette variabilité indique des conditions environnementales différentes d'un bassin à l'autre. De plus, nous avons montré que la régénération naturelle s'observait partout dans l'estuaire, y compris dans les bassins (probablement ouverts). Ces résultats sans appel, obtenus par de simples inventaires forestiers et floristiques et l'appui d'images à très haute résolution spatiale, plaident pour

un moratoire sur les plantations de *Rhizophora* dans l'estuaire. Ils plaident également pour faire de l'implantation d'un observatoire de la mangrove un préalable à la définition d'un plan de gestion côtière intégrée qui doit se baser sur des mesures tangibles du potentiel de régénération naturelle de la mangrove. Dans mon travail, je conviens de n'avoir posé que les bases d'une réflexion pour l'élaboration d'un tel observatoire et de futurs travaux en écologie des mangroves.



Panneau touristique sur Nusa Lembongan

Chapitre 4 - Application aux mangroves protégées

Dans ce chapitre, je présente les résultats obtenus à partir de l'analyse de la série temporelle de huit images THRS acquises sur le site de Nusa Lembongan. Les objectifs étaient d'établir, d'une part, un bilan du potentiel de ce type d'images pour différencier les différentes formations de peuplements de palétuviers en termes de composition spécifique et, d'autre part, de proposer une cartographie à fine échelle des différents faciès forestiers (ou zonations) présents dans cette région de mangrove.

Mon travail a consisté à transformer les images reçues en images de réflectance puis, avec le concours de mes collègues de l'UMR AMAP, à extraire les signatures spectrales d'un certain nombre de faciès de mangroves, à analyser la variabilité de ces signatures spectrales d'une image (ou date d'acquisition) à l'autre avant d'évaluer et de comparer la précision des classifications supervisées conduites sur chacune des images. Dans le papier IEEE JSTARS publié (Viennois et al. 2016), nous nous sommes concentrés sur l'analyse de la variabilité entre 4 formations végétales typiques des mangroves de Nusa Lembongan. Dans ce chapitre, je propose une analyse étendue à d'autres faciès forestiers et détaillant la séparabilité spectrale inter-espèces (8 espèces au lieu de 4) et inter-images dans le but ultérieur d'étudier d'autres régions de mangroves (où d'autres espèces de palétuviers peuvent se développer).

Le Coral Triangle Center (CTC), gestionnaire de l'ensemble de l'Aire Marine Protégée autour des trois îles de Nusa Penida, Nusa Ceningan et Nusa Lembongan, a été très intéressé par notre projet de cartographie à fine échelle de cette région de mangroves. En effet, lors de notre rencontre fin novembre 2014 avec deux personnes du CTC, il nous est apparu clairement que la zone de mangroves était largement méconnue (Figure 40) : sur les panneaux touristiques ou cartes disponibles sur le Web, la région de mangroves est délimitée comme une zone uniforme sans information sur la diversité des formations végétales présentes. De plus, nous n'avons trouvé que l'ébauche cartographique de Widagti et al. (2011) réalisée à partir d'images satellitaires AVNIR-2/ALOS à moyenne résolution spatiale.

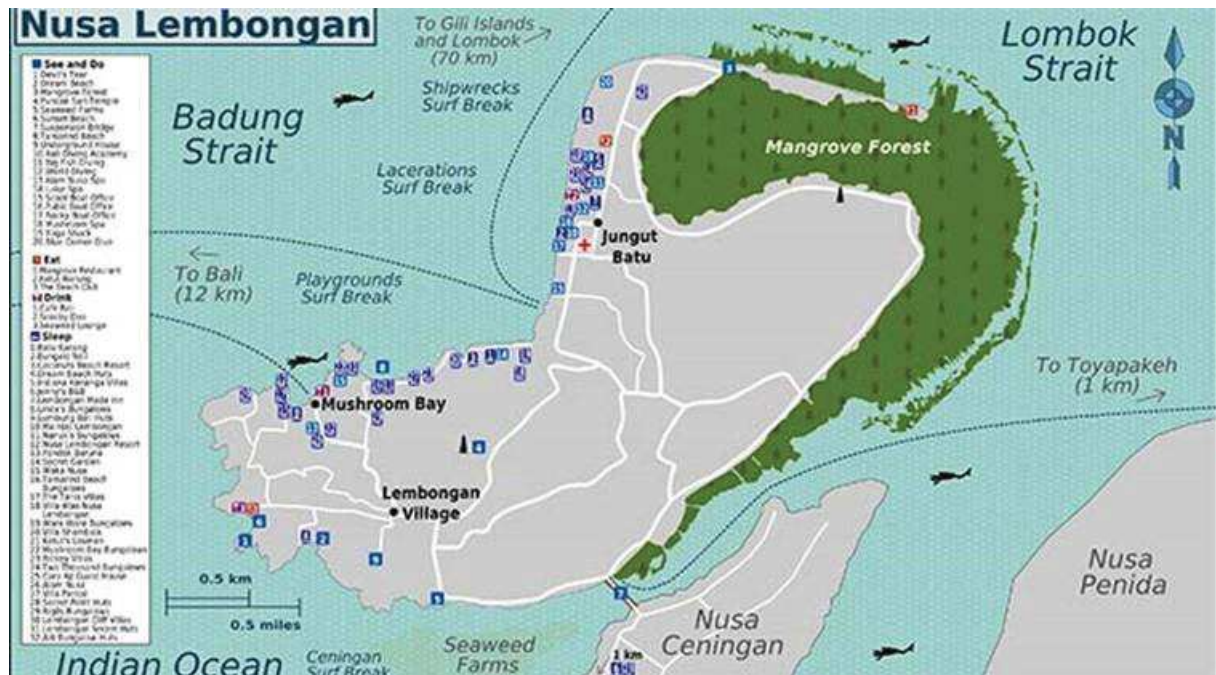


Figure 40: Exemple typique de cartographie disponible sur l'île de Nusa Lembongan. La zone de mangroves est indiquée sans information sur la diversité des habitats et des espèces de palétuviers qui la composent. Source non identifiée.

4.1 Variabilité des signatures spectrales de palétuviers

a. A l'échelle de la feuille à partir de mesures spectro-radiométriques

Cette section est dédiée à l'analyse des variabilités de réflectance foliaire entre espèces de palétuviers. Lors de nos deux campagnes de terrain, dans l'estuaire du Perancak et sur Nusa Lembongan, Christophe Proisy et Ariani Andayani ont mesuré des spectres de réflectance foliaire à l'aide d'un spectro-radiomètre de terrain (Spectral Evolution PSR 1100F) et d'une pince à feuille. Une quinzaine d'espèces de palétuviers, à raison de 10 à 50 mesures (ou feuilles) par espèce, en distinguant les réflectances des faces inférieures et supérieures ont été échantillonnées. Je ne fais ici que la directe exploitation de cette base de spectres foliaires en me focalisant, pour des raisons de clarté, aux huit espèces les plus communes sur Bali, à savoir : *Avicennia alba*, *Avicennia marina*, *Avicennia officinalis*, *Bruguiera gymnorrhiza*, *Rhizophora apiculata*, *Rhizophora mucronata*, *Rhizophora stylosa* et *Sonneratia alba*.

La comparaison (Figure 41) des spectres foliaires de ces huit espèces suggère une séparabilité spectrale entre espèce plus importante dans le domaine du proche infrarouge (PIR ; $\lambda > 0.7 \mu\text{m}$), puis dans le domaine du vert ($0.525 \mu\text{m} < \lambda < 0.6 \mu\text{m}$) et du rouge ($0.6 \mu\text{m} < \lambda < 0.7 \mu\text{m}$). Dans le PIR, la réflectance foliaire de *B. gymnorrhiza* se distingue assez nettement de celle observée pour les autres espèces avec des valeurs supérieures de 5% (*Avicennia marina*) à 15% (*Sonneratia alba*). Dans le domaine du vert et du rouge, c'est *A. marina* qui se démarque avec des valeurs de réflectance supérieures de 10% à

Rhizophora mucronata. Entre 0.65 μm et 0.7 μm (rouge), la séparabilité spectrale et dans le domaine du bleu ($0.4\mu\text{m}<\lambda<0.525\mu\text{m}$), la séparabilité des niveaux de réflectance est faible. Ceci dit, *Sonneratia alba* en présentant les réflectances les plus élevées dans le bleu et le vert et les moins élevées dans le PIR exprime un fonctionnement assez différent des autres espèces. Au sein de la famille des Acanthacées, la variabilité des niveaux de réflectance dans le PIR et le domaine vert atteint 6% alors que pour la famille des Rhizophoracées (hormis *Bruguiera gymnorrhiza*), la séparabilité dans le PIR et le vert n'excède pas 3% et 5%, respectivement.

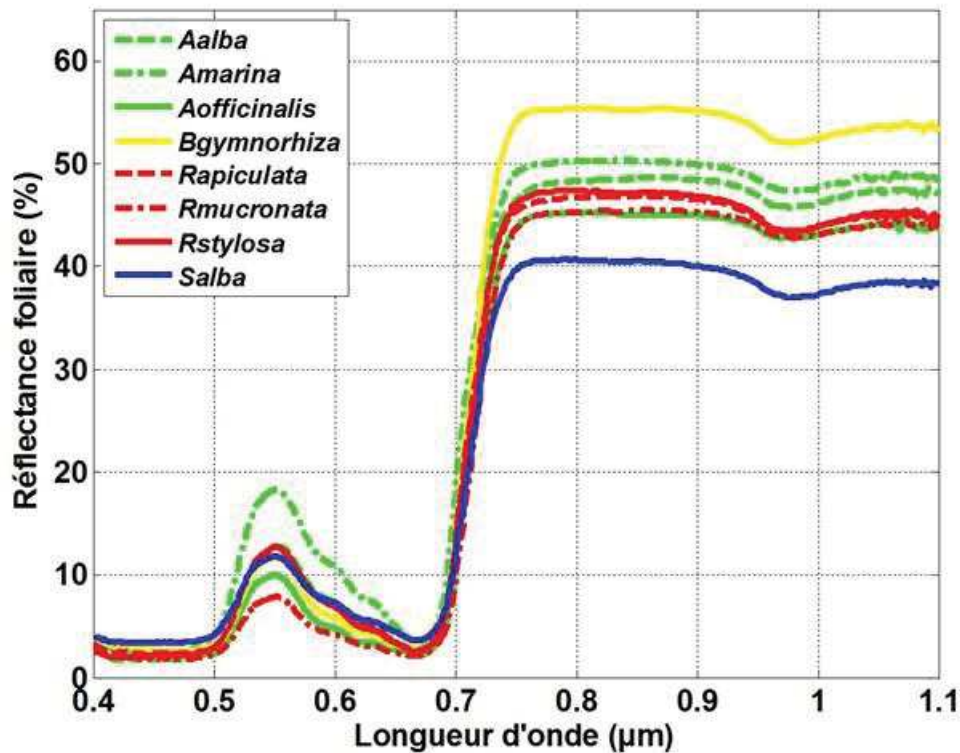


Figure 41: Spectres de réflectance foliaire (face supérieure de feuille) moyennés sur tous les échantillons pour 8 espèces de palétuviers.

J'ai tenté de résumer de manière quantitative dans la Figure 42 la séparabilité des réflectances foliaires entre les quatre domaines spectraux et ces huit espèces. Dans un premier temps, j'ai sommé et moyenné sur leur intervalle respectif la différence de réflectance (en %) par paire d'espèce et par micromètre de longueur d'onde. Sur cet ensemble d'espèces, le pouvoir de discrimination des domaines bleu, vert et rouge atteignent, respectivement, 13.5% (11%/ μm), 75% (62%/ μm) et 82% (67%/ μm) du pouvoir de discrimination du domaine proche-infrarouge (81%/ μm). Les diagrammes fréquentiels donnent en un rapide coup d'œil, les espèces qui présentent les réponses spectrales les moins (carrés sombres) et les plus contrastées (carrés plus claires). Par exemple, *Avicennia marina* se distingue bien de *Rhizophora mucronata* dans le rouge. Le cas de *Bruguiera gymnorrhiza* qui présente des différences marquées dans le proche infrarouge par rapport *Sonneratia alba* est à souligner

d'autant plus que la séparabilité des niveaux de réflectance pour cette espèce par rapport aux espèces de *Rhizophora* pourtant de la même famille est plus importante que par rapport aux espèces d'*Avicennia*. Il est important pour l'analyse spectrale des images de réflectance de bien garder en tête ces diagrammes.

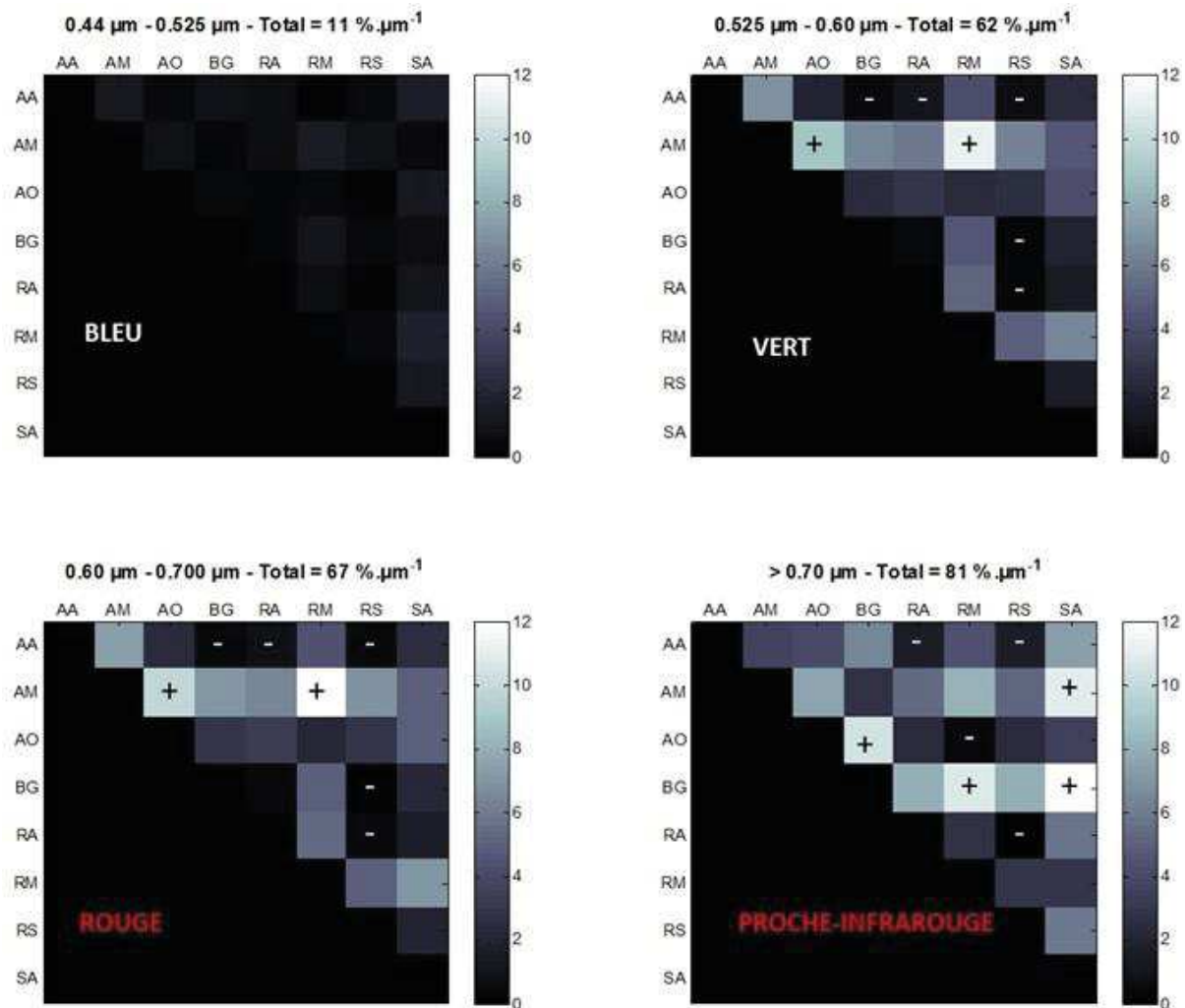


Figure 42: Diagrammes matriciels de différences de réflectance entre 8 espèces de palétuviers pour les domaines spectraux du bleu, vert, rouge et proche infrarouge. Les '+' et '-' indiquent les valeurs les plus fortes et les plus faibles dans les domaines spectraux du vert, rouge et proche-infrarouge.

b. A l'échelle des peuplements forestiers à mono-dominance marquée

Dans cette section, il s'agit de procéder à l'analyse de la variabilité des réflectances, non plus à l'échelle de la feuille sur la base de mesures fines réalisées avec le spectromètre de terrain, mais à l'échelle des peuplements forestiers à partir des valeurs de réflectances moyennes calculées après délimitation de polygones sur chacun des faciès à sélectionner dans les images. Dans Viennois et al. (2016), nous avons utilisé la terminologie 'zonations' pour parler de peuplements dominés par une seule espèce, où la mono-dominance caractérisée à la fois en nombre de tiges mais également en termes de hauteur

d'arbres (la majorité des arbres qui émergent en canopée sont de l'espèce dominante). Ceci dit, au sein de peuplements à *Rhizophora apiculata* étaient couramment observés des individus isolés de *Bruguiera gymnorrhiza* et *Sonneratia alba*. La délimitation de nos polygones a tenté d'éviter les zones de présence de ces individus isolés dans le but d'obtenir une réponse spectrale 'pure' de peuplement d'une espèce parmi *A. marina*, *B. gymnorrhiza*, *R. apiculata*, *R. stylosa* et *S. alba*.

Les valeurs de réflectance mesurées à l'échelle de la feuille sont forcément différentes de celles mesurées dans les images, à l'échelle peuplement forestier. D'une part, les réponses spectrales des capteurs embarqués sur satellite sont larges et qu'il n'y a, en sus du canal panchromatique, que 4 canaux (bleu, vert, rouge, proche infrarouge) ou 8 canaux pour certaines images Worldview-2 (côtier, jaune, 'red edge' et un 2e canal dans l'infrarouge). D'autre part, le changement d'échelle fait que les réponses spectrales de peuplements forestiers, même à mono-dominance marquée, sont forcément influencées par des facteurs environnementaux. Par exemple, on s'attend à une augmentation de la diffusion atmosphérique (non corrigée dans les images) générant des valeurs de réflectance plus élevées dans le domaine du bleu. Un autre aspect à considérer est celui de l'influence du sol et de l'eau présente sous des faciès ouverts (faible densité de tiges, porosité des houppiers). Les peuplements à *Sonneratia alba* (cf. Figure 21) ou à *Rhizophora stylosa* en bord de mer étaient vraiment lumineux (Figure 43) et la réflexion du soleil sur l'eau avait pour effet d'éclairer les houppiers par en dessous.



Figure 43: Peuplement à *Rhizophora stylosa* en bord de mer éclairé par réflexion du rayonnement solaire sur l'eau.

Enfin, les réponses spectrales de faciès mixtes (par ex. de type NL7 composés d'*Avicennia marina*, *Rhizophora stylosa*, *Xylocarpus granatum*) sont plus délicates à interpréter. Même si j'en ai tenu compte dans les essais de classification présentés ci-dessous, je me suis concentrée sur l'analyse de la variabilité spectrale des zonation à mono-dominance marquée. Les figures ci-dessous ont été construites à partir du calcul de la valeur moyenne de réflectance calculée sur tous les pixels inclus dans un jeu de polygones caractérisant une zonation donnée. Au final, le nombre de pixels variait de 10 000 et 312 000 pixels, en fonction de la taille des pixels des images et de l'étendue de la zonation.

- *Potentiel des différentes bandes spectrales*

La sensibilité des 5 bandes spectrales est analysée à partir de la Figure 44.

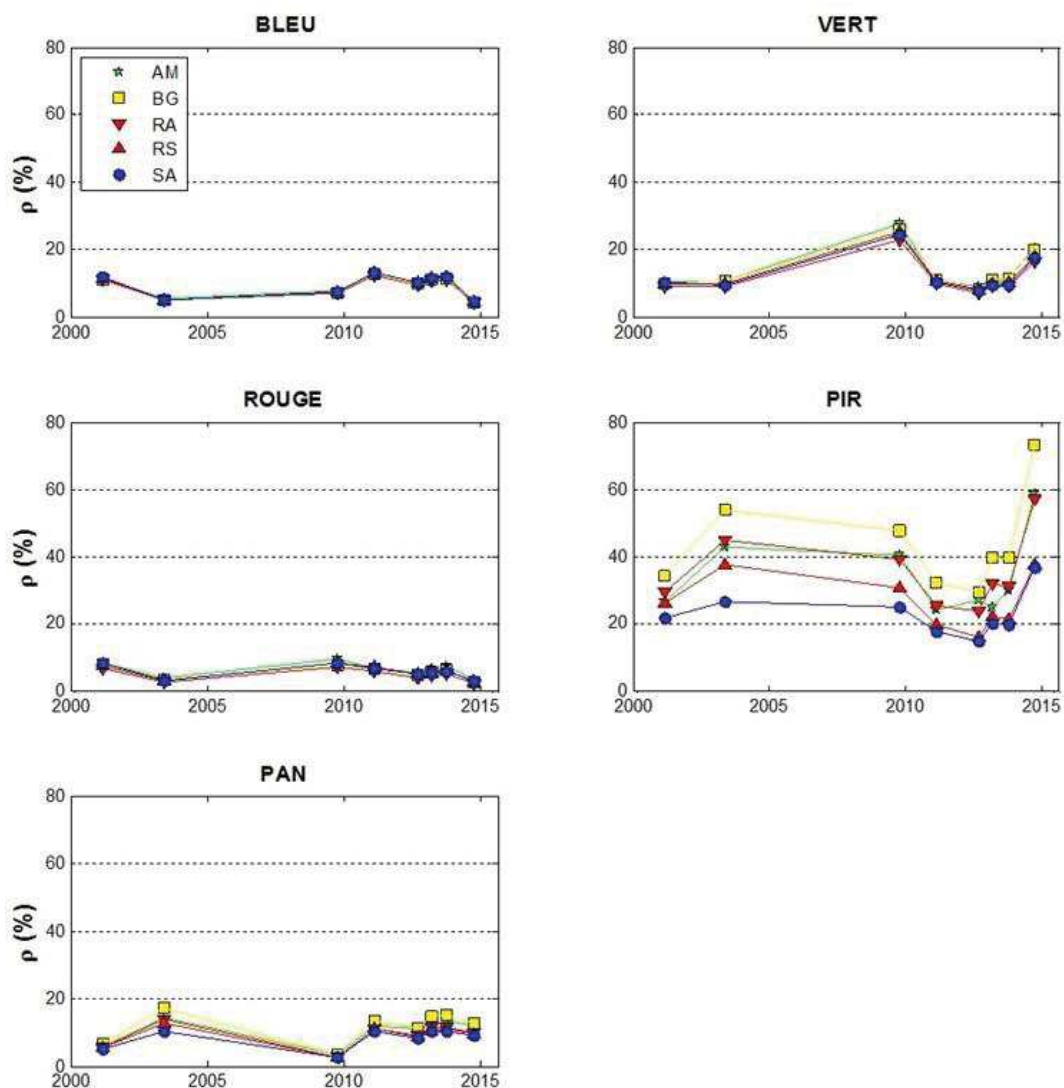


Figure 44: Variations temporelles des réflectances mesurées sur 5 formations de mangroves à forte mono-dominance pour 5 bandes spectrales.

En cohérence avec les mesures réalisées à l'échelle la feuille, le domaine proche-infrarouge offre le maximum de sensibilité pour discriminer entre réflectances de peuplements forestiers : les différences maximales observées de réflectance entre les zonations à *Bruguiera gymnorrhiza* et celles à *Sonneratia alba* varient de 20 % à 30%. Dans les autres domaines optiques, y compris le panchromatique, les différences de réflectance inter-espèces n'excèdent pas quelques pourcents quelle que soit la date d'observation.

De manière à mieux examiner la variabilité et la séparabilité des réponses spectrales des zonations en fonction des différentes géométries angulaires et dates d'acquisition ou des niveaux de marée, j'ai soustrait, pour chaque date d'observation, le niveau de réflectance des zonations à *Rhizophora stylosa* (noté RS). La Figure 45 suggère un étagement, maintenu d'une date d'observation à l'autre, des réponses spectrales de zonations dans les cinq domaines spectraux considérés (cf. figure 4 de Viennois et al. (2016)).

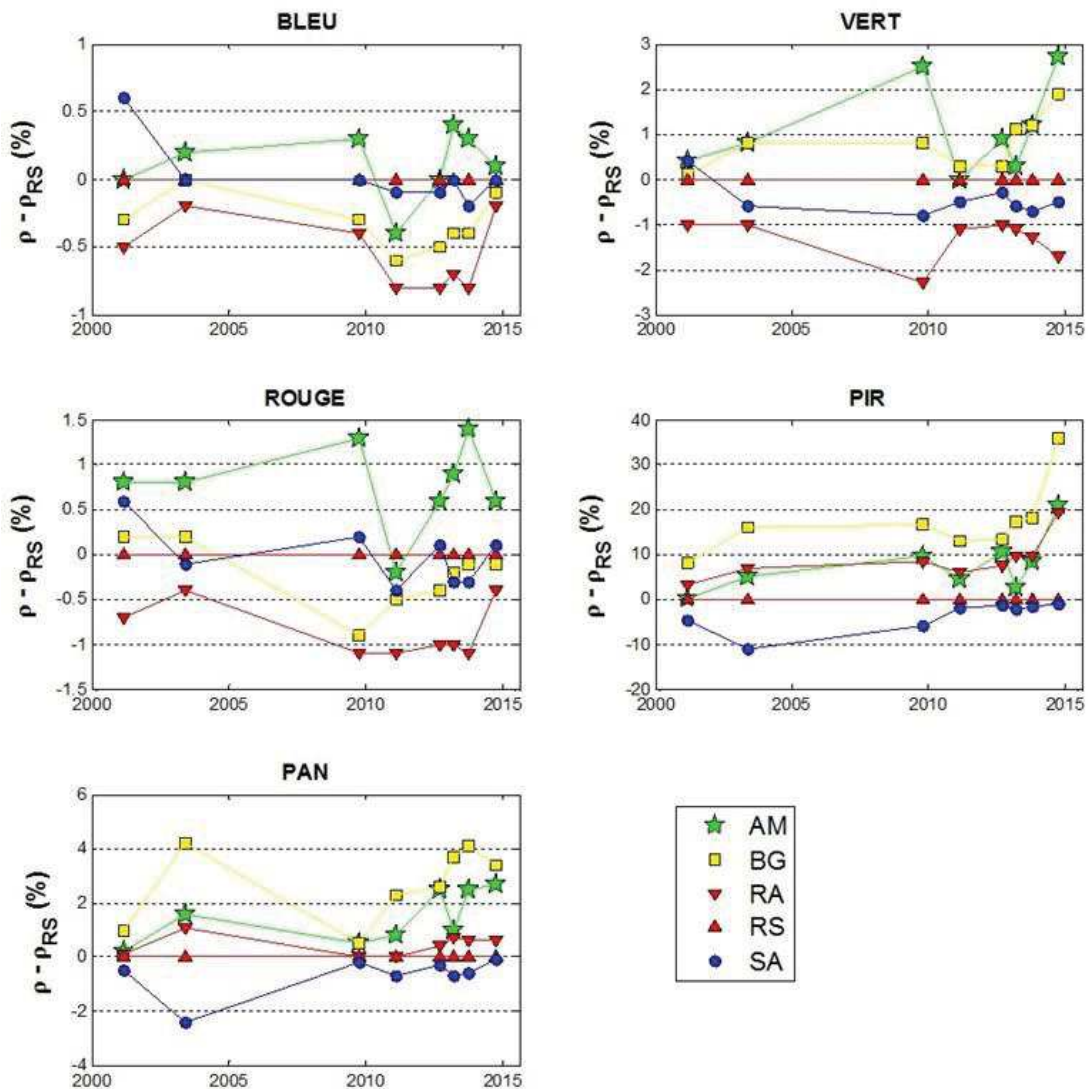


Figure 45: Variabilité des signatures spectrales de réflectance pour 5 peuplements de palétuviers.

Toutefois, les réponses spectrales des zonation à *Avicennia marina* (fourrés arbustifs) présentent le maximum de variabilité qui engendre des risques de confusion avec les signatures d'autres zonation (cf. Figure 2, à droite de Viennois et al. (2016)). Dans les domaines du bleu, du vert, du rouge voire du proche infrarouge, il est intéressant de remarquer que les réflectances des peuplements à *R. stylosa* sont plus proches des réflectances mesurées sur les zonation à *Sonneratia alba* que celles mesurées sur les zonation à *Rhizophora apiculata*. La séparabilité entre les zonation à *B. gymnorrhiza*, *R. apiculata* et *S. alba* reste claire quel que soit le domaine spectral d'observation.

- *Dépendance aux configurations angulaires*

Il était aussi important d'explorer les éventuelles dépendances des réflectances de zonation aux configurations angulaires d'acquisition. Par exemple, avec un angle d'observation θ_v oblique, s'affranchit-on d'une éventuelle influence des conditions d'ennoisement qui seraient détectables sous couverts forestiers ouverts (ou poreux). La Figure 46 (issue de notre article Viennois et al. (2016)) illustre l'étagement assez stable des signatures de réflectance entre zonation dans le proche-infrarouge en fonction de l'angle zénithal de visée.

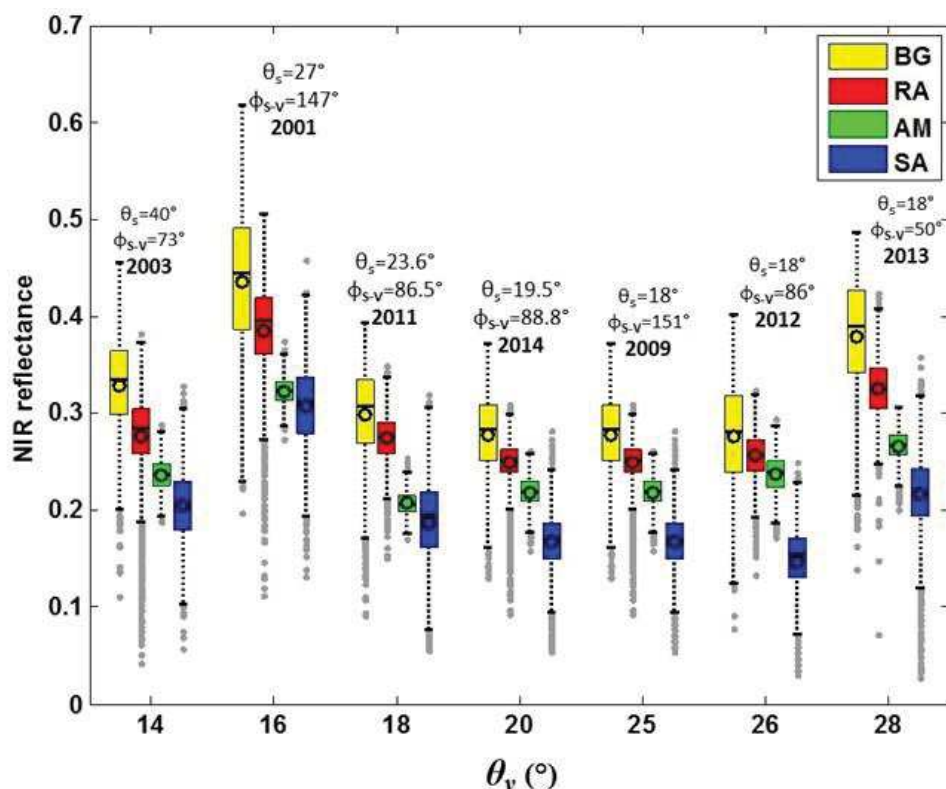


Figure 46: Variabilité des réflectances de 4 zonation de mangroves en fonction de θ_v (figure 3 de Viennois et al. (2016)).

L'interprétation de cette variabilité est difficile d'autant plus que les 2 autres angles, l'angle zénithal solaire et la différence azimutale changent à chaque acquisition. Pour compléter, dans la Figure 47, je présente comment varie en fonction de θ_s , θ_v et ϕ_{s-v} le différentiel de réflectance de deux zonations de structuration contrastée par rapport aux peuplements à *Rhizophora stylosa* (RS) du bord de mer (houppiers assez poreux ; cf. Figure 43).

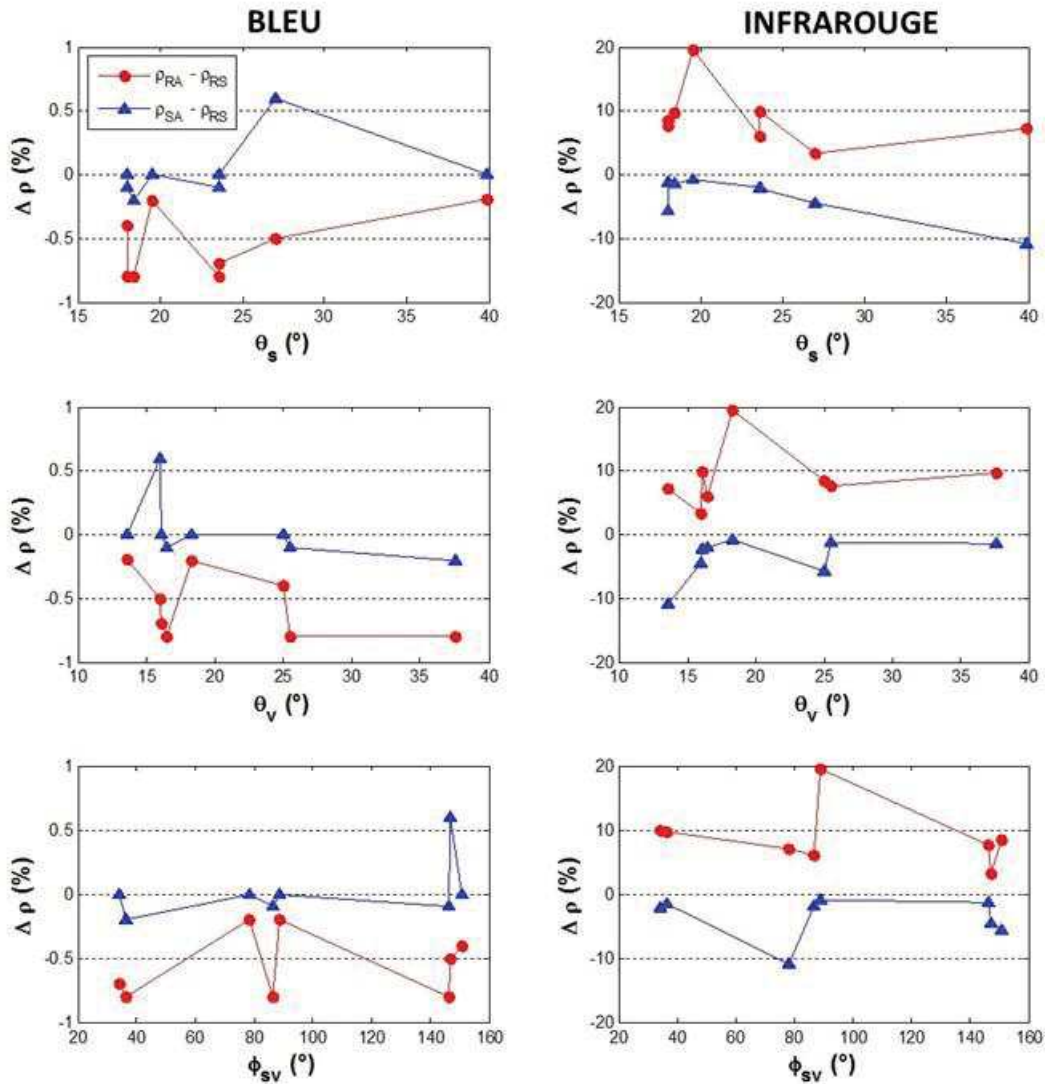


Figure 47: Différentiels de réflectance des zonations à RA et SA par rapport aux zonations à RS en fonction de θ_s , θ_v et ϕ_{sv} (domaine du bleu, à gauche, domaine du proche infrarouge à droite).

J'ai choisi, d'une part, les zonations à *Rhizophora apiculata* (RA), peuplements à canopée fermée (courbes en rouge) et, d'autre part, les zonations à *Sonneratia alba* (SA), peuplements très ouverts du bord de mer (courbes en bleu). Les différences de réflectance dans le domaine bleu entre RS et SA sont plus faibles qu'entre RS et RA, pourtant de la même famille. La configuration de l'image de 2001 avec $\theta_s = 27^\circ$ (éclairage peu oblique), $\theta_v = 16^\circ$ (visée presque verticale) et $\phi_{s-v} = 147^\circ$ (soleil presque de face au satellite) produit la plus forte différence (0.55%) entre RS et SA, les autres différences restant

inférieures à 0.2%. Entre RA et RS, toujours dans le domaine du bleu, aucune tendance n'est dégagée avec une variabilité des différences de réflectance assez indépendante de tous les angles et variant de -0.2% à -0.85%. Dans le domaine infrarouge, une différence maximale de -10.5% entre RS et SA est observée dans l'image de 2003, pour la configuration à $\vartheta_s = 40^\circ$ (éclairage oblique), $\vartheta_v = 14^\circ$ (visée verticale) et $\phi_{s-v} = 78^\circ$ (soleil de côté) alors que RA et RS se différencient le mieux (20%) avec la configuration à $\vartheta_s = 19^\circ$ (éclairage vertical), $\vartheta_v = 18^\circ$ (visée verticale) et $\phi_{s-v} = 89^\circ$ (soleil de côté) de l'image de 2014.

A l'affichage, les composés colorés obtenus (le logiciel maximise automatiquement le contraste sur 99% de l'histogramme des intensités de pixel, i.e. valeurs de réflectance) suggèrent conformément aux analyses présentées ci-dessus une différence minimale entre les peuplements de RS (dégradé de magenta) et de RA (rouge) mais assez nette entre RS et SA (bleuté gris) dans l'image de 2001 (Figure 48). Pour toutes les autres images, comme celle de 2011, l'aspect coloré de la zonation à RS se rapproche de celui produit par la zonation à SA alors que la zonation à RA affiche en permanence des dégradés de rouge. La zonation à BG est clairement distinguable sur toutes les images avec des dégradés de jaune orangé.

Malgré la faible sensibilité du domaine bleu aux variations de couverts forestiers, plusieurs observations méritent d'être discutées. La proximité des signatures spectrales entre les zonations à RS et celles à SA suggère une influence importante (voire une contribution majeure) d'un éclairage diffus par reflets sur l'eau claire dans ces peuplements ouverts. En effet, alors que les spectres de réflectance foliaire de *Rhizophora apiculata* (RA) et *Rhizophora stylosa* (RS) ne sont quasiment pas distinguables dans le bleu, les valeurs de réflectance des peuplements à RA sont moins élevées que celles observées sur les peuplements à RS. Les peuplements étant quasiment voisins, l'hypothèse d'une atmosphère différente au-dessus des peuplements semble à rejeter. Le fort niveau dans le bleu des zonations à RS, atteignant celui observé sur les peuplements à *Sonneratia alba*, suggèrent, à la fois, une diffusion importante du rayonnement solaire au sein d'un couvert forestier poreux. Il est hasardeux de tenter une interprétation de la différence de réflectance entre RS et SA dans la configuration de l'image de 2001. La seule conclusion qui pourrait être faite serait de dire que les peuplements à RS et SA n'ayant pas la même physiologie et le degré de porosité ne donneront pas des signatures identiques même en cas de présomption de forte réflexion lumineuse sur la surface en eau. Les propriétés optiques et de rugosité de cette surface en eau sont à préciser. Sous les peuplements à RS, l'eau est claire sur fond clair (sableux) et assez plate (pas d'influence de la houle) alors que sous les peuplements à SA, l'eau est plus trouble et peut être plus agitée (rugueuse) vu la proximité et la fréquence de passage des bateaux touristiques générant un mouvement continu des eaux, ceci pouvant expliquer un signal réfléchi moins fort sous SA.

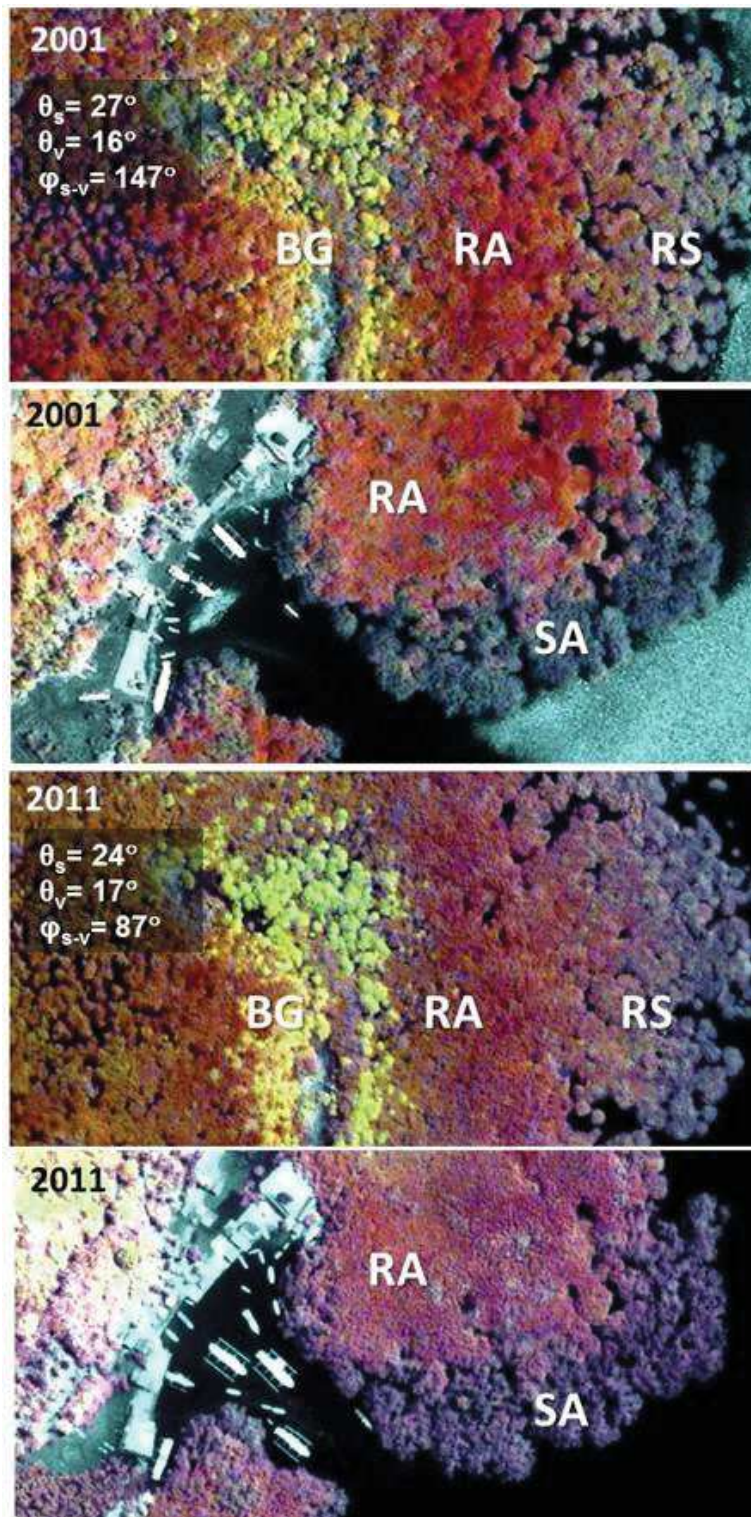


Figure 48: Extraits d'images (400 m x 200m) montrant la variabilité des réponses spectrales des zonations à *R. stylosa* par rapport aux zonations à *R. apiculata* et *S. apiculata*.

Dans le domaine infrarouge, les signatures à RA sont supérieures à celles observées sur SA et RS, suggérant bien un couvert forestier continu et dense. L'interprétation de la variabilité des différences

de niveau de réflectance n'est pas aisée. Ceci dit, le maximum de différence entre RA et RS est observé pour la configuration de l'image de 2014 où angle zénithal solaire et angle d'observation sont obliques, ce qui pourrait maximiser l'observation de la porosité de RS réduisant le signal infrarouge de ce type de faciès. Entre RS et SA, la différence majeure est obtenue quand les peuplements sont éclairés de manière oblique ($\vartheta_s = 40^\circ$) et observés quasiment à la verticale. Il nous est difficile d'affirmer que la diffusion du reflet lumineux dans le couvert forestier permet de générer une différence marquée de signatures infrarouge entre 2 couverts forestiers ouverts.

Cette partie très descriptive avait pour but d'analyser la variabilité des signatures spectrales de peuplements de palétuviers. Elle a montré que bien que la séparabilité entre zonations à mono-dominance marquée restait plus ou moins stable dans le temps, il était improbable que les niveaux de réflectance foliaire soient conservés au passage à l'échelle des peuplements forestiers, d'autant plus pour ceux présentant une porosité ou une ouverture marquée. Ces résultats ont été détaillés et publiés dans la publication (Viennois et al. 2016) que je cosigne et ai intégré à la fin de ce manuscrit. Un effort de modélisation physique par simulation d'images multi-spectrales est à mener, comme décrit la communication internationale à comité de lecture (Viennois et al. 2015) que j'ai également cosignée et déposé en fin de manuscrit.

4.2 Fiabilité et robustesse d'une cartographie par classification supervisée

Forts cette analyse expérimentale, nous avons étudié le potentiel d'une classification supervisée pour rendre compte de la séparabilité entre zonations de palétuviers. J'ai délimité les polygones d'entraînement et de validation sur chacune des images et donné les matrices de confusion associées. Dans le Tableau 11, j'ai réalisé une synthèse montrant les précisions minimales et maximales entre 8 zonations différentes comportant en plus des zonations précitées, une zonation mixte de fourrés très denses de type NL7 située en limite interne et composée de *Xylocarpus granatum*, *Avicennia marina*, *Rhizophora stylosa* (noté FM), une zonation de mangrove non explorée (noté NE) située au centre ouest de la région de mangrove et une zonation très ouverte où les individus *Ceriops tagal*, *Rhizophora lamarckii*, *Rhizophora stylosa* s'associent avec des touffes de salicorne en bord immédiat à la terre ferme (noté BM).

Tableau 11: Matrice de confusion donnant les précisions minimales et maximales (en %) des classifications supervisées réalisés sur l'ensemble des images disponibles.

	AM	BG	RA	SA	RS	FM	NE	BM
AM	15-92	0-9	0-0	0-1	0-1	9-36	0-0	0-0
BG	0-3	57-91	2-3	0-0	0-7	0-0	3-12	0-4
RA	0-0	1-9	77-95	1-1	4-5	0-0	19-26	0-8
SA	0-0	0-2	1-7	42-86	8-14	0-0	1-2	0-0
RS	0-0	1-4	0-3	9-46	19-77	0-4	2-5	0-1
FM	7-76	0-1	0-0	0-2	0-0	56-89	0-1	0-0
NE	1-3	7-16	2-8	2-6	4-60	1-1	47-74	0-41
BM	0-3	0-2	0-2	2-2	0-1	1-3	0-8	46-100

Les résultats montrent que les formations à *Rhizophora apiculata* se distinguent assez bien dans toutes les images des autres zonations avec des précisions de classification variant de 77% à 95%. Les formations à *Bruguiera gymnorrhiza* et les faciès mixtes en fourrés denses conservent également un bon niveau de discrimination pouvant atteindre 91 et 89%. La précision de bonne classification des formations à *Avicennia marina* (AM), fourrés densément peuplés mais très clairs est sujette à une grande variabilité avec des valeurs descendant à 15%. Comme illustré dans la Figure 49, la précision de classification entre zonations n'est pas forcément fixe d'une image à l'autre. Par exemple, en 2014, la précision est très variable d'une zonation à l'autre (de 15% pour AM à 90% pour RA) alors qu'en 2011, le niveau moyen de classification dépasse 80%.

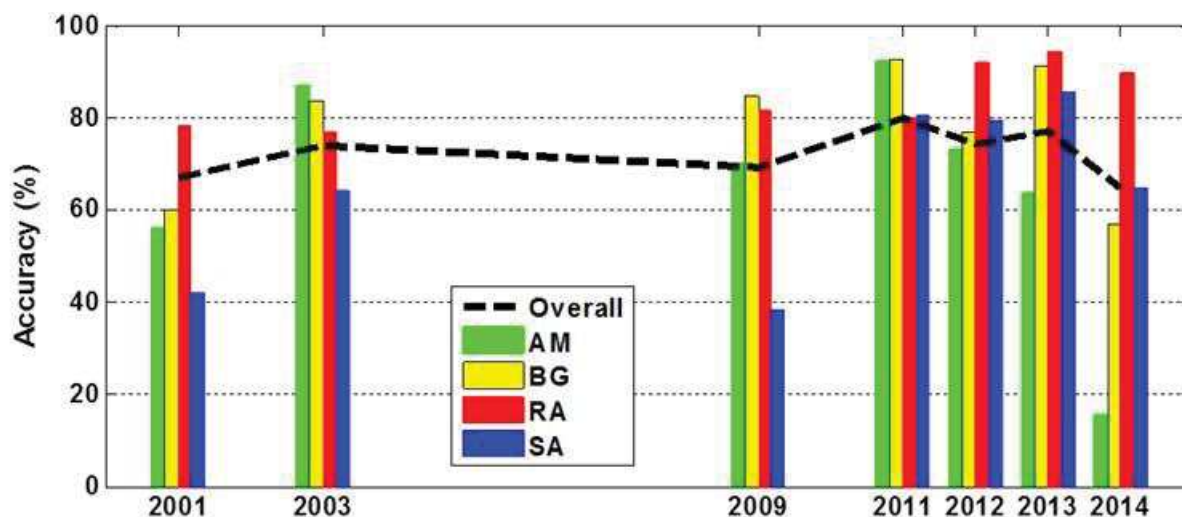


Figure 49: Variabilité de la précision de cartographie de 4 formations de mangroves à partir d'une classification supervisée réalisée date par date (tiré de (Viennois et al. 2016)).

Ce graphe démontre que les résultats de classification supervisée dépendent beaucoup des configurations angulaires d'acquisition et des conditions environnementales. Les résultats

cartographiques sont à prendre avec précaution quand il faut comparer des évolutions de surface de zonations d'espèce. Je ne présente donc pas les changements de superficie couverte par chacune des zonations classées, car ceux-ci pour être présentée, méritent une validation visuelle méticuleuse des omissions et commissions mais également une étude théorique de l'influence des paramètres d'acquisition sur les signatures spectrales des zonations et de son impact sur une classification supervisée basée sur le maximum de vraisemblance. Ceci dit, la présentation de cartes d'habitats reste valable sous réserve des précautions susmentionnées.

4.3 Diagnostic pour les mangroves de Nusa Lembongan

Le gain d'information entre les connaissances antérieures et celles postérieures à notre étude est net. Il suffit de comparer le contenu de la Figure 40 avec celui de la Figure 50 pour s'en rendre compte. Les peuplements à *Rhizophora apiculata* (en rouge) couvrent la superficie la plus importante dans une zone centrale qui pourrait correspondre probablement à la zone de marnage moyenne. Extrêmement intéressant et original est la localisation des peuplements à *Bruguiera gymnorrhiza* (en jaune), d'une part, en arc de cercle sur, visiblement des anciens récifs coralliens et en zonations plus compactes à la fois en amont et en aval. La vérité terrain qui a permis de visiter l'ensemble de ces zonations à *B. gymnorrhiza* indique une élévation accentuée du substrat sur lequel se développent ces palétuviers. Les formations à *Rhizophora stylosa* (magenta) et *Sonneratia alba* (bleu) occupent le front de mer.

Les peuplements à RS se développent derrière le récif corallien au nord de l'île alors que les peuplements à SA occupent la frange littorale dans le chenal de séparation entre l'île de Nusa Lembongan, Nusa Ceningan et Nusa Penida. Les formations arbustives occupent le pourtour interne de la région de mangrove. A la visualisation des images et de ces cartes habitats issues des classifications supervisées, des individus dominants à BG (jaune) et SA (bleu) pouvant suggérer des successions forestières en cours apparaissent clairement au sein des formations à *Rhizophora apiculata* (rouge). Seules deux coupes claires de moins d'un hectare ont été détectées. Le niveau de précision spatiale obtenue nous permet probablement d'appréhender la dynamique écologique de la région. Les zones en bordure interne nous apparaissent particulièrement fragile, ne serait-ce que parce qu'elles sont proches des zones habitées et de la petite route périphérique. De même, les peuplements à *Sonneratia alba* voire à *Rhizophora apiculata* 'coincés' entre les zones villageoises et le chenal avec l'île de Ceningan emprunté par de nombreux bateaux sont potentiellement à surveiller car l'extension des villages de pêche ou le rejet d'hydrocarbures peuvent générer des dégradations.

Globalement, nous attestons l'efficacité du plan de protection des mangroves de l'île de Nusa Lembongan.

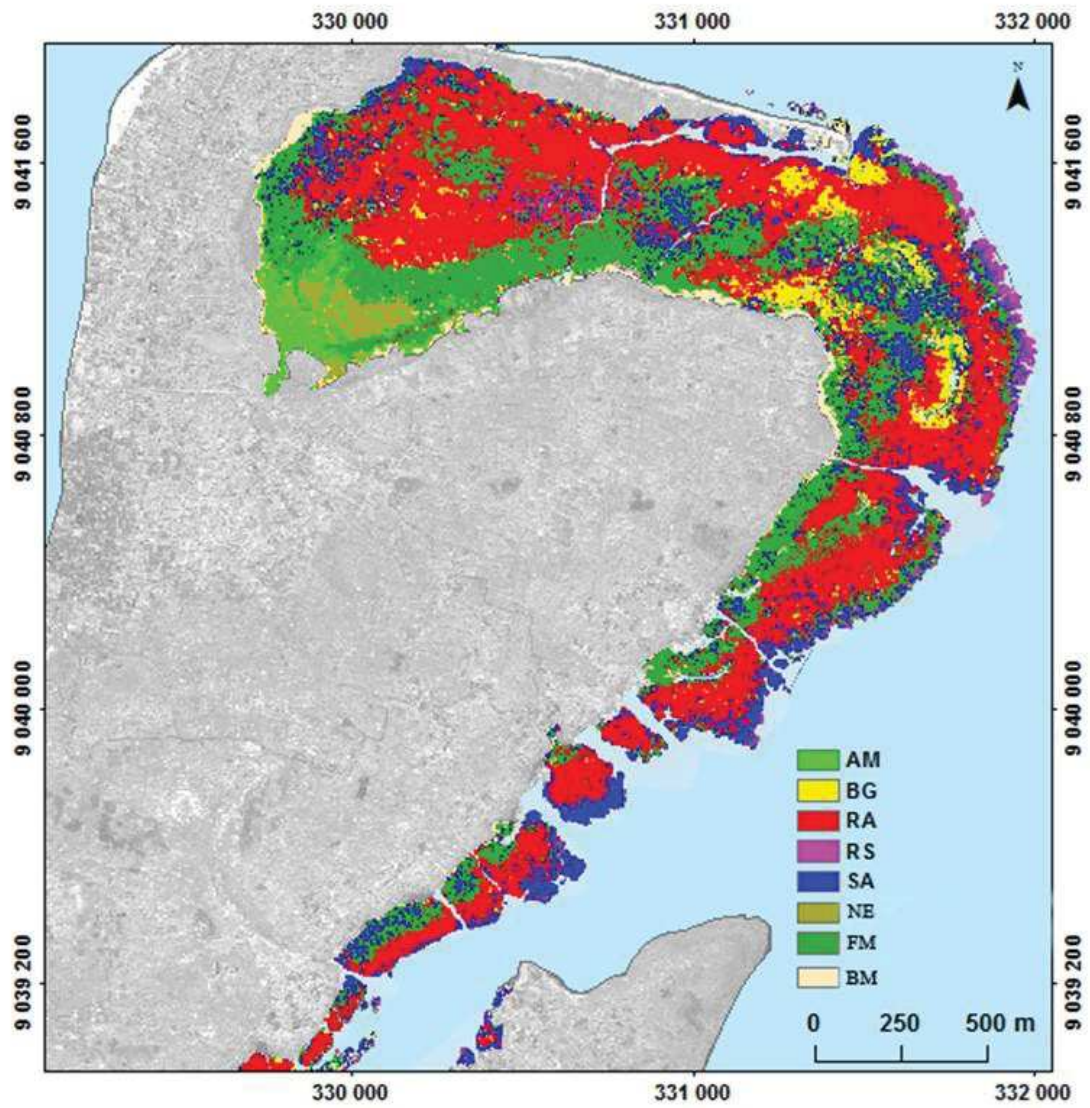


Figure 50 : Carte de zonations d'espèces sur Nusa Lembongan réalisée à partir de l'image de Mars 2013.



Chapitre 5 - Conclusions

Dans ce dernier chapitre, je dresse, d'une part, une synthèse des résultats obtenus de l'étude des sites pilotes de l'estuaire du Perancak et de Nusa Lembongan. Je présente ensuite une discussion et des perspectives pour une meilleure gestion intégrée des côtes indonésiennes.

5.1 Bilan du travail sur les sites pilotes

Nous avons travaillé sur deux sites d'étude dont l'historique et le degré de préservation sont totalement différents. Un aspect commun aux deux sites d'étude était l'absence totale d'information et de travaux de référence qui auraient pu nous aider à déterminer ou adapter des méthodes ou nous poser des questions thématiques plus précises.

a. Aspects méthodologiques

Des résultats ont été obtenus en partant de séries d'images satellitaires acquises à très haute résolution spatiale dans le domaine optique. A partir de ces séries d'images, pour chacun des sites, nous avons défini des plans d'échantillonnage de parcelles à inventorier dans l'objectif de caractériser au mieux la variabilité des peuplements forestiers en termes des structures forestières et de composition spécifique. Des analyses visuelles, nous avons pu discriminer les plantations de palétuviers des forêts naturelles. D'une classification supervisée en deux classes 'mangrove' et 'non mangrove', nous avons montré la variabilité de l'évolution des expansions en mettant en évidence différents rythmes de croissance et des risques de mortalité à l'échelle de champs de crevette abandonnés. Nous avons suivi l'expansion des mangroves sur l'ensemble de l'estuaire en détaillant l'évolution dans les bassins, sur les digues, dans les zones non endiguées incluant bords de rivière, nouvelles îles. A partir d'analyses des réponses spectrales de différents peuplements de palétuviers dits 'zonations à dominance marquée' en fonction des paramètres d'acquisition, nous avons mis en avant à la fois, la bonne séparabilité de 5 zonations de mangroves, séparabilité qui nécessite d'être mieux étudié avec des études de sensibilité sur des images simulées de mangroves (cf. Proisy et al. (2016) pour la méthodologie). L'utilisation de méthodes de classification supervisée pour rendre compte de la distribution spatiale de ces zonations est globalement efficace. Le suivi de l'évolution des surfaces par classification supervisée à maximum de vraisemblance nous paraît, cependant, un peu risqué sans présélection des configurations angulaires les plus adéquates. C'est un résultat attendu des interprétations physiques d'images simulées précédemment évoquées.

L'expérimentation de terrain reste indispensable à tous les niveaux, aussi bien pour conforter l'analyse visuelle des images, valider des classifications et mieux fournir des résultats sans discussion sur les

différences de structuration et composition spécifique entre peuplements forestiers. Le travail de terrain aurait été beaucoup plus improbable sans l'analyse préliminaire des images pour établir un plan d'échantillonnage et des chemins d'accès aux zones à inventorier.

b. Aspects thématiques

De l'étude menée sur l'estuaire du Perancak, nous avons appris que l'ensemble de la zone 'verdissait' c'est-à-dire que la végétation de mangrove occupait une surface de plus en plus grande. Ceci dit, la comparaison des caractéristiques forestières entre plantations de *Rhizophora* et les forêts naturelles à *Avicennia* et *Sonneratia* en addition de l'évaluation du ratio de surfaces plantées par rapport aux surfaces naturelles indique que le fonctionnement de l'estuaire est toujours artificiel et en mutation : après les élevages des crevettes, les plantations d'espèces de palétuviers non natives. Nous n'avons pas trouvé de raisons 'écologiques' aux plantations. L'ensemble de la zone ne semble pas soumise à des phénomènes d'érosion, il ne semble pas y avoir d'enjeu à fixer du substrat. A l'opposé, il nous a semblé inconsidéré vu la fragmentation importante en bassins (environ 1400 pour des centaines de kilomètres de digues), de planter une espèce peu tolérante à la salinité, dans des bassins fermés où la salinité atteint 42‰ en fin de saison sèche. Plus, il nous a semblé aberrant de ne pas avoir prévu de plan de coupe et de suivi de ces plantations. Avec la station marine du KKP en plein cœur de l'estuaire, le site pourrait être transformé en un laboratoire à ciel ouvert de recherches sur les stratégies de réhabilitation des champs de crevettes abandonnés: chaque bassin pouvant être considéré comme une expérience unique. Ces résultats seront présentés en détail à l'ONG Conservation International début 2017. Cette ONG a la charge de la mise en œuvre du plan d'ICZM sur l'estuaire. Ces résultats sont déjà diffusés au sein de l'organisation Mangrove Action Project qui sera coauteur du papier en cours de rédaction pour Marine Pollution Bulletin.

De l'étude menée sur les mangroves de Nusa Lembongan, nous avons produit des cartes montrant la diversité des habitats. Bien que les zones en limite intérieures et en front de mer nous paraissent fragiles, la mangrove de Nusa Lembongan semble bien protégée et ne montre pas de nets retraits hormis les deux coupes claires de moins d'un hectare. Il serait très intéressant de déployer un réseau de capteur de niveau d'eau et de salinité pour expliquer ces zonations marquées.

5.2 Perspectives générales

a. Enjeux de recherche en télédétection des mangroves

Le potentiel des séries temporelles d'images satellitaires à très haute résolution spatiale pour informer sur les changements récents (depuis 2001) dans les caractéristiques (superficie, types de faciès, zonation d'espèces) des mangroves est indéniable. Deux axes de recherche peuvent être dégagés dans

l'objectif d'obtenir des méthodes robustes permettant de quantifier à l'échelle de quelques mètres carrés, l'état d'une mangrove en termes, par exemple, de taux de recouvrement, types de forêts (plantées vs. naturelles) ou d'espèce dominante. D'une part, les signatures texturales et spectrales pourraient être combinées pour tenter d'associer une structure forestière issue de l'analyse de grain de canopée (cf. Proisy et al. (2007)) à une composition spécifique, comme abordé récemment par Wang et al. (2016). Ce serait également un moyen de mieux comprendre l'influence des différentes géométries d'acquisition des images sur la réponse spectrale moyenne d'un faciès forestier.

A ce titre, la nécessité d'interpréter physiquement la variabilité des signatures texturales et spectrales des forêts de mangrove paraît indispensable. Proisy et al. (2016) ont posé les bases d'un travail de simulation des réponses spectrales de mangroves à l'aide d'un modèle de transfert radiatif tel que DART (Gastellu-Etchegorry (2008)). A partir d'études de sensibilité réalisées sur des images de capteurs THRS simulées, il est possible, d'une part, d'identifier des plages de configurations angulaires où stabilité et séparabilité entre réponses spectrales de zonations sont les meilleures. Pour chaque image simulée, il est possible d'évaluer la contribution du sol, des troncs et des feuilles de chacune des espèces d'arbres intégrée dans la maquette forestière. Ces maquettes forestières peuvent être construites à partir des inventaires forestiers (Figure 51), des propriétés optiques peuvent être affectées aux différents compartiments de la forêt (sols, écorces, feuilles) sur la base de mesures réalisées avec un spectro-radiomètre de terrain.

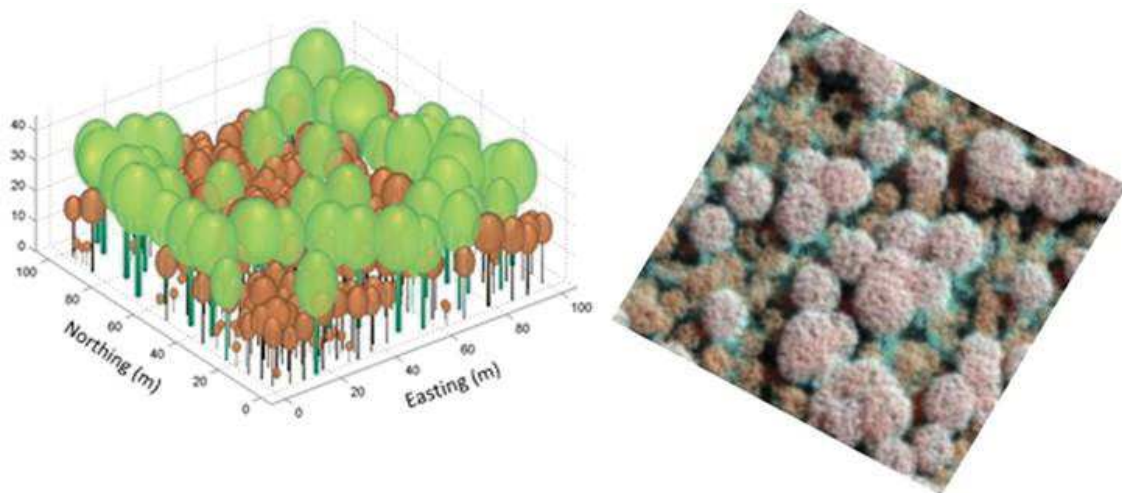


Figure 51: A gauche, maquette forestière de 100 m x 100m en sucette avec plusieurs espèces issues d'inventaires forestiers. A droite, image simulée multi-spectrale (WV2) avec des pixels de 1m, adapté d'Olagoke et al. (2016).

L'échantillonnage des réflectances de sols reste cependant très complexe à mettre en œuvre vu la variabilité des conditions d'ennoiement, des caractéristiques biochimiques de l'eau et des substrats vaseux.

b. Pour la gestion intégrée des côtes indonésiennes

L'historique de conversion des mangroves pour l'aquaculture dans l'estuaire du Perancak est typique de nombre de régions côtières en Indonésie ((Ilman et al. 2016). Ceci dit, les pratiques d'aquaculture divergent d'un site à l'autre : la taille des bassins aquacoles, le maintien ou non de palétuviers à l'intérieur des bassins, les tentatives de reforestation ou de 'silvofishery' (van Oudenhoven et al. 2015a) génèrent depuis la fin des années 1990 des conditions environnementales qui différencie chaque site de son voisin. A titre de comparaison, la taille des champs aquacoles dans le delta de la Mahakam, province de Kalimantan Est, Indonésie est en moyenne de 5.5 ha (Dutrieux et al. 2014) soit environ 10 fois plus grands que sur l'estuaire du Perancak. L'historique d'exploitation des gisements de gaz dans ce delta a une forte influence sur la transformation du paysage côtier et des mangroves, non seulement, en raison de l'influence des énormes infrastructures pétrolières mais également par des plantations réalisées extensivement pour 'compenser' les coupes de mangroves réalisées pour installer les unités d'extraction et de transport pétroliers (Figure 2**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**).

Cependant, l'étude menée sur l'estuaire du Perancak confirme un certain nombre de travers qu'il convient de critiquer. Stevenson et al. (1999), dès la fin des années 90, mettaient en garde contre les plantations extensives dans les champs aquacoles abandonnés sans savoir si ces champs étaient des bons candidats pour réintroduire des mangroves. L'estuaire du Perancak est vraiment emblématique d'une absence de questionnement sur le fonctionnement des mangroves. Il était clair déjà depuis la même époque avec les travaux d'Erftemeijer and Lewis (2000) et plus récemment avec le travail de référence produit par van Oudenhoven et al. (2015b) que planter des espèces différentes de celles originales compromet tout plan de gestion côtière intégrée car ces pratiques de boisement à espèces exogènes peuvent générer des 'disservices'. Nous insistons sur la pertinence des cinq recommandations formulée par Lewis et al. (2006) et que nous présentons dans l'encadré ci-dessous.

1. Understand the autecology (individual species ecology) of the mangrove species at the site; in particular the patterns of reproduction, propagule distribution, and successful seedling establishment.
2. Understand the normal hydrologic patterns that control the distribution and successful establishment and growth of targeted mangrove species.
3. Assess modifications of the original mangrove environment that currently prevent natural secondary succession (recovery after damage).
4. Design the restoration program to restore appropriate hydrology and, if possible, utilize natural volunteer mangrove propagule recruitment for plant establishment.
5. Only utilize actual planting of propagules, collected seedlings, or cultivated seedlings after determining (through steps a-d) that natural recruitment will not provide the quantity of successfully established seedlings, rate of stabilization, or rate of growth of saplings established as objectives for the restoration project (Lewis and Marshall 1997).

Encadré 1 : Les cinq étapes pour réhabiliter un écosystème de mangroves, d'après (Lewis et al. 2006)

Par ailleurs, Irving et al. (2011) et Dale et al. (2014) questionnent le coût faible de la conservation et la protection des mangroves existantes en comparaison du budget nécessaire aux tentatives de réhabilitation jugées chères et sans succès certain. Nos résultats sur Nusa Lembongan démontrent la faisabilité de suivi et contrôle de plans de conservation et protection. La seule limite est la disponibilité de données forestières permettant de caractériser les faciès forestiers et leur composition spécifique.

Nos résultats sur Nusa Lembongan démontrent la faisabilité de suivi et contrôle de plans de conservation et protection. La seule limite est la disponibilité de données forestières permettant de caractériser les faciès forestiers et leur composition spécifique. Dans les régions où il n'existe pas déjà un échantillonnage conséquent de parcelles forestières, des efforts somme toute assez rapides peuvent être entrepris. Ils permettront de calibrer les analyses d'images mais également d'apprendre de l'écologie de la région de mangroves concernée.

Les côtes à mangroves dans les provinces de Papua Ouest et de Papua souffrent d'un manque chronique de connaissances et de relevés. A titre d'illustration, nous avons procédé à une classification supervisée de 2 images THRS acquises en 2003 et en 2011, dans la région d'Inanwatan (Figure 52), dans la province de Papua Ouest. Alors que la péninsule semble dominée par *Rhizophora apiculata* (en rouge), les cartes issues de ces classifications suggèrent une progression des zonations à RA vers la mer et une succession forestière entre les espèces non identifiées notées NI1 et NI2. Ceci dit, autant nous sommes assez confiants dans la distribution de l'espèce *Bruguiera gymnorrhiza* (en jaune), autant nous pensons qu'il faut prendre avec précaution la zonation à *Sonneratia alba* (en bleu) qui apparaît subitement étendue au nord-ouest de l'image de 2011. Ces spéculations montrent bien le caractère indispensable des relevés de terrain. Pratiquement, pour réaliser des relevés dans cette région, il faut un bateau camp de base et 2 équipes de personnes aguerries sur 2 bateaux parcourant et inventoriant au sein de cette très grande région de mangroves (C. Proisy, communication personnelle). Il serait intéressant de transférer les budgets de compensation qui financent des reboisement de

monocultures à des expédition de découverte des régions inexplorées de mangroves, d'autant plus en Papua, au cœur de la diversité des espèces des palétuviers mais également en plein centre du viseur des futures plans de développement des plantations de palmiers à huile (Ilman et al. 2016).

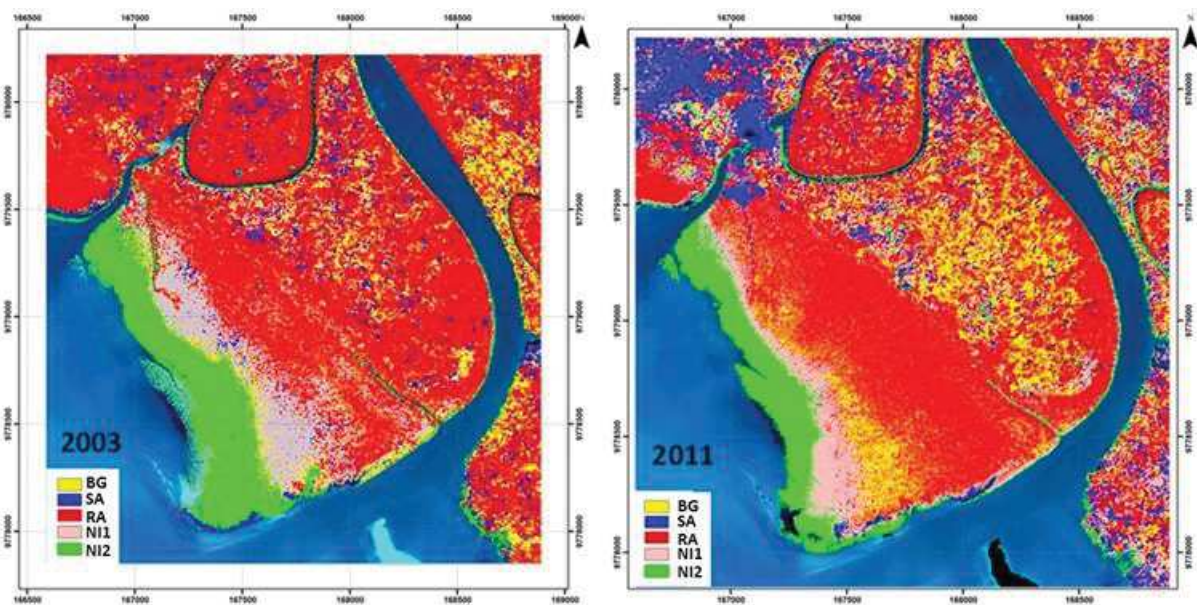


Figure 52: Cartographie à 5 espèces sur une région de Papoua Oue, région d'Inanwatan. Les espèces BG, SA et RA étaient facilement identifiables par comparaison avec Nusa Lembongan. Par contre, nous avons entraîné la classification sur 2 autres classes pour lesquelles l'espèce est sujette à caution. Les cartes font 2.5 km x 2.5 km.

c. Sur la nécessité d'un réseau d'observatoires locaux

Reconnaitre que les activités humaines et le changement climatique (Creighton et al. 2016; Fromard et al. 2015) modifient le fonctionnement des écosystèmes n'est pas suffisant pour prédire l'ampleur des changements à venir. Il faut identifier l'ensemble des 'forçages' en jeu et jauger le niveau d'impact sur le fonctionnement des écosystèmes (Montoya and Raffaelli 2010). Il semble assez logique d'implanter, en support à tout plan de gestion côtière intégrée, des observatoires locaux du milieu permettant d'engranger des données cruciales pour comprendre le fonctionnement des mangroves et les changements en cours dans le fonctionnement de chaque région côtière. La caractérisation du régime d'enneigement à une échelle spatiale assez fine (quelques hectares) est un prérequis. Elle passe par un levé topographique précis à au moins 10 cm près en élévation de la zone de mangrove. Celui-ci peut être réalisé par des systèmes Lidar embarqués sur hélicoptère ou avion (Proisy et al. 2009). Un marégraphe est aussi indispensable. Le déploiement de caméras, sondes de hauteur d'eau et de salinité compléterait à moindre coût et de manière pertinente le dispositif. La mesure du débit des drains, chenaux artificiels, bras de rivières et des courants de flot et de jusant est également une pièce maitresse pour prédire la dispersion des propagules des palétuviers. Cet observatoire de terrain doit être couplé avec l'acquisition régulière (au moins une fois par an) d'images satellitaire à très haute

résolution spatiale permettant de contrôler et suivre l'évolution des mangroves tout en gardant une bonne appréciation des activités humaines en cours. Le coût d'implantation n'est pas énorme et les informations produites seraient décisives pour maintes activités de gestion environnementale.

Ceci dit, l'objectif de 'restaurer' dans des conditions initiales, c'est-à-dire avant perturbation, semble illusoire pour plus d'une raison. D'une part, les conditions initiales ne sont pas documentées. D'autre part, l'environnement a été profondément modifié par les activités humaines et est en cours de mutation à cause des changements climatiques. Dans ce contexte 'd'incertitude inévitable et de changement radicaux' (Chapin et al. 2010), des alternatives basées sur une meilleure connaissance et utilisation de l'adaptabilité des écosystèmes et des sociétés humaines offrent de l'espoir. L'ONG Mangrove Action Project témoigne au travers ses actions locales avec les communautés villageoises que le simple transfert de notions de bon sens écologique auprès de populations impliquées génère des cercles vertueux qui aident non seulement à la réhabilitation des mangroves mais aussi à leur protection.

Références

- Aburto-Oropeza, O., Ezcurra, E., Danemann, G., Valdez, V., Murray, J., & Sala, E. (2008). Mangroves in the Gulf of California increase fishery yields. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *105*, 10456-10459
- Alexandris, N., Chatenoux, B., Lopez Torres, L., & Peduzzi, P. (2013). Monitoring mangrove restoration from space. In: UNEP/GRID-Geneva
- Allen, G.R., & Erdmann, M.V. (2013). Reef Fishes of Bali, Indonesia. *Bali Marine Rapid Assessment Program 2011* (pp. 15-68): Conservation International
- Alongi, D.M. (2002). Present state and future of the world's mangrove forests. *Environmental Conservation*, *29*, 331-349
- Alongi, D.M. (2009). Paradigm shifts in mangrove biology. In G.M.E. Perillo, Wolanski, E., Cahoon, D.R. & Brinson, M. M. (Ed.), *Coastal Wetlands: An Integrated Ecosystem Approach*. Elsevier Press (pp. 615-640)
- Alongi, D.M. (2011). Carbon payments for mangrove conservation: ecosystem constraints and uncertainties of sequestration potential. *Environmental Science & Policy*, *14*, 462-470
- Asaeda, T., Barnuevo, A., Sanjaya, K., Fortes, M.D., Kanesaka, Y., & Wolanski, E. (2016). Mangrove plantation over a limestone reef – Good for the ecology? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *173*, 57-64
- Bannari, A., Morin, D., Bonn, F., & Huete, A.R. (1995). A review of vegetation indices. *Remote Sensing Reviews*, *13*, 95-120
- Barbier, E.B. (2016). The protective service of mangrove ecosystems: A review of valuation methods. *Marine Pollution Bulletin*, *109*, 676-681
- Barbier, E.B., Hacker, S.D., Kennedy, C., Koch, E.W., Stier, A.C., & Silliman, B.R. (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*, *81*, 169-193
- Bouchez, A., Pascault, N., Chardon, C., Bouvy, M., Cecchi, P., Lambs, L., Herteman, M., Fromard, F., Got, P., & Leboulanger, C. (2013). Mangrove microbial diversity and the impact of trophic contamination. *Marine Pollution Bulletin*, *66*, 39-46
- BPS (2015). *Statistik Daerah Kabupaten Jembrana 2015*. Jembrana: BPS Kabupaten Jembrana
- Brander, L.M., Wagtendonk, A.J., Hussain, S., S., McVittie, A., Verburg, P.H., de Groot, R.S., & van der Ploeg, S. (2012). Ecosystem service values for mangroves in Southeast Asia: A meta-analysis and value transfer application. *Ecosystem Services*, *1*, 62-69
- Carpenter, S.R., Mooney, H.A., Agard, J., Capistrano, D., DeFries, R.S., Díaz, S., Dietz, T., Duraiappah, A.K., Oteng-Yeboah, A., Pereira, H.M., Perrings, C., Reid, W.V., Sarukhan, J., Scholes, R.J., & Whyte, A. (2009). Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *106*, 1305-1312
- Chapin, F.S., III, Carpenter, S.R., Kofinas, G.P., Folke, C., Abel, N., Clark, W.C., Olsson, P., Smith, D.M.S., Walker, B., Young, O.R., Berkes, F., Biggs, R., Grove, J.M., Naylor, R.L., Pinkerton, E., Steffen, W., & Swanson, F.J. (2010). Ecosystem stewardship: sustainability strategies for a rapidly changing planet. *Trends in Ecology & Evolution*, *25*, 241-249
- Chaudhary, S., McGregor, A., Houston, D., & Chettri, N. (2015). The evolution of ecosystem services: A time series and discourse-centered analysis. *Environmental Science & Policy*, *54*, 25-34
- Choong, E.T., Wirakusumah, R.S., & Achmadi, S.S. (1990). Mangrove forest resources in Indonesia. *Forest Ecology and Management*, *33-34*, 45-57
- Christie, P., Lowry, K., White, A.T., Oracion, E.G., Sievanen, L., Pomeroy, R.S., Pollnac, R.B., Patlis, J.M., & Eisma, R.-L.V. (2005). Key findings from a multidisciplinary examination of integrated coastal management process sustainability. *Ocean & Coastal Management*, *48*, 468-483
- Clark, J.R. (1992). Integrated management of coastal zones. In, *FAO Fisheries Technical Paper, No. 327*, 167 pages. <http://www.fao.org/docrep/003/t0708e/t0708e00.htm>

Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., & van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, *387*, 253-260

Creighton, C., Hobday, A.J., & Pecl, G.T. (2016). Adapting Management of Marine Environments to a Changing Climate: A Checklist to Guide Reform and Assess Progress. *Ecosystems*, *19*, 187-219

Daily, G.C., Polasky, S., Goldstein, J., Kareiva, P.M., Mooney, H.A., Pejchar, L., Ricketts, T.H., Salzman, J., & Shallenberger, R. (2009). Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *7*, 21-28

Dale, P.E.R., Knight, J.M., & Dwyer, P.G. (2014). Mangrove rehabilitation: a review focusing on ecological and institutional issues. *Wetlands Ecology and Management*, *22*, 587-604

Duke, N.C., Ball, M.C., & Ellison, J.C. (1998). Factors influencing biodiversity and distributional gradients in mangroves. *Global Ecology and Biogeography Letters*, *7*, 27-47

Duke, N.C., Meynecke, J.O., Dittmann, S., Ellison, A.M., Anger, K., Berger, U., Cannicci, S., Diele, K., Ewel, K.C., Field, C.D., Koedam, N., Lee, S.Y., Marchand, C., Nordhaus, I., & Dahdouh-Guebas, F. (2007). A World Without Mangroves? *Science*, *317*, 41 - 42

Dutrieux, E., Proisy, C., Fromard, F., Walcker, R., Ilman, M., Pawlowski, F., Ferdiansyah, H., & Ponthieux, O. (2014). Mangrove restoration in the vicinity of oil and gas facilities: lessons learnt from a large scale project. In *2014 SPE Conference on Health, Safety, and Environment*. Long Beach, California, USA

Ellison, J. (2015). Vulnerability assessment of mangroves to climate change and sea-level rise impacts. *Wetlands Ecology and Management*, *23*, 115-137

Ellison, J.C. (2012). *Climate Change Vulnerability Assessment and Adaptation Planning for Mangrove Systems*. Washington, DC: World Wildlife Fund (WWF)

Erftemeijer, P.L.A., & Lewis, R.R. (2000). Planting mangroves on intertidal mudflats: habitat restoration or habitat conversion? In *ECOTONE VIII Seminar "Enhancing Coastal Ecosystems Restoration for the 21st Century"*. Ranong, Thailand: Royal Forest Department of Thailand, Bangkok, Thailand.

Feller, I.C., Lovelock, C.E., Berger, U., McKee, K.L., Joye, S.B., & Ball, M.C. (2010). Biocomplexity in Mangrove Ecosystems. *Annual Review of Marine Science*, *2*, 395-417

Field, C.D. (1999). Rehabilitation of Mangrove Ecosystems: An Overview. *Mar Pollut Bull*, *37*

Friess, D.A., Lee, S.Y., & Primavera, J.H. (2016). Turning the tide on mangrove loss. *Marine Pollution Bulletin*, *109*, 673-675

Fromard, F., Gardel, A., Proisy, C., Anthony, E.J., & Walcker, R. (2015). Human threats and climate change impacts on mangrove ecosystem. In *Our Common Future Under Climate Change, COP21 International Scientific Conference*. Paris, France

Gastellu-Etchegorry, J.P. (2008). 3D modeling of satellite spectral images, radiation budget and energy budget of urban landscapes. *Meteorology and Atmospheric Physics*, *102*, 187-207

Gilbert, A.J., & Janssen, R. (1998). Use of environmental functions to communicate the values of a mangrove ecosystem under different management regimes. *Ecological Economics*, *25*, 323-346

Giri, C., Ochieng, E., Tieszen, L.L., Zhu, Z., Singh, A., Loveland, T., Masek, J., & Duke, N. (2011). Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography*, *20*, 154-159

Gordon, A.L. (2005). Oceanography of the Indonesian seas and their throughflow. *Oceanography*, *18*, 14-27

Gordon, A.L., & Fine, R.A. (1996). Pathways of water between the Pacific and Indian oceans in the Indonesian seas. *Nature*, *379*, 146-149

Gusmawati, N.F., Zhi, C., Soulard, B., Selmaoui-Folcher, N., & Lemonnier, H. (2016). Aquaculture ponds precise mapping in Perancak Estuary, Bali, Indonesia. *Journal of Coastal Research*, *SI 75*

Huete, A., Didan, K., Miura, T., Rodriguez, E.P., Gao, X., & Ferreira, L.G. (2002). Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, *83*, 195-213

Huete, A.R., Didan, K., Shimabukuro, Y.E., Ratana, P., Saleska, S.R., Hutyrá, L.R., Yang, W., Nemani, R.R., & Myneni, R. (2006). Amazon rainforests green-up with sunlight in dry season. *Geophysical Research Letters*, *33*, L06405

- Huffard, C.L., Erdmann, M.V., & Gunawan, T.R.P. (Eds.) (2012). *Geographic Priorities for Marine Biodiversity Conservation in Indonesia*: Ministry of Marine Affairs and Fisheries and Marine Protected Areas Governance Program. Jakarta, Indonesia. 105 pp.
- Ilman, M., Dargusch, P., Dart, P., & Onrizal (2016). A historical analysis of the drivers of loss and degradation of Indonesia's mangroves. *Land Use Policy*, *54*, 448-459
- Irving, A.D., Connell, S.D., & Russell, B.D. (2011). Restoring Coastal Plants to Improve Global Carbon Storage: Reaping What We Sow. *PLoS ONE*, *6*, e18311
- Jia, M., Wang, Z., Zhang, Y., Ren, C., & Song, K. (2015). Landsat-Based Estimation of Mangrove Forest Loss and Restoration in Guangxi Province, China, Influenced by Human and Natural Factors. *Ieee Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, *8*, 311-323
- Kamal, M., & Phinn, S. (2011). Hyperspectral Data for Mangrove Species Mapping: A Comparison of Pixel-Based and Object-Based Approach. *Remote Sensing*, *3*, 2222-2242
- Koedsin, W., & Vaiphasa, C. (2013). Discrimination of Tropical Mangroves at the Species Level with EO-1 Hyperion Data. *Remote Sensing*, *5*, 3562-3582
- Kristensen, E. (2008). Mangrove crabs as ecosystem engineers; with emphasis on sediment processes. *Journal of Sea Research*, *59*, 30-43
- Kuenzer, C., Bluemel, A., Gebhardt, S., Quoc, T.V., & Dech, S. (2011). Remote Sensing of Mangrove Ecosystems: A Review. *Remote Sensing*, *3*, 878-928
- Lewis, R.R. (2000). Ecologically based goal setting in mangrove forest and tidal marsh restoration. *Ecological Engineering*, *15*, 191-198
- Lewis, R.R. (2005). Ecological engineering for successful management and restoration of mangrove forests. *Ecological Engineering*, *24*, 403-418
- Lewis, R.R., Milbrandt, E.C., Brown, B., Krauss, K.W., Rovai, A.S., Beaver Iii, J.W., & Flynn, L.L. (2016). Stress in mangrove forests: Early detection and preemptive rehabilitation are essential for future successful worldwide mangrove forest management. *Marine Pollution Bulletin*
- Lewis, R.R., Quarto, A., Enright, J., Corets, E., Primavera, J., Ravishankar, T., Stanley, O.D., & Djamaluddin, R. (Eds.) (2006). *Five steps to successful ecological restoration*: Mangrove Action Project, Yayasan Akar Rumput Laut, April 2006 - Yogyakarta, Indonesia
- Lugo, A.E., & Snedaker, S.C. (1974). The ecology of mangroves. *Annual Review of Ecology and Systematics*, *5*, 39-64
- McTaggart, W.D. (1989). Hydrologic Management in Bali. *Singapore Journal of Tropical Geography*, *9*, 96-111
- Montoya, J.M., & Raffaelli, D. (2010). Climate change, biotic interactions and ecosystem services *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, *365*, 2013-2018
- Olagoke, A., Peters, R., Vogt, J., Proisy, C., & Berger, U. (2016). Scaling mangrove tree responses and stand structure dynamics to environmental change: a simulation study. In *MMMM4 - Mangrove & Macrobenthos Meeting*. St. Augustine, Florida, United States of America
- Patlis, J.M. (2005). The role of law and legal institutions in determining the sustainability of integrated coastal management projects in Indonesia. *Ocean & Coastal Management*, *48*, 450-467
- Pendleton, L., Donato, D.C., Murray, B.C., Crooks, S., Jenkins, W.A., Sifleet, S., Craft, C., Fourqurean, J.W., Kauffman, J.B., Marba, N., Magonigal, P., Pidgeon, E., Herr, D., Gordon, D., & Baldera, A. (2012). Estimating Global "Blue Carbon" Emissions from Conversion and Degradation of Vegetated Coastal Ecosystems. *PLoS ONE*, *7*
- Polidoro, B.A., Carpenter, K.E., Collins, L., Duke, N.C., Ellison, A.M., Ellison, J.C., Farnsworth, E.J., Fernando, E.S., Kathiresan, K., Koedam, N.E., Livingstone, S.R., Miyagi, T., Moore, G.E., Ngoc Nam, V., Ong, J.E., Primavera, J.H., Salmo, S.G., III, Sanciangco, J.C., Sukardjo, S., Wang, Y., & Yong, J.W.H. (2010). The Loss of Species: Mangrove Extinction Risk and Geographic Areas of Global Concern. *PLoS ONE*, *5*, e10095
- Pollnac, R.B., & Pomeroy, R.S. (2005). Factors influencing the sustainability of integrated coastal management projects in the Philippines and Indonesia. *Ocean & Coastal Management*, *48*, 233-251

- Primavera, J.H., dela Cruz, M., Montilijao, C., Consunji, H., dela Paz, M., Rollon, R.N., Maranan, K., Samson, M.S., & Blanco, A. (2016). Preliminary assessment of post-Haiyan mangrove damage and short-term recovery in Eastern Samar, central Philippines. *Marine Pollution Bulletin*, *109*, 744-750
- Proisy, C., Coutron, P., & Fromard, F. (2007). Predicting and mapping mangrove biomass from canopy grain analysis using Fourier-based textural ordination of IKONOS images. *Remote Sensing of Environment*, *109*, 379-392
- Proisy, C., Féret, J.-B., Lauret, N., & Gastellu-Etchegorry, J.-P. (2016). Mangrove forest dynamics using very high spatial resolution optical remote sensing. In N.N. Baghdadi & M. Zribi (Eds.), *Remote sensing of Land surfaces: Urban and coastal area*. Paris: Elsevier
- Proisy, C., Gratiot, N., Anthony, E.J., Gardel, A., Fromard, F., & Heuret, P. (2009). Mud bank colonization by opportunistic mangroves: A case study from French Guiana using lidar data. *Continental Shelf Research*, *29*, 632-641
- Rahman, A.F., Dragoni, D., Didan, K., Barreto-Munoz, A., & Hutabarat, J.A. (2013). Detecting large scale conversion of mangroves to aquaculture with change point and mixed-pixel analyses of high-fidelity MODIS data. *Remote Sensing of Environment*, *130*, 96-107
- Rahmania, R., Proisy, C., Viennois, G., Andayani, A., Subki, B., Farhan, A.R., Gusmawati, N.F., Lemonnier, H., Germain, O., Gaspar, P., Prospero, J., Sidik, F., Widagti, N., & Suhardjono (2015). 13 Years of changes in the extent and physiognomy of mangroves after shrimp farming abandonment, Bali. In, *8th International Workshop on the Analysis of Multitemporal Remote Sensing Images (Multi-Temp)*, 2015 (pp. 1-4)
- Robertson, A.I., & Duke, N.C. (1987). Mangroves as nursery sites: comparisons of the abundance and species composition of fish and crustaceans in mangroves and other nearshore habitats in tropical Australia. *Marine Biology*, *96*, 193-205
- Sasmito, S.D., Murdiyarso, D., Friess, D.A., & Kurnianto, S. (2016). Can mangroves keep pace with contemporary sea level rise? A global data review. *Wetlands Ecology and Management*
- Sengupta, A., & Chaudhuri, S. (1991). Ecology of heterotrophic dinitrogen fixation in the rhizosphere of mangrove plant community at the Ganges river estuary in India. *Oecologia*, *87*, 560-564
- Soudani, K., & Francois, C. (2014). Remote sensing: A green illusion. *Nature*, *506*, 165-166
- Soudani, K., Francois, C., le Maire, G., Le Dantec, V., & Dufrene, E. (2006). Comparative analysis of IKONOS, SPOT, and ETM+ data for leaf area index estimation in temperate coniferous and deciduous forest stands. *Remote Sensing of Environment*, *102*, 161-175
- Spalding, M.D., Blasco, F., & Field, C.D. (1997). *World Mangrove Atlas*. Okinawa (Japan): International Society for Mangrove Ecosystems.
- Stevenson, N., Lewis, R.R., & Burbridge, P.R. (1999). Disused shrimp ponds and mangrove rehabilitation. In W.J. Streever (Ed.), *An International Perspective on Wetland Rehabilitation* (pp. 277-297): Kluwer Academic Publishers, The Netherlands, 338 pp.
- Stevenson, N.J. (1997). Disused shrimp ponds: Options for redevelopment of mangroves. *Coastal Management*, *25*, 425-435
- Tanaka, T., & Sunarta, N. (1994). Relationship between regional changes of soil physical properties and volcanic stratigraphy on the southern slope of Batur volcano in the island of Bali, Indonesia. *Environmental Geology*, *23*, 182-191
- Thatoi, H., Behera, B.C., & Mishra, R.R. (2013). Ecological role and biotechnological potential of mangrove fungi: a review. *Mycology*, *4*, 54-71
- Tomlinson, P.B. (1994). *The botany of mangroves*: New York: Cambridge University Press.
- Tranchant, B., Reffray, G., Greiner, E., Nugroho, D., Koch-Larrouy, A., & Gaspar, P. (2015). Evaluation of an operational ocean model configuration at 1/12° spatial resolution for the Indonesian seas – Part 1: Ocean physics. *Geosci. Model Dev. Discuss.*, *8*, 6611-6668
- Turak, E., & DeVantier, L. (2013). Biodiversity and Conservation Priorities of Reef-building Corals in Bali, Indonesia. *Bali Marine Rapid Assessment Program 2011* (pp. 78-130): Conservation International
- Valiela, I., Bowen, J.L., & York, J.K. (2001). Mangrove Forests: One of the World's Threatened Major Tropical Environments. *BioScience*, *51*, 807-815

- van Oudenhoven, A.P.E. (2011). Managing ecosystem services and natural capital – trade-offs, synergies and challenges. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 7, 141-142
- van Oudenhoven, A.P.E., Siahainenia, A.J., I. Sualia, I., Tonneijck, F.H., Van der Ploeg, S., & de Groot, R.S. (2015a). Effects of different management regimes on mangrove ecosystem services in Java, Indonesia. In, *Technical paper for the 'Mangrove Capital' project*: Wageningen University (Environmental Systems Analysis Group, Wageningen)
- van Oudenhoven, A.P.E., Siahainenia, A.J., Sualia, I., Tonneijck, F.H., van der Ploeg, S., de Groot, R.S., Alkemade, R., & Leemans, R. (2015b). Effects of different management regimes on mangrove ecosystem services in Java, Indonesia. *Ocean & Coastal Management*, 116, 353-367
- Viennois, G., Proisy, C., Feret, J.-B., Prosperi, J., Sidik, F., Suhardjono, Rahmania, R., Longépé, N., Germain, O., & Gaspar, P. (2016). Multitemporal analysis of high spatial resolution satellite imagery for mangrove species mapping, Bali, Indonesia *Ieee Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 9, 3680 - 3686
- Viennois, G., Proisy, C., Rahmania, R., Andayani, A., Subki, B., Suhardjono, Feret, J.-B., Prosperi, J., Sidik, F., Widagti, N., Germain, O., & Gaspar, P. (2015). Temporal stability of mangrove multispectral signatures at fine scales: Stability of mangrove multispectral signatures. In, *8th International Workshop on the Analysis of Multitemporal Remote Sensing Images (Multi-Temp)*, 2015 (pp. 1-4)
- Walters, B.B., Rönnbäck, P., Kovacs, J.M., Crona, B., Hussain, S.A., Badola, R., Primavera, J.H., Barbier, E., & Dahdouh-Guebas, F. (2008). Ethnobiology, socio-economics and management of mangrove forests: A review. *Aquatic Botany*, 89, 220-236
- Wang, T., Zhang, H., Lin, H., & Fang, C. (2016). Textural–Spectral Feature-Based Species Classification of Mangroves in Mai Po Nature Reserve from Worldview-3 Imagery. *Remote Sensing*, 8, 1-15
- Weeks, R., Alino, P.M., Atkinson, S., Beldia II, P., Binson, A., Campos, W.L., Djohani, R., Green, A.L., Hamilton, R., Horigue, V., Jumin, R., Kalim, K., Kasasiah, A., Kereseke, J., Klein, C., Laroya, L., Magupin, S., Masike, B., Mohan, C., Da Silva Pinto, R.M., Vave-Karamui, A., Villanoy, C., Welly, M., & White, A.T. (2014). Developing Marine Protected Area Networks in the Coral Triangle: Good practices for expanding the coral triangle marine protected area system. *Coastal Management*, 42, 183-205
- White, A.T., Christie, P., D'Agnes, H., Lowry, K., & Milne, N. (2005). Designing ICM projects for sustainability: Lessons from the Philippines and Indonesia. *Ocean & Coastal Management*, 48, 271-296
- Widagti, N., Triyulianti, I., & Mandini Manessa, M.D. (2011). Changes in density of mangrove forest in Nusa Lembongan, Bali. In, *Proceeding of the 2nd CReSOS international symposium on South East Asia Environmental problems and satellite remote sensing* Denpasar, Bali
- Zhou, J., Proisy, C., Descombes, X., le Maire, G., Nouvellon, Y., Stape, J.-L., Viennois, G., Zerubia, J., & Coueron, P. (2013). Mapping local density of young Eucalyptus plantations by individual tree detection in high spatial resolution satellite images. *Forest Ecology and Management*, 301, 129-141

Annexes

A1. Article et communications issues du travail de thèse

Pour des raisons de droits d'édition, je n'ai présenté ci-dessous que les versions non éditées des publications.

A1.1 Publiés

- *Article IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing, publié*

Viennois, G., Proisy, C., Féret, J.-B., Prospero, J., Sidik, F., Suhardjono, Rahmania, R., Longépé, N., Germain, O., & Gaspar, P. (2016). Multitemporal analysis of high spatial resolution satellite imagery for mangrove species mapping, Bali, Indonesia *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 9, 3680 – 3686.

<http://dx.doi.org/10.1109/JSTARS.2016.2553170>

Multitemporal Analysis of High Spatial Resolution Optical Satellite Imagery for Mangrove Species Mapping in Bali, Indonesia

Gaëlle Viennois, Christophe Proisy, Jean-Baptiste Féret, Juliana Prospero, Frida Sidik, Suhardjono, Rinny Rahmania, Nicolas Longépé, Olivier Germain, and Philippe Gaspar

Abstract—Mapping zonations of mangrove species (ZMS) is important when assessing the functioning of such specific ecosystems. However, the reproducibility of remote sensing methods for discriminating and mapping mangrove habitats is often overstated due to the lack of temporal observations. Here, we investigated the potential use of temporal series of high-resolution multispectral satellite images to discriminate and map four typical Asian ZMS. This study was based on the analysis of eight images acquired between 2001 and 2014 over the mangrove area of Nusa Lembongan, Bali, Indonesia. Variations between years in the top-of-atmosphere reflectance signatures were examined as functions of the acquisition angles. We also applied maximum likelihood supervised classification to all of the images and determined the variability in the classification errors. We found that the distinction between spectral signatures of ZMS characterized by a close canopy was fairly independent of the season and sensor characteristics. By contrast, the variability in the multispectral signatures of ZMS with open canopies and associated classification errors could be attributed to variability in ground surface scattering. In both cases, sun-viewing geometry could alter the separability between ZMS classes in near-nadir viewing or frontward sun-viewing configurations, thereby explaining why the overall accuracy of ZMS classification might vary from 65% to 80%. Thus, multitemporal analysis is an important stage in the development of robust methods for ZMS mapping. It must be supported by physical-based research aiming to quantify the influences of canopy structure, species composition, ground surface properties, and viewing geometry parameters on ZMS multispectral signatures.

Index Terms—High-resolution image, mangrove biodiversity, multispectral analysis, species discrimination.

I. INTRODUCTION

Sustainable coastal zone management in the tropics is urgently required to reverse the trend in mangrove disappearance found in most regions of the world [1]. Since the 1980s, 20–35% of the mangrove area has been lost in southeast Asia [2]. Indonesia has the largest area of mangroves and the highest species diversity, but there are major threats due to both the extensive conversion of mangrove areas into aquaculture ponds and rapid expansion of oil palm plantations [3]. The continued presence of mangrove, its conservation, and capacity to cope with anthropogenic pressures depend on complex interactions between processes at all spatial and temporal scales of analysis [4]–[5]. In particular, each mangrove species is uniquely adapted to the prevailing local conditions, so the zonation patterns of mangroves comprising a few even-aged mangrove tree species are often a mosaic of forest stands parallel to the shoreline [6]. Thus, the dominant mangrove species in each zonation could be considered a foundation species [7], *i.e.*, major components of the ecosystem function.

High- and medium-resolution optical imagery proved useful for the mapping of mangrove extent and change [8–9]. Numerous methods based on visual interpretation, pixel- or object-based, support vector machine analysis, decision tree classifier, neural network have been proposed *e.g.* [10]–[12]. Interesting results were also obtained using 30-m spatial resolution hyperspectral EO-1 Hyperion images in typical Asian mangrove zonations [13]. Accurate mapping of species at individual-tree scales is, however, required for understanding mangrove capability of regeneration and expansion [4]–[5], [14]. It is being increasingly explored using affordable Very High Spatial Resolution (VHSR) satellite imagery at pixel sizes ranging from 50 cm to 4 m. Combining the use of textural and differential spectral features may be promising for considering inner-species variability while increasing intra-species differentiability [15].

However, before employing any classification results, the reproducibility of existing methods and classifiers developed for mapping zonations of mangrove species (ZMS) should be tested through multitemporal analysis. Indeed, the mapping accuracy may vary across dates because the viewing geometry during image acquisition, flooding level, and forest development may affect the spectral signatures measured by satellite sensors.

Let's take the case of the mangroves of Bali, Indonesia. Interestingly, visual inspections of false color composites of pan-sharpened near-infrared (NIR), green, and blue bands detected strong spatial patterns in the colors, which were clearly discernable in all images on any acquisition date between 2001 and 2014 (Fig. 1). The first color pattern was represented by shades of red (dominance of NIR responses), which expanded over the greatest extent, whereas the second pattern in yellow (codominance of NIR and green responses) was concentrated at distinct places, or dominant trees with large crowns. In addition, blue color shades (low responses of NIR and green responses) were observed specifically for ocean-fringing mangrove at the southeast of the island or individual trees growing in the red zonation. Finally, shades of green and white were visible over mangrove areas with a fine texture. The goal of this study was to examine the extent to which the satellite reflectance signatures of ZMS and classification accuracies across dates could vary under multiangular viewing geometries. Section II reviews the study area, field and image data acquisitions, and processing steps applied for performing the multitemporal analysis. Section III reports the results that were obtained from the comparison of leaf and canopy multispectral reflectance of mangrove species and from the variability analysis of both reflectance and ZMS mapping accuracy. A discussion of the findings and concluding comments are finally provided.

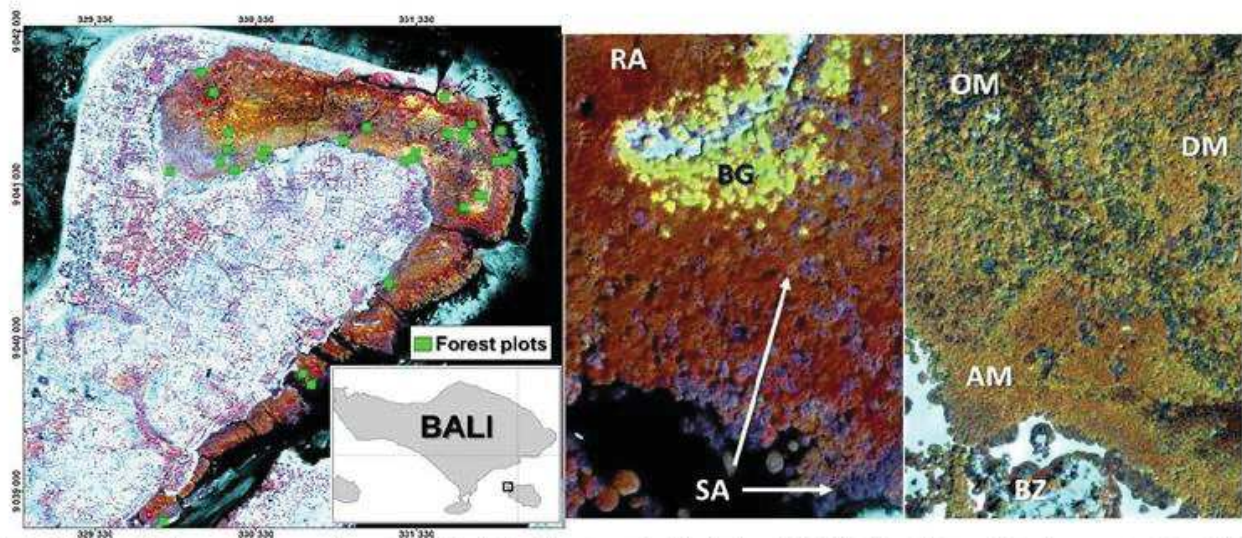


Fig. 1. Left, Nusa Lembangan mangroves observed in a Worldview-2 image acquired in October 2013. Right, Two 200 m × 300 m image extracts for a ZMS comprising *Avicennia marina* (AM), *Bruguiera gymnorrhiza* (BG), *Rhizophora apiculata* (RA), *Sonneratia alba* (SA), dwarf mangroves (DM), other mangrove types (OM), and borderline zone (BZ). The panels show pan-sharpened red-green-blue-intensity (RGBI) color images with NIR, green, blue, and panchromatic bands.

II. MATERIALS AND METHODS

A. Study Site

The study site is located on the island of Nusa Lembangan, about 20 km off the southeast of Bali (Fig. 1), Indonesia (8.68°S, 115.45°W). Bali Island is situated in an important migration corridor for large marine animals and high levels of coastal biodiversity and endemism are observed in the region [16]. Nusa Lembangan and the two neighboring islands, Nusa Penida and Nusa Ceningan, were declared marine protected areas (MPA) in 2010 [17] with the support of The Nature Conservancy (TNC) and the Coral Triangle Center (CTC).

Mangroves extend over 2.3 km² in the northeast of Nusa Lembangan Island (Fig. 1). According to the MPA zoning plan [15], seaweed farming and increased diving tourism due to abundant marine life and healthy coral may impact the sustainability of the mangrove area. Because little information is available about the status of these mangroves, our research may provide baseline maps that should support the CTC in improving the management and protection of the ecosystem.

The region is characterized by a dry season lasting from April to October and a rainy season extending from the November to March. Annual rainfall can reach 1500 mm and average temperature ranges from 26° to 31°C.

B. Forest Data and spectroscopic measurements

We conducted a field experiment during November 2014 to determine forest structure and biodiversity in distinct mangrove zonation patterns. A preliminary visual analysis of color stretched images was essential for preparing the sampling plan (Fig. 1, left). We recorded the Diameter at Breast Height (DBH) and the species of individual trees after delineating the forest area (plot). Nine mangrove species were found in our field experiment. The analysis focused on four mangrove zonation patterns, which were typical of the study area (Table I). The first zonation corresponded to a dwarf (2–3 m high) *Avicennia marina* (AM) formation growing over a hypersaline substrate located close to the inner landward boundaries, where the canopy was very porous. The second was a typical *Bruguiera gymnorrhiza* (BG) formation with a canopy height of around 8 m, large tree crowns and no understory vegetation. The third was dominated by *Rhizophora apiculata* (RA) trees measuring 8–16 m tall. The last zonation uniquely comprised multistemmed *Sonneratia alba* (SA) trees reaching 15 m in height, which were located close to the ocean.

TABLE I
 MAIN FOREST CHARACTERISTICS OF THE FOUR MANGROVE ZONATION PATTERNS

Species	DBH (cm)	Basal area (m ² ha ⁻¹)	NSP	DL (%)	CH (m)
AM	4.5 ± 1.4	NA	1	100	< 3
BG	12.8 ± 7.9	19–23	≤ 7	> 70	6–10
RA	9.1 ± 4.3	5–27	2	80–94	8–16
SA	16.9 ± 7.2	NA	1	100	12–15

DBH: trunk diameter measured at breast height; basal area: summed trunk section measured at breast height; NSP: total number of tree species found in a given zonation; DL: the level of dominance by the foundation species relative to the percentage of its basal area; CH: canopy height.

We also identified other vegetation types, including 6–8 m high formations of *Rhizophora stylosa* (RS) at the seafront, dwarf mangroves (DM) comprising AM and *Xylocarpus granatum* species, other mixed mangroves (OM) that not yet been inventoried, and saline and borderline areas with tufts of *Salicornia* (BZ).

We measured 30–50 leaf reflectance spectra per species for most of the mangrove species found in Nusa Lembongan, using a field spectroradiometer (Spectral Evolution PSR 1100-F; spectral range = 300–1100 nm) equipped with a leaf clip. The ground surface optical properties were not sampled due to the limited time available for exhaustive measurements of rapidly changing soil conditions (dry/wet/inundated, loamy/sandy, hypersaline, etc.). The leaf transmittance was not measured.

C. Converting Satellite Images to Reflectance Images

Eight VHSR satellite images (Table II) acquired between 2001 and 2014 were used, *i.e.*, one Ikonos (March 2001, designated as IKO), two Geoeye (October 2009 and 2014, GEO), one Quickbird (2003, QBD), and four Worldview-2 (February 2011, September 2012, March and October 2013, WV2) images. Each waveband file was delivered as a geo-registered UTM 50S projection with a GeoTIFF format. Six of the images (noted MS1) included five channels corresponding to the common panchromatic, NIR, red, green, and blue bands. Two WV2 images (noted MS2) were provided with four additional bands, including coastal blue, yellow, red edge, and a second NIR channel. The pixel size in the panchromatic image channels was 1 m (IKO) or 50 cm (other sensors) and the pixel size was 4 m or 2 m for the multispectral channels. We registered all of the images based on the WV2 image from October 2013 to improve their superimposition within one or two pixels. The pixel intensity was converted into the top-of-atmosphere (TOA) reflectance according to the following procedure. First, pixel intensity was transformed into radiance L_λ expressed as $\text{mW cm}^{-2} \text{sr}^{-1} \mu\text{m}^{-1}$ using sensor-specific equations provided by [18]–[21]. The radiance of each pixel was then converted into the reflectance ρ uncorrected for atmospheric effects as follows:

$$\rho = \frac{\pi L_\lambda D^2}{E_{sun} \cos \theta_s} \quad (1)$$

where D is the Sun–Earth distance (expressed in astronomical units), E_{sun} is the corresponding mean solar exoatmospheric spectral irradiance ($\text{mW cm}^{-2} \mu\text{m}^{-1}$), and θ_s is the solar zenith angle.

TABLE II
IMAGE PARAMETERS

Satellite	Acquisition date (D/I/W)*	θ_s (°)	θ_v (°)	ϕ_{s-v} (°)
IKO, MS1	Mar. 1, 2001, W	27	16	147
QBD, MS1	May 29, 2003, I	40	14	73
GEO, MS1	Oct. 15, 2009, D	18	25	151
WV2, MS1	Feb. 19, 2011, W	23.6	18.5	86.5
WV2, MS2	Sep. 15, 2012, D	18	26	86
WV2, MS1	Mar. 19, 2013, I	23.7	16	67
WV2, MS2	Oct. 17, 2013, D	18	28	50
GEO, MS1	Oct. 11, 2014, D	19.5	20.2	88.8

The angles θ_s , θ_v , and ϕ_{s-v} denote the sun zenith, viewing zenith angle, and the relative sun-viewing azimuth angles, respectively. D/I/W indicate dry, intermediate, or wet seasons, respectively.

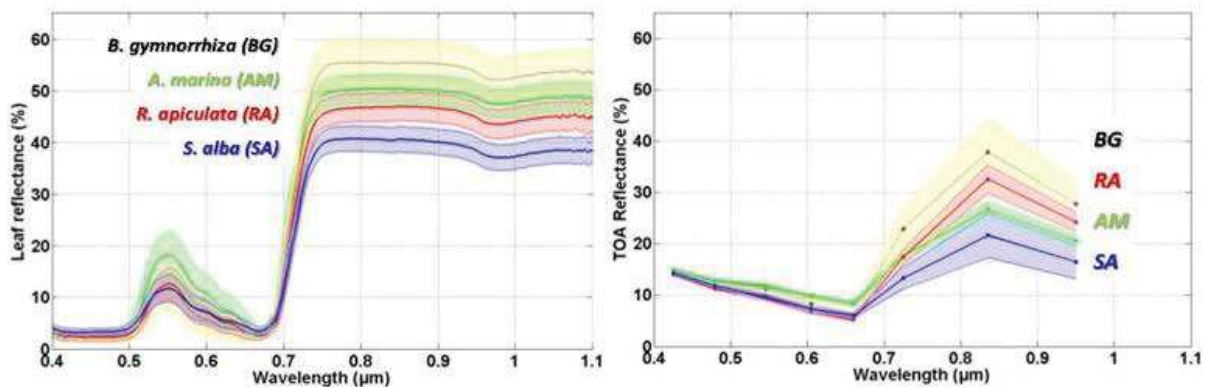


Fig. 2. (Left) Leaf reflectance profiles measured for four mangrove species. Lines correspond to the mean values computed over 30–50 samples for each species and the colored areas correspond to envelopes of one standard deviation. (Right) TOA reflectance profiles for the four corresponding single-species mangrove zonations were derived from the eight multispectral channels of the WV2 image acquired on October 17, 2013. The order of the NIR reflectance levels was conserved in all of the images.

D. Steps of Analysis

In our analysis, we compared the variations in the ZMS reflectance signatures within and between all images. A set of polygons was delineated for each of the four ZMS, based on visual interpretation of the WV2 image acquired during October 2013. We also included polygons for the four additional classes of RS, DM, OM, and BZ. The surface areas ranged from 1 ha to 7.8 ha.

First, we performed principal components analysis to evaluate the potential of each spectral band for discriminating ZMS. Second, we used the Kruskal–Wallis test to determine the significance of the differences in the spectral signatures between ZMS. Third, we examined the separability between each pair of the eight classes by computing the Jeffries–Matusita (JM) distance. JM values above 1.8 indicate a good separability between classes; distance values below 1.8 suggest confusion. We divided the entire dataset of polygons into two datasets with approximately equivalent surface areas for training and validating the maximum likelihood supervised classification of each image. Finally, we compared the intra- and inter-ZMS classification accuracies in the whole image dataset.

III. RESULTS

A. Spectral Signatures of Mangrove Species

The largest differences in leaf reflectance between species were observed in the NIR and green spectral domains (Fig. 2, left), whereas the lowest differences were measured in the blue and red spectral domains, in which the reflected light is strongly absorbed by chlorophyll. BG, AM, RA, and SA exhibited clear decreases in their mean NIR reflectance. In the green domain, the AM leaf reflectance exhibited remarkably high level compared with the other three species, thereby suggesting a lower chlorophyll content. Low differences were measured in the blue and red spectral domains, which corresponded to saturation of the reflected light due to the strong absorption by chlorophyll.

The TOA reflectance values decreased in the NIR domain from BG to RA, AM, and SA (Fig. 2, right). In the green domain, the reflectance levels decreased from AM to RA, BG, and SA, but the separability between the ZMS was only a few percent. The hierarchy observed at the leaf level in the green and NIR domains did not agree perfectly with that detected at the canopy scale based on the TOA reflectance values. However, the low NIR reflectance of SA, high NIR reflectance of BG, and high green reflectance of AM were preserved during upscaling. It should also be noted that in contrast to the leaf reflectance, the highest TOA reflectance in the red domain reached 10% for AM, *i.e.*, 3–4% more than the other TOA reflectance. Overall, the differences in the TOA reflectance between ZMS were too small to allow robust discrimination simply by using the blue, green, and red bands.

The principal components analysis of each image indicated that the NIR band explained 93–97% of the spectral variance whereas the green, red and blue channels accounted for only 3–7%. The Kruskal–Wallis test detected significant differences between ZMS in their NIR reflectance values ($p < 0.05$). In addition, the NIR spectral signatures of BG and SA zonations remained clearly distinct irrespective of the sensor, light and viewing conditions, seasons, and year (Fig. 3). The RA zonations always had a lower range of reflectance values compared with the BG zonations. The AM zonations could be confounded with SA stands during the wet season (March 2001 and February 2011). The highest discriminability potential for NIR spectral signatures was obtained during dry and intermediate seasons.

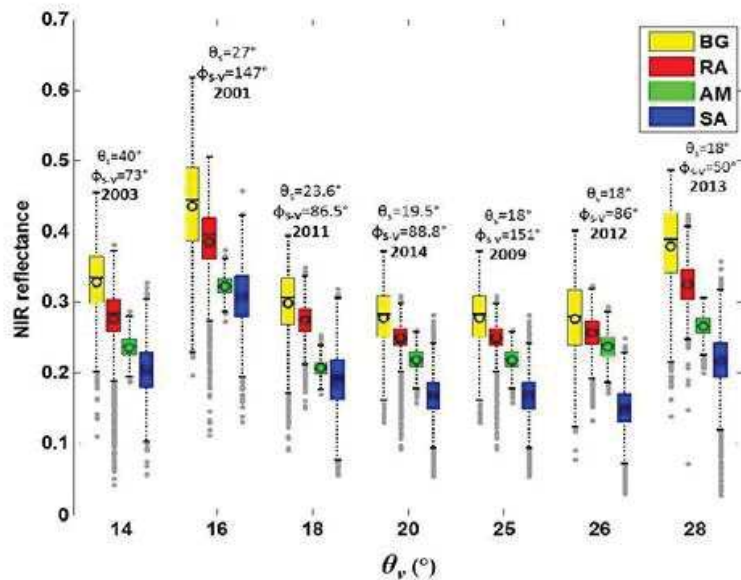


Fig. 3. NIR reflectance levels of the four mangrove zonations based on seven of the eight images. The WV2 image acquired during 2013 with $\theta_v = 16^\circ$ was deliberately omitted to make the graph clearer.

B. Temporal Variations in Multispectral Signatures

We also analyzed the temporal variations in the mangrove zonation multispectral signatures irrespective of geometry acquisition parameters (Fig. 4).

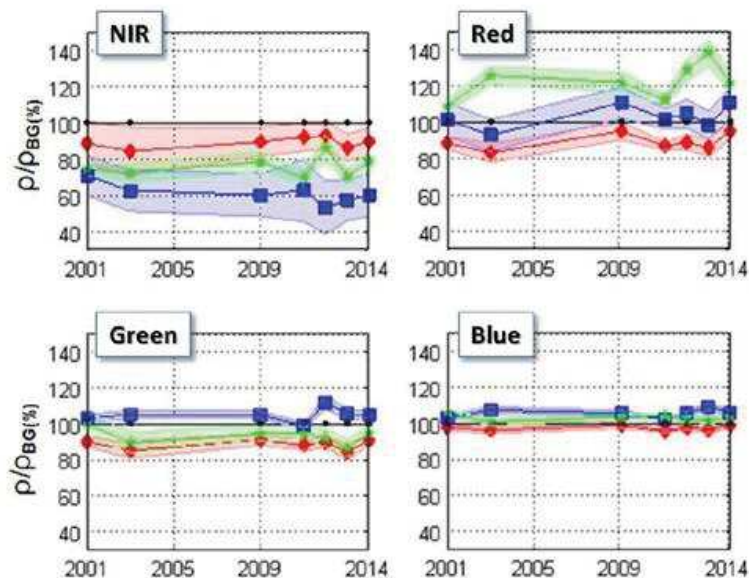


Fig. 4. Multispectral reflectance ratios of AM (green stars), RA (red diamonds), and SA (blue squares) relative to the BG (black dots) zonation.

For each image, we used the mean reflectance corresponding to BG as the reference level (100%). We then compared the ratios for all dates and all spectral bands. In the NIR domain, RA and SA consistently exhibited reflectance levels that were 5–50% lower than the BG levels on all dates. SA was differentiated from RA and BG according to years and the image geometry employed for acquisition. The AM dwarf formations had intermediate and fluctuating NIR reflectance values between those of RA and SA, so the distinction between these ZMS was not clear. However, the reflectance was fairly discriminable between AM and BG. Analyzing the green and blue signatures also highlighted the separability between BG, RA, and SA mangrove zonation, although the SA responses dominated the others. In the red domain, the spectral discernibility was only preserved between AM vs. the other species.

C. Fine-Scale Mapping of Mangrove Zonations

The separability in the NIR domain between most of the ZMS class pairs was confirmed by the JM distances, which exceeded 1.8, except for the dwarf formations AM–DM and open canopy SA–RS pairs, which had distances less than 1.4. The average classification producer, user, and overall accuracy values were 71%, 60%, and 66%, respectively, over the whole image dataset. In particular, the overall accuracy of each image ranged from 65% in 2014 to 80% in 2011 (Fig. 5), and the kappa coefficients varied from 0.54 in 2014 to 0.74 in 2011.

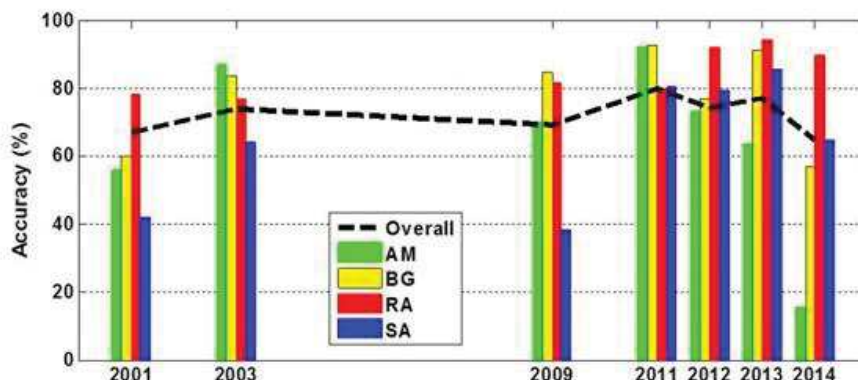


Fig. 5. Variations in the overall and producer accuracy between 2001 and 2014 based on maximum likelihood supervised classification of each image. For 2013, two images were available. We arbitrarily choose the classification results obtained from the analysis on the image of October 17, 2013.

The RA zonations were classified with more than 77% accuracy (Table III; Fig. 5). For BG, the accuracy ranged from 57% in 2014 to 91% in 2011, whereas for SA, the variation ranged from 42% in 2009 to 86% in 2013. By contrast, for AM, the accuracy varied greatly from 15% in 2014 to 92% in 2011.

TABLE III
 ERROR MATRIX WITH MINIMUM AND MAXIMUM ACCURACY VALUES (%) OBTAINED FROM THE CLASSIFICATION OVER THE WHOLE IMAGE DATASET

	AM	BG	RA	SA	RS	DM	OM	BZ
AM	15–92	0–9	0–0	0–1	0–1	9–36	0–0	0–0
BG	0–3	57–91	2–3	0–0	0–7	0–0	3–12	0–4
RA	0–0	1–9	77–95	1–1	4–5	0–0	19–26	0–8
SA	0–0	0–2	1–7	42–86	8–14	0–0	1–2	0–0
RS	0–0	1–4	0–3	9–46	19–77	0–4	2–5	0–1
DM	7–76	0–1	0–0	0–2	0–0	56–89	0–1	0–0
OM	1–3	7–16	2–8	2–6	4–60	1–1	47–74	0–41
BZ	0–3	0–2	0–2	2–2	0–1	1–3	0–8	46–100

The producer and user accuracy cannot be shown due to lack of space.

As shown in Fig. 5, the worst classification results were obtained for 2001, 2009, and 2014, where the first two images were acquired with the sun nearly frontward relative to the satellite ($\theta_{\text{sun}} \sim 150^\circ$) and the third image with tight sun and zenith angles of about 20° . For all of the mangrove zonations, there were low levels and high variability in the user accuracy for RS (11–38%) and BZ (3–37%). However, as shown in Fig. 6, the same spatial patterns in the zonation areas were discriminated between dates, regardless of confusion regarding species identification, which agreed with our ground survey results.

IV. DISCUSSION

In this study, we demonstrated that multispectral VHSR satellite images can provide substantial information, which remains consistent over the years, to allow fine-scale mapping of mangrove zonation patterns. The reliability of the ZMS distributions across dates and images is likely attributable to the presence of distinct zones characterized by specific topography and tidal regimes. This was particularly true of the BG formations, which indicated sandy bars covering ancient coral reefs (yellow color in Fig. 6). For conservation applications, it should also be noted that individual BG and SA trees may play leading roles in future forest succession because they emerged from RA zonations (yellow and blue) in many places year after year.

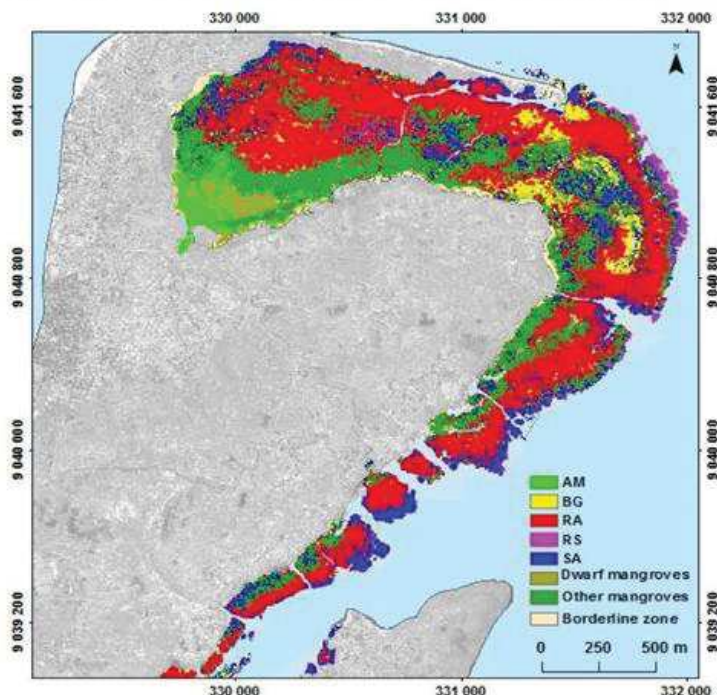


Fig. 6. Fine-scale map of mangrove zonation patterns obtained based on a maximum likelihood supervised classification of the WV2 image acquired in March 2013 over the Nusa Lembongan mangrove.

For close canopy, the discrimination between foundation species such as BG and RA remained of good quality, with accuracy levels of the same order found using hyperspectral data [13], [22]. The stability of the signatures of open canopies could be improved with oblique viewing angles between 20° and 30°, which minimize the influence of scattering from the ground surface and maximize textural information brought by image. Sun frontward configurations with $\phi_{\text{sun}} > 150^\circ$ should be also excluded to maximize the spectral differentiability between ZMS.

Indeed, canopy reflectance is probably affected by the ground surface properties, which are more or less strengthened by the lighting permeability of the leaf and branch arrangement. Moreover, sunlight scattering from clear water underneath open canopies can strongly modify the canopy response measured in tight viewing and sun nadir angles, as suggested by the observed variability in canopy reflectance between dwarf AM, seafront RS, and even tall SA groves zonations. Methods that combine textural and spectral feature-based information [15] may improve ZMS discrimination under the optimal viewing geometry but a better understanding of sunlight scattering within mangrove canopies is still a prerequisite for the success of any classification method regardless of its sophistication.

To better understand changes in ZMS signatures, we are currently trying to parameterize the DART model [23] based on our parsimonious field-derived descriptions of mangrove forest structure, as described in [24]. In particular, the influences of crown porosity, leaf clumping and transmittance, and angle distributions according to species on canopy reflectance should be assessed. Thus, additional field measurements will be needed in Nusa Lembongan mangroves to obtain the spectral properties of a large set of soil types (from sandy to loam) under varying salinity and humidity conditions depending on the season and tidal conditions. This physical-based interpretation of multitemporal variations in ZMS spectral signatures also has a role in the better dimensioning of future high-resolution hyperspectral sensors [25], with potentially added value in species distinction [22].

V. CONCLUSION

Multitemporal analysis of VHSR satellite images is essential to validate methods for the classification of ZMS and identification of mangrove species. Indeed, the variations in the viewing geometry associated with the use of multiple images may affect the robustness of approaches based on a single image. Fine-scale mapping of ZMS remain fairly consistent over the years although the diversity of canopy structures and variability in ground surface properties undermine identification of species composition. In the Nusa Lembongan mangroves, we detected no significant changes in the mangrove zonations pattern over 13 years, thereby indicating the satisfactory preservation of the ecosystem.

REFERENCES

- [1] N. C. Duke, J.-O. Meynecke, S. Dittmann, A. M. Ellison, K. Anger, U. Berger, S. Cannicci, K. Diele, K. C. Ewel, C. D. Field, N. Koedam, S.Y. Lee, C. Marchand, and F. Dahdouh-Guebas, "A world without mangroves?," *Science*, vol. 317, no. 5834, pp. 41–42, 2007.
- [2] D. R. Richards and D. A. Friess, "Rates and drivers of mangrove deforestation in Southeast Asia, 2000–2012," *Proc. Natl. Acad. Sci.*, vol. 113, no. 2, pp. 344–349, 2016.
- [3] B. A. Polidoro, K. E. Carpenter, L. Collins, N. C. Duke, A. M. Ellison, J. C. Ellison, E. J. Farnsworth, E. S. Fernando, K. Kathiresan, N. E. Koedam, and others, "The loss of species: mangrove extinction risk and geographic areas of global concern," *PLoS One*, vol. 5, no. 4, e10095, pp. 1–10, 2010.
- [4] I. C. Feller, C. E. Lovelock, U. Berger, K. L. McKee, S. B. Joye, and M. C. Ball, "Biocomplexity in mangrove ecosystems," *Annu. Rev. Mar. Sci.*, vol. 2, no. 1, pp. 395–417, 2010.
- [5] D. M. Alongi, "Paradigm shifts in mangrove biology," in *Coast. Wetl. Integr. Ecosyst. Approach*, G.M.E. Perillo, et al., Eds. Elsevier, Amsterdam, 2009, pp. 615–640.
- [6] J. S. Bunt, "Mangrove zonation: An examination of data from seventeen riverine estuaries in tropical Australia," *Ann. Bot.*, vol. 78, no. 3, pp. 333–341, 1996.
- [7] A. M. Ellison, M. S. Bank, B. D. Clinton, E. A. Colburn, K. Elliott, C. R. Ford, D. R. Foster, B. D. Kloppel, J. D. Knoepp, G. M. Lovett, and others, "Loss of foundation species: Consequences for the structure and dynamics of forested ecosystems," *Front. Ecol. Environ.*, vol. 3, no. 9, pp. 479–486, 2005.
- [8] N. T. Son, C. F. Chen, N. B. Chang et al., "Mangrove Mapping and Change Detection in Ca Mau Peninsula, Vietnam, Using Landsat Data and Object-Based Image Analysis," *IEEE J. Sel. Topics Appl. Earth Observ. Remote Sens.*, vol. 8, no. 2, pp. 503–510, 2015.
- [9] M. Jia, Z. Wang, Y. Zhang, C. Ren and K. Song, "Landsat-Based Estimation of Mangrove Forest Loss and Restoration in Guangxi Province, China, Influenced by Human and Natural Factors," *IEEE J. Sel. Topics Appl. Earth Observ. Remote Sens.*, vol. 8, no. 1, pp. 311–323, 2015.
- [10] C. Kuenzer, A. Bluemel, S. Gebhardt, T. V. Quoc, and S. Dech, "Remote sensing of mangrove ecosystems: A review," *Remote Sens.*, vol. 3, no. 5, pp. 878–928, 2011.
- [11] X. Huang, L. Zhang, and L. Wang, "Evaluation of morphological texture features for mangrove forest mapping and species discrimination using multispectral IKONOS imagery," *IEEE Geosci. Remote Sens. Lett.*, vol. 6, no. 3, pp. 393–397, 2009.
- [12] L. Wang, W. P. Sousa, P. Gong, and G. S. Biging, "Comparison of IKONOS and QuickBird images for mapping mangrove species on the Caribbean coast of Panama," *Remote Sens. Environ.*, vol. 91, no. 3, pp. 432–440, 2004.
- [13] W. Koedson and C. Vaiphasa, "Discrimination of tropical mangroves at the species level with EO-1 Hyperion data," *Remote Sens.*, vol. 5, no. 7, pp. 3562–3582, 2013.
- [14] B. W. Heumann, "Satellite remote sensing of mangrove forests: Recent advances and future opportunities," *Prog. Phys. Geog.*, vol. 35, no. 1, pp. 87–108, February 1, 2011, 2011.
- [15] T. Wang, H. Zhang, H. Lin, and C. Fang, "Textural–spectral feature-based species classification of mangroves in Mai Po Nature Reserve from Worldview-3 imagery," *Remote Sens.*, vol. 8, no. 24, pp. 1–15, 2016.
- [16] C. L. Huffard, M. V. Erdmann, T. R. P. Gunawan, "Geographic Priorities for Marine Biodiversity Conservation in Indonesia. Ministry of Marine Affairs and Fisheries and Marine Protected Areas Governance Program," Jakarta, Indonesia, pp. 1–105, 2012.
- [17] R. Weeks, P. M. Aliño, S. Atkinson, P. Beldia, A. Binson, W. L. Campos, R. Djohani, A. L. Green, R. Hamilton, V. Horigue, and others, "Developing marine protected area networks in the Coral Triangle: Good practices for expanding the Coral Triangle marine protected area system," *Coast. Manag.*, vol. 42, no. 2, pp. 183–205, 2014.
- [18] M. Taylor, "IKONOS planetary reflectance and mean solar exoatmospheric irradiance," *Space Imaging Inc Thornton Colo.*, 2005.
- [19] K. Krause, "Radiance conversion of QuickBird data," Technical note RS TN radiometric radiance 4002, 2003.

- [20] N. E. Podger, W. B. Colwell, and M. H. Taylor, "GeoEye-1 Radiance at Aperture and Planetary Reflectance," *GeoEye-1 Radiance at Aperture and Planetary Reflectance*, Apr. 2011.
- [21] T. Updike and C. Comp, "Radiometric use of WorldView-2 imagery," Technical note, 2010.
- [22] M. Kamal and S. Phinn, "Hyperspectral data for mangrove species mapping: A comparison of pixel-based and object-based approach," *Remote Sens.*, vol. 3, no. 10, pp. 2222–2242, 2011.
- [23] J.-P. Gastellu-Etchegorry, T. Yin, N. Lauret, T. Cajgfinger, T. Gregoire, E. Grau, J.-B. Féret, M. Lopes, J. Guilleux, G. Dedieu, Z. Malenovsky, B. D. Cook, D. Morton, J. Rubio, S. Durrieu, G. Cazanave, E. Martin, and T. Ristorcelli, "Discrete Anisotropic Radiative Transfer (DART 5) for modeling airborne and satellite spectroradiometer and LIDAR acquisitions of natural and urban landscapes," *Remote Sens.*, vol. 7, no. 2, pp. 1667–1701, 2015.
- [24] C. Proisy, N. Barbier, M. Guéroult, R. Pélissier, J.-P. Gastellu-Etchegorry, E. Grau, and P. Coueron, (2012, March 28). "Biomass prediction in tropical forests: the canopy grain approach," in *Remote Sens. Biomass Princ. Appl.*, pp. 59–76. L. Fatoyinbo, Ed., [Online]. Available: <http://www.intechopen.com/books/remote-sensing-of-biomass-principles-and-applications/biomass-prediction-in-tropical-forest-the-canopy-grain-approach>
- [25] J.-B. Féret, J.-P. Gastellu-Etchegorry, M.-J. Lefèvre-Fonollosa, C. Proisy, and G. P. Asner, 2015., "Hypertropik project for HYPXIM mission. Mapping tropical biodiversity using spectroscopic imagery: Characterization of structural and chemical diversity using 3-D radiative transfer modeling," in *9th EARSeL SIG Imaging Spectroscopy workshop*.

- Communication IEEE avec acte référencé, Estuaire du Perancak

Rahmania, R., et al. (2015). 8th IEEE International Workshop on the Analysis of Multitemporal Remote Sensing
<http://dx.doi.org/10.1109/Multi-Temp.2015.7245801>

13 Years of Changes in The Extent and Physiognomy of Mangroves After Shrimp Farming Abandonment, Bali

Rinny Rahmania, Christophe Proisy
 IRD-UMR AMAP, Montpellier, France

Gaëlle Viennois
 CNRS-UMR AMAP, Montpellier, France

Ariani Andayani, Berni Subki, Aulia R. Farhan
 Research Center for Marine Technology, Ministry of Marine Affairs and Fisheries, Jakarta, Indonesia

Niken F. Gusmawati, Hugues Lemonnier
 IFREMER, Nouméa, New Caledonia

Olivier Germain, Philippe Gaspar
 Collecte Localisation Satellites, Ramonville, France

Juliana Prospero
 CIRAD-UMR AMAP, Montpellier, France

Frida Sidik, Nuryani Widagti
 Institute for Marine Research and Observation (IMRO), Ministry of Marine Affairs and Fisheries
 Bali, Indonesia

Suhardjono
 Indonesian Institute of Sciences (LIPI), Bogor, Indonesia

Abstract—There is a need to document how fast mangrove coasts are changing. Within the framework of the INDESO project, we are implementing methods for monitoring changes in Indonesian mangroves over the past decade. The Perancak river estuary, Jembrana, Bali was selected as a pilot site to analyze the impact of aquaculture and plantation practices in a 7 km² mangrove area. During the 80's, most of the mangrove forest was converted to shrimp ponds. However many of shrimp ponds have been abandoned since the 90's and covered by mangroves through plantation programs. We based our analysis on a temporal series of VHR satellite images acquired from 2001 to 2014 aiming to assess the vegetation change over 13 years in the study site. We mapped and quantified the trends of evolution in mangroves in terms of surface extents, forest types and forest structure (young, adult, mature). Our results showed that the Perancak estuary is undergoing the greening, i.e. increasing extent and continuous growing of mangroves. With this approach, we proved that both sustainable and unsustainable coastal zone management practices such as mangrove deforestation, plantation or protection, can be identified and mapped from VHR satellite images.

Keywords—Mangrove; Very high resolution images; Change detection; Coastal management; Indonesia

I. INTRODUCTION

The management of mangrove coasts is challenging due to anthropogenic pressures, unclear and overlapping policy, lack of understanding about mangrove ecosystem [1-2] and, milestones for keeping local livelihoods, economy and ecosystems healthy are crucially needed [3]. Remote sensing observations may play a pivotal role for these objectives [4]. However, there is still a lack of information about success or failure of efforts made to plant, restore or facilitate natural recovery processes in damaged mangrove forest areas [5-6]. Series of very high resolution (VHR) satellite images may provide some relevant data through fine scale and temporal observations over the past decade i.e. since the launch of the IKONOS satellite in 2001. With pixel size ranging from 50 cm to 2 meters, individual trees crowns, even of small size [7], can be detected. In addition, textural measures of contrasted sunlit- shadowed canopy patterns in VHR satellite images showed correlations with above ground biomass in mangroves [8]. To our knowledge, few works have investigated the potential of temporal series of VHR images for monitoring decadal changes at fine scale of mangrove habitats. In this paper, we reported a preliminary study of visual analysis of the change in aquaculture, man-made mangrove plantation and natural recovery process using 11 VHR satellite images which was conducted under the frame of the Infrastructure Development for Space Oceanography (INDESO) project. We highlighted the changes in surface extents and physiognomy of both planted and natural mangroves. We also discussed the potential and limit of series of VHR images for mapping perturbed coastal environment and suggested how our findings could be used for building sustainable integrated coastal zone management.

II. MATERIAL AND METHODS

A. Study area

The study site is a 7 km² large estuary located in western Bali, Indonesia (S8.3916°; E114.628°). The estuary is surrounded by several rivers (Loloan, Budeng, Tibukleneng, Samblong, Air Kuning and Awen River) which flow from surrounding mountains and is protected from ocean influences by the alluvial plain that forms a spit of land at south. Mangrove conversion into shrimp ponds has diminished large area of mangrove in the 80's, however many aquaculture ponds have been abandoned since the 90's and resulted in the increase of the mangrove extend by plantation and self-generation.

B. Data

Ground truth experiments were conducted during May and November 2014 to measure relevant forest parameters that describe mangrove forests physiognomy and species composition. The forest inventories (~9000 m²) included twelve plantations and five natural mangrove areas. We also recorded diameters at breast height (DBH) values without area delineation in three plantations and four natural mangroves. In areas with scrubby vegetation where DBH measurements were inadequate, we assessed floristic diversity, which were undertaken in one plantation area and four natural mangrove areas. Sampling locations were pre-established using multi-temporal analysis of 11 VHR satellite images (Table I). Panchromatic channels have the finest spatial resolution i.e. 0.5 m resolution Quickbird-2 and WorldView-2 and 1 m for Ikonos-2 images whereas other channels are provided at 2 m and 4 m.

In the Perancak estuary, shrimp ponds form a mosaic of about 1399 polygonal areas with an average size of 0.3 hectare (± 0.2 ha), extending over an area of 4.2 km² that did not vary significantly between 2001 and 2014. It should be noted that many pond dykes were maintained although high rates of abandonment. This activity has an important impact on the estuarine hydrology and, may limit the dispersal of mangrove propagules by tidal currents [9]. Visual analysis of image sequences over the study site allowed the identification of mangrove development in ponds and other areas (Fig. 1). Moreover, it was possible to discriminate plantation from natural forests since the row and regular organization of plantations was observable even at the earliest stages. As a corollary, we identified randomly dispersed trees as natural colonization. We delineated boundary of the areas of ponds and natural mangrove areas and gave an attribute based on crown canopy appearance. Furthermore, we recorded a numeric code ranging from 0 to 4, corresponding respectively to 'no vegetation', 'early stage', 'open canopy', 'close canopy' and 'individual tree'. It is worth noting that no automatic method can be used to classify the complex mosaic of mangrove coasts where shrimp pond farming extends. However, working with a multi-temporal set of VHR images from 2001 to 2014 provide some helps and compensation to state on a given characteristics. Hassle in object identification in an image can be solved due to the appearance of evidence in another image.

III. RESULT

Overall, the potential of series of VHRS images for monitoring vegetation processes is demonstrated in this study (Fig. 3). Several plantation programs were conducted between 2001 and 2003 and 2007 and 2009 and covered about 20-25 hectares in each period (Fig. 3, left, red triangle markers). These newly planted areas transformed into forested areas with open canopy (blue dots) after 3 or 4 years. Since 2008, extent of well-developed plantations is regularly increasing (green square markers). In parallel, natural recovery of mangrove areas was also observed since 2001 with annual rates of expansion ranging from 3 to 4 hectares (Fig. 3, right). Natural mangroves clearly exhibited colonization capabilities as observed in the 'early stage' line. As well, the continuous increasing trend of open and closed canopies in natural mangroves suggested continuous growth. There is clear evidence that the Perancak estuary is greening, which has expanded from the center of the estuary to its surrounding limits (

Fig. 4). The interesting part of the study is that rates of expansion of planted (0.8 ha/year) are lower than natural mangroves (0.9 ha/year). However, data collected during the field experiment demonstrated that planted mangroves have different pattern with natural native mangroves in terms of species composition and forest structures. Plantations are made with *Rhizophora* species whereas natural mangroves are composed with *Sonneratia alba* and *Avicennia alba* and *Avicennia officinalis*.

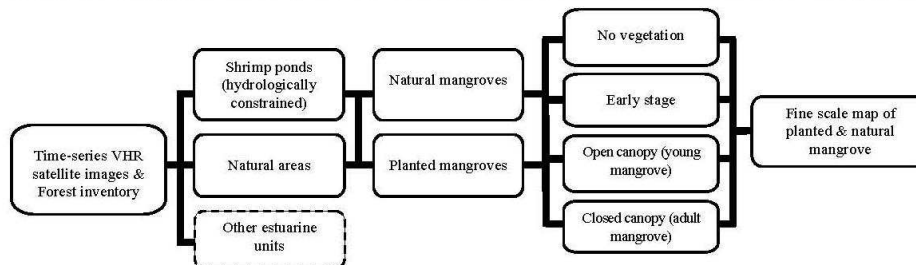


Fig. 1. Visual segmentation milestones used to discriminate mangrove development stages in both planted and natural mangroves

TABLE I. Image parameters including satellite name, date of image acquisition and angular configurations. θ_s , θ_v and ϕ_{s-v} are, respectively, sun and viewing elevation angles and sun-viewing azimuth angle.

Satellite	Date	θ_s (°)	θ_v (°)	ϕ_{s-v} (°)	Satellite	Date	θ_s (°)	θ_v (°)	ϕ_{s-v} (°)
Ikonos-2	12-Oct-01	70	75	-95	GeoEye-1	01-Oct-10	66	65	-67
	09-Mar-02	62	67	-16		30-Jun-11	54	74	-255
	27-Jun-03	51	75	-62		23-Oct-12	77	68	-217
QuickBird-2	22-Sep-07	71	69	-113	WorldView-2	01-May-13	62	75	-228
	19-Jul-08	54	78	-148		26-Mar-14	65	71	-86
	09-Jul-09	52	71	-175					



Fig. 2. Image extracts (615m x 480m) over a typical area in the Perancak estuary. Natural mangroves grow along rivers channels whereas planted mangroves occur inside abandoned shrimp ponds (parallelepiped areas surrounding by dykes).

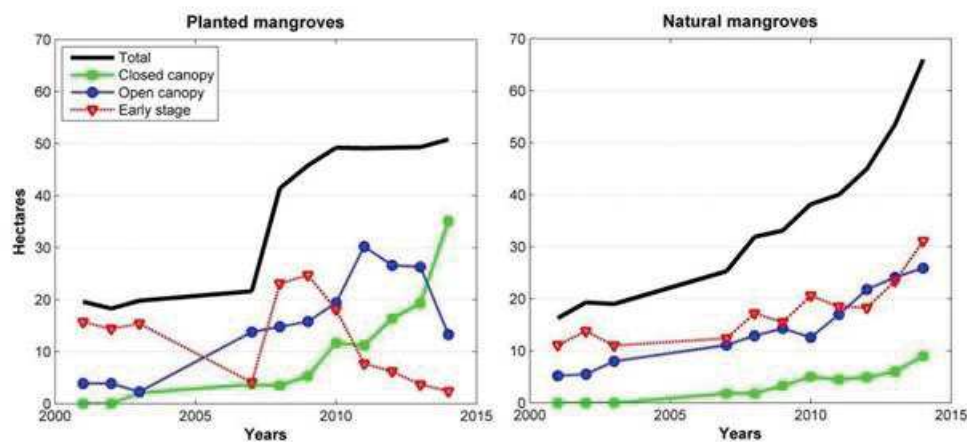


Fig. 3. Evolution trends in surface extents of plantations (left) and natural mangroves (right). Time of plantation and forest growth in terms of forest canopy closing can be monitored.

The ratio between tree height and DBH is at least three times higher in plantations than in natural mangroves suggesting rapid growth but also high inter-individual competition due to high planting density and different age of mangrove composing in different area [10].

IV. DISCUSSION

Very high spatial resolution satellite images can provide essential information of how mangroves in coastal region has transformed over the past decade. Mapping of vegetation change through visual analysis is intuitive although time consuming. In any case, great benefits for assessing success or failure of plantations, capability of natural recovery, and regional overview of mangrove state can be obtained. By using its capability in displaying decay and or mortal mangroves since initial stage

(under 3 years), the mangrove restoration program can be monitored efficiently. This work has made an important basis for developing and testing new automatic remote sensing methods to discriminate the form of plantation and natural mangrove at each growth stage. Application of series of VHR satellite images for monitoring coastal region change will have a leading role in support of blue carbon initiatives [11] for which countries will have to demonstrate that they protect their coastal ecosystems.

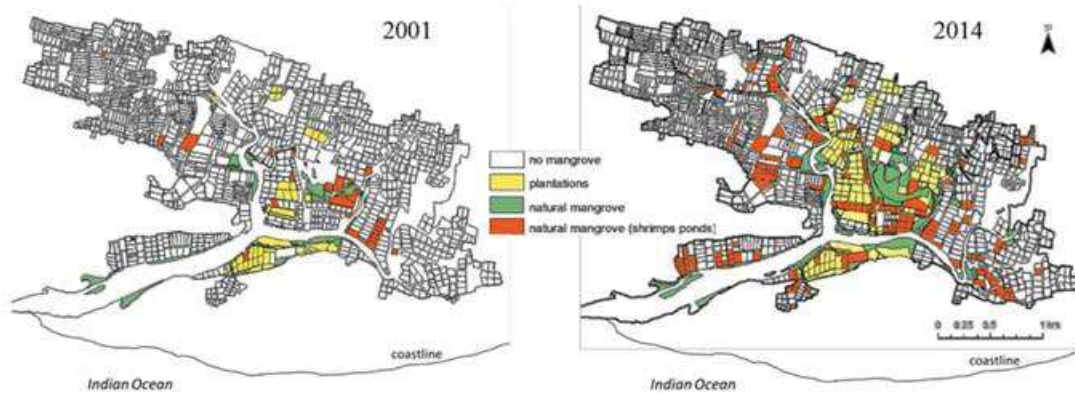


Fig. 4. Fine scale maps of changes in mangrove cover between 2001 (left) and 2014 (right) over the whole estuary. Natural mangroves growing in shrimp ponds (red) are discriminated from vegetation growing outside shrimp ponds (green, areas without dykes).

REFERENCES

- [1] Duke, N.C., et al. (2007). A World without Mangroves? *Science*, 317, 41 – 42.
- [2] Lewis, R.R. (2011). How successful mangrove forest restoration informs the process of successful general wetlands restoration. *National Wetlands Newsletter*, 33, 23-25.
- [3] Alongi, D.M. (2011). Carbon payments for mangrove conservation: ecosystem constraints and uncertainties of sequestration potential. *Environmental Science & Policy*, 14, 462-470.
- [4] Heumann, B.W. (2011). Satellite remote sensing of mangrove forests: Recent advances and future opportunities. *Progress in Physical Geography*, 35, 87-108.
- [5] Lewis III, R.R. (2009). Knowledge overload, wisdom underload. *Ecological Engineering*, 35, 341-342.
- [6] Dutricux, E., et al. (2014). Mangrove restoration in the vicinity of oil and gas facilities: lessons learnt from a large scale project. In, 2014 SPE Conference on Health, Safety, and Environment. Long Beach, California, USA
- [7] Zhou, J., et al. (2013). Mapping local density of young Eucalyptus plantations by individual tree detection in high spatial resolution satellite images. *Forest Ecology and Management*, 301, 129-141.
- [8] Proisy C., et al. (2007). Predicting and mapping mangrove biomass from canopy grain analysis using Fourier-based textural ordination of IKONOS images. *Remote Sensing of Environment*, 109, 379-392, 2007.
- [9] Alongi, D.M. (2002). Present state and future of the world's mangrove forest. *Environ. Conserv.* 29, 331-349
- [10] Salmó III, S.G., Duke, N.C. (2013). Vegetation and soil characteristics as indicators of restoration trajectories in restored mangrove. *Hydrobiologia* 720, 1-18.
- [11] Pendleton, L., et al. (2012). Estimating Global "Blue Carbon" Emissions from Conversion and Degradation of Vegetated Coastal Ecosystems. *PLoS ONE*, 7

- *Communication IEEE avec acte référencé, Nusa Lembongan*

Viennois, G., et al. (2015). *8th IEEE International Workshop on the Analysis of Multitemporal Remote Sensing Images*
<http://dx.doi.org/10.1109/Multi-Temp.2015.7245803>

Temporal stability of mangrove multispectral signatures at fine scales

Gaëlle Viennois
 CNRS-UMR AMAP, Montpellier, France

Christophe Proisy, Rinny Rahmania
 IRD-UMR AMAP, Montpellier, France

Artani Andayani, Berni Subki
 Research Center for Marine Technology, Ministry of Marine Affairs and Fisheries, Jakarta, Indonesia

Suhardjono
 Indonesian Institute of Sciences (LIP), Bogor, Indonesia

Jean-Baptiste Féret
 IRSTEA, UMR TETIS, Montpellier, France

Judiana Prosperi
 CIRAD-UMR AMAP, Montpellier, France

Frida Sidik, Nuryani Widagti
 Institute for Marine Research and Observation (IMRO), Ministry of Marine Affairs and Fisheries, Bali, Indonesia

Olivier Germain, Philippe Gaspar
 Collecte Localisation Satellites, Ramonville, France

Abstract—Sustainable management of mangroves depends on our ability to maintain ecosystem functions. It requires a careful monitoring of several forest characteristics such as the species composition. Very high resolution multispectral satellite images provide pivotal information at the individual tree scale that may support identification and mapping of species of mangrove trees emerging at the canopy level. In this study, we showed that fine scale spectral responses of four common Asian mangroves species were and remained distinct over one decade and, independently of both the satellite sensors and the angular configurations of image acquisitions. We began an important radiative transfer modeling work to interpretation of such promising observations.

Keywords — *Species identification, high resolution images, leaf reflectance, DART, Bali.*

I. INTRODUCTION

Maintaining of mangrove ecosystem functions is an essential requirement for sustainable coastal zone management [1]. Among key parameters to monitor is the species composition and its spatial assemblage across a given region [2]. Optical remote sensing has proved relative good interest in providing maps of mangrove species [3]. Moderate spatial resolution i.e. with pixel size greater than 10 m hampers the ability to clearly discriminate and identify mangroves types even if increasing number of spectral bands improve classification. With 10 m resolution, good results for mapping large areas uniformly dominated by a single species are obtained using EO-1 Hyperion images in Southern Thailand [4]. However, spectral variability of forest canopies, as exhibited by multispectral and hyperspectral images, is to carefully analyze using radiative transfer modeling [5] otherwise physical misinterpretation may yield to false assumption on forest processes, as explained by [6].

In this study, we show that fine scale spectral responses of four commonly found Asian mangrove species are and remain distinct over one decade in very high resolution (VHR) images. Moreover, these spectral patterns are conserved independently of the satellite sensor. We present the physically-based chain of analysis developed for simulating VHR multispectral sensor images of mangrove forests dominated by various tree species. The remaining challenges for interpreting temporal stability of mangrove multispectral signatures are discussed.

II. MATERIEL AND METHODS

A. Study site and field data

The mangrove area is located 8.679°S and 115.455°W in Nusa Lembongan Island, Southeast of Bali, Indonesia. Mangroves extend over about 2 km² at the Northeast of the island. It is part of a Marine Protected Area managed by the Coral Triangle Center and the local government (Fig 1).

We conducted a field experiment in November 2014 aiming at revealing both forest structure and biodiversity of the mangrove area. Forest inventories were undertaken in nine plots of size varying between 100m² to 900m² depending on the forest

development stage. The inventories consisted of recording all diameters at breast height for any individual tree located in the delineated plots after species identification. We also measured reflectance spectra of leaves, from 30 to 50 samples for each species (Fig. 2), for most of the mangrove species found in Nusa Lembongan using the field 300-1100 nm spectro-radiometer Spectral Evolution PSR 1100-F. We focused on the following four mangroves species, i.e. *Avicennia marina* (AM) *Bruguiera gymnorhiza* (BG), *Rhizophora apiculata* (RA) and *Sonneratia alba* (SA) since they are the dominant ones in most of the study site zones. At the leaf scale, the highest reflectance contrast between species was found in near-infrared and green bands whereas all species responses in the red and blue domain were equivalently low. In particular, BG showed a strongest near-infrared reflectance while SA showed a lowest reflectance. The AM species was distinct from others by a strong reflectance in the green domain.

From these reflectance measurements, we derived transmittance profiles and predicted biochemical constituents and leaf structure for each species as explained in [7]. We did not have enough time to sample satisfactorily ground surface optical properties due mainly to fast changing environmental condition and heterogeneity of soils (dry/wet/inundated, loamy/sandy, hypersaline, etc.).

B. Imagery

Four VHR satellite images (Table 1) acquired between 2001 and 2013 were used, including an Ikonos (2001, noted IK), a Geoeeye (2009, GE), a Quickbird (2003, QB) and a Worldview-2 (2013, WV2) image, in which each one was provided in a bundle of 5 Geotiff images (Table 1). Pixel sizes varied from 50 cm to 1m for panchromatic channels whereas resolution of multispectral channels ranged between 2 and 4m. Pixel intensity was converted to sensor spectral radiance (expressed in $W.m^{-2}.sr^{-1}.\mu m^{-1}$) using rescaling gain and offset coefficients available in images metadata files. We manually pan-sharpened the 5 channels for producing color composite images at 50 cm images for GE, QB and WV2 and 1m for IK satellite images (Fig. 3).

TABLE 1: IMAGE PARAMETERS. θ_s , θ_v , and ϕ_{sv} are, respectively, the sun and viewing zenith angles and the sun-viewing azimuth.

Satellite	Acquisition Date	θ_s (°)	θ_v (°)	ϕ_{sv} (°)	Pixel size (m)
Ikonos (IK)	1 Mar. 2001	27	16	147	1 (PAN) 4 (MS)
Quickbird (QB)	29 May 2003	40	14	73	0.5 (PAN) 2 (MS)
Geoeeye (GE)	15 Oct. 2009	18	25	151	0.5 (PAN) 2 (MS)
Worldview2 (WV2)	17 Oct. 2013	18	28	50	0.5 (PAN) 2 (MS)

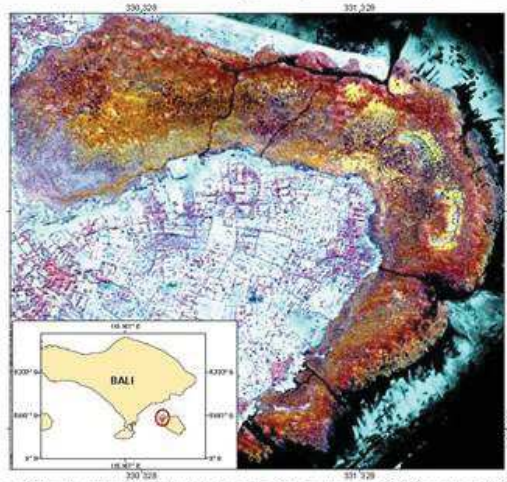
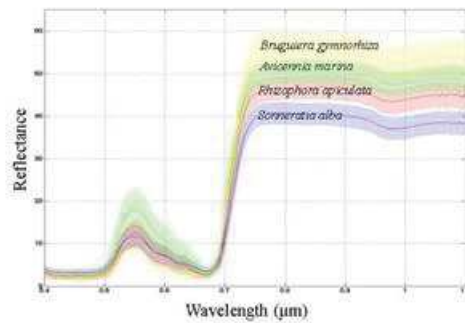


Fig.1. Location of Nusa Lembongan Island, Indonesia. Graduations are in kilometers, WGS84 UTM 50S.

C. Methods

In the images, four training polygons for each of the four following mangrove habitats dominated by a given species were delineated (Fig. 3). First one was a dwarf (with the height of less than 3 m) but dense *Avicennia marina* (AM) formation growing over a hypersaline ground. Others were dominantly composed by *Bruguiera gymnorhiza* (BG), *Rhizophora apiculata* (RA) and *Sonneratia alba* (SA). Forest stands reached between 12 to 20 m high. Statistical analysis was then applied to examine differences between spectral signatures of each mangrove type in the blue, green, red and near infrared channels.

In parallel, we started simulating mangrove images using 3D radiative transfer modeling [8] using the procedure described in [9].



III. RESULT

The contrast of the four NIR/Green/Blue VHR composite images was adjusted automatically through different remote sensing software after zooming in the mangrove area and excluding waters and *terre firme* surfaces. The displayed results allowed a clear visual discrimination of mangrove types (Fig. 1 and 3). Indeed, BG forests exhibited a marked yellow color and a coarse texture. RA canopies were represented by shades of red colors whereas SA forests displayed a dark blue color and intermediate. AM forests appeared green with a fine texture. The spectral signatures of each forest species have been analyzed (Fig. 6). These spectral pattern differences were conserved over time and through the different sensors responses and for the different sun-viewing geometry configurations.



Fig. 5. 100x100m simulated satellite images with a sun zenith angle of 20° at viewing zenith angles given in table 1 (pixel size=50cm).

Differences between species were established significant using a Kruskal-Wallis test. The near-infrared was confirmed as the most indicative domain for identifying species. Furthermore, in this domain, the highest values were found for BG and the lowest values for SA in agreement with leaf spectral properties (Fig. 2).

The same type of analysis applied to DART-derived TOA sensor images was carried out. For the moment, simulated spectral patterns observed between species were not retrieved even after testing different LAD, LAI and crown porosity values.

IV. DISCUSSION

This work is original since it does not take for granted color contrast in images as informative of leaf spectroscopy although all observations plaid for a very good capability of classification of mangrove species over time and whatever the sensor. There is a groundbreaking work to be carried out through the parameterizing of the DART model with satisfying and field-derived 3D descriptions of mangrove forests structure. Particularly, prior assessment of crown porosity, leaf clumping and angle distributions relative to species should be better achieved. In addition, the leaf structure itself (see [7]) may have a critical role at the canopy scale [5]. Additional field campaign is needed to obtain spectral properties of a large set of soil natures (from sandy to loam) under varying conditions of salinity and humidity depending on the season and the tide.

To support this study, subsequent work is undertaken on the basis of a careful processing of the real images. It includes atmospheric corrections using the Dark Object Subtraction approach [10] and radiance to reflectance conversion. We will evaluate the atmosphere contribution (probably of little relevance) and remove it to focus the analysis on Bottom of Atmosphere images and forest parameters influence.

ACKNOWLEDGMENT

This work is part of and funded by the INDESO project (2013-2017; <http://www.indeso.web.id>) led by Balitbang KP (Ministry of Marine Affairs and Fisheries, Indonesia).

REFERENCES

- [1] Field, C.B., Osborn, J.G., Hoffman, L.L., et al. (1998). Mangrove Biodiversity and Ecosystem Function. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 7, 3-14
- [2] Polidoro, B.A., Carpenter, K.E., Collins, L., et al. (2010). The Loss of Species: Mangrove Extinction Risk and Geographic Areas of Global Concern. *PLoS ONE*, 5, e10095
- [3] Kuenzer, C., Bluemel, A., Gebhardt, S., et al. (2011). Remote Sensing of Mangrove Ecosystems: A Review. *Remote Sensing*, 3, 878-928
- [4] Koedsin, W., & Vaiphasa, C. (2013). Discrimination of Tropical Mangroves at the Species Level with EO-1 Hyperion Data. *Remote Sensing*, 5, 3562-3582
- [5] Féret, J.-B., & Asner, G.P. (2011). Spectroscopic classification of tropical forest species using radiative transfer modeling. *Remote Sensing of Environment*, 115, 2415-2422
- [6] Soudani, K., & Francois, C. (2014). Remote sensing: A green illusion. *Nature*, 506(7487), 165-166
- [7] Féret, J.-B., François, C., Asner, G.P., et al. (2008). PROSPECT-4 and 5: Advances in the leaf optical properties model separating photosynthetic pigments. *Remote Sensing of Environment*, 112, 3030-3043
- [8] Gastellu-Etchegorry, J.P. (2008). 3D modeling of satellite spectral images, radiation budget and energy budget of urban landscapes. *Meteorology and Atmospheric Physics*, 102, 187-207
- [9] Proisy, C., Barbier, N., Guérault, M., et al. (2012). Biomass prediction in tropical forests: the canopy grain approach. In T.E. Fatoyinbo (Ed.), *Remote Sensing of Biomass: Principles and Applications*. INTECH publisher. ISBN 978-953-51-0313-4
- [10] Song, C., Woodcock, C.E., Seto, K.C., et al. (2001). Classification and Change Detection Using Landsat TM Data: When and How to Correct Atmospheric Effects? *Remote Sensing of Environment*, 75, 230-244.

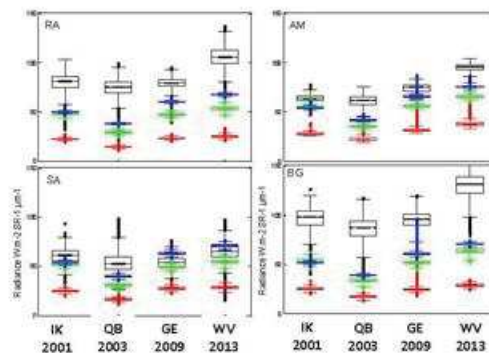


Fig. 6. Radiance signatures of the four forest types as observed by all sensors.

A1.2 En préparation

- 1^{er} Article *Marine Pollution Bulletin*, 'Monitoring mangrove management', résumé

Rahmania, R., Proisy, C., Viennois, G., Andayani, A., Enright, J., Guitet, S. Gusmawati, N., Lemonnier, H., Olagoke, A., Prospero, J., Sidik, F., Souldard, B., Suhardjono, & Gaspar, P. (xxxx). [Dismissing the unsustainable legacy of aquaculture. Baseline data for monitoring mangroves using high spatial resolution satellite images, Bali, Indonesia.](#) *En préparation pour Marine Pollution Bulletin. Numéro Spécial INDESO. A soumettre pour mi-novembre 2015.*

The unsustainability of current aquaculture is no more a wrangling debate. Instead of planning conversion of mangrove areas over thousands of hectares into aquaculture ponds just for a few years of economic profitability, there is a considerable benefit in dismissing the unsustainable legacy of aquaculture that lies in holding the disuse of abandoned ponds. New coastal zone management plans should consider the sustainable revival of disused aquaculture ponds as a priority. This implies that existing plantation and mangrove rehabilitation plans are evaluated, monitored and, if necessary, adjusted, cancelled or extended. This paper examines the potential of a series of optical satellite images acquired at very high spatial resolution (VHSR) to fine scale map evolution trends of mangrove forest characteristics in an estuary extensively converted and fragmented to aquaculture ponds, Bali, Indonesia. Twenty VHSR images acquired from 2001 to 2015 were used in the study. Visual and automatic methods were combined to provide substantial information for assessing mangrove changes in terms of extents, types (planted vs. natural) and growth. Results indicate that plantations programs conducted in the estuary have nothing to do with sustainable revival of disused ponds. They are cultures of *Rhizophora* trees, a non-native mangrove species, with a very low capability of regeneration compared to the one demonstrated by natural mangroves. Moreover, using VHSR images, we pointed out a large variability of mangrove expansion rate in disused ponds that were planted suggesting that each pond has its own environmental conditions that plantation specification must take into account. At the estuary scale, naturel processes of expansion are found more efficient than any plantation program even the landscape remains hydrologically fragmented by pond dykes. This work recommends a moratorium on plantations in the estuary and the setup of an observatory piloted by VHSR imagery.

- 2nd Article *Marine Pollution Bulletin*, 'Monitoring shrimp farming'

Guwmawati, N., Lemonnier, H., Legendre, R., **Rahmania, R.**, Souldard, B., Proisy, C., Viennois, G. (xxxx). [Dismissing the unsustainable legacy of aquaculture. Baseline data for monitoring shrimp farming using high spatial resolution satellite images, Bali, Indonesia.](#) *En préparation pour Marine Pollution Bulletin. Numéro Spécial INDESO. A soumettre pour mi-novembre 2015.*

A1.3 Résumés des communications sans acte

Sidik, F., Proisy, C., **Rahmania, R.**, Viennois, G., Andayani, A., Lovelock, C., Prospero, J., Suhardjono, Widagti, N., Subki, B., & Gaspar, P. (2015). [Mangrove restoration in abandoned ponds: natural recruitment vs. replanting](#). Elsevier conference, *ECSA 55: Unbounded Boundaries and Shifting Baselines 2015*. London, 6-9 September 2015.

Mangrove restoration has been attempted in the 7 km² Perancak Estuary, Bali since the 90's following shrimp farming loss of profitability. We characterized the surface types of estuarine zone and monitored mangrove changes since 2001 using a series of 20 very high resolution satellite images acquired over the estuary. Mangrove development was further assessed by forest inventory conducted in 2014 and diameter increment measurement using dendrometer bands installed on 83 mangrove trees in ponds and intact forests since 2011. The Perancak Estuary was covered by over 1350 shrimp ponds accounting for 63% of the estuary area in 2014. *Rhizophora* planted mangroves were mostly found in the ponds whereas natural mangroves mainly established outside ponds with a clear dominance of *Avicennia* and *Sonneratia* genera. It is worth saying that, in ponds hydrologically reconnected to tidal flows due to damage dykes, natural recruitment of the two previous genera was observed. The 2001-2014 spatio-temporal analysis over the entire estuary revealed that natural mangroves have expanded from 20 to 65 ha whereas planted mangroves extent varied from 20 to 50 ha. Stretching newly mangroves in the ponds and intact areas resulted in 'greening' event in the estuary. However different characteristics of mangrove development between *Rhizophora* monocultures and natural mangroves were found. *Sonneratia* and *Avicennia* became dominant in the ponds as they demonstrated rapid increase in size compared to *Rhizophora* trees with annual mean individual tree diameter increment reaching 1.1, 0.9 cm and 0.5 cm, respectively. Even if variation in mangrove growth is observed between in the pond and intact areas, our findings proved that *Avicennia* and *Sonneratia* perform better than replanted mangroves of *Rhizophora*, suggesting that the adequacy of *Rhizophora* plantations for sustainable restoration of estuarine functions should be further questioned.

Sidik, F., Proisy, C., **Rahmania, R.**, Prospero, J., Viennois, G., Prasetyo, H., Widagti, N., Fahrhan, R., Subki, B., & Gaspar, P. (2015). [Mangrove monitoring for mangrove conservation and adaptive management](#). *2nd CECAM Asia-Pacific Regional Symposium (CRS-2)*. Diliman, Philippines. Invited conference.

Mangroves are important ecosystems that provide a huge range of benefits for coastal communities. The management of mangroves requires multiple methods and approaches that contribute to answering the policy relevant questions. Our site is in the Perancak estuary, Bali, where mangroves were degrading in 1980's due to the conversion of mangrove forests to aquaculture ponds and later reestablished in early 2000 when many aquaculture ponds were abandoned due to economic crisis and the diseases. Monitoring of mangroves in this area has been conducted since 2004, aiming to identify the ecological processes in mangrove ecosystems that support mangrove conservation initiatives and coastal management. The study showed the recovery in net primary productivity (NPP) and carbon sequestration capacity of mangroves in abandoned ponds. Our results support the view that mangroves are highly productive ecosystems that can recover from disturbances even from extensive land conversion through destruction of mangrove trees, and undertake reshaping of hydro-biogeochemical processes. Mangrove extent can grow by self-regeneration and replantation throughout the 7.5 km² estuary, this resulting in the reverse process of aquaculture site conversion into mangroves areas. In the frame of the INDESO project (Infrastructure Development for Space Oceanography) mangrove changes in this region are monitored in support of a series of very high resolution satellite images acquired since 2001. The analysis of these data supports the definition of keystone regions for monitoring biodiversity recovery and ecosystem protection. Our goal is to provide recommendations for sustainable management of mangrove coasts that are understandable to local government and stakeholders, including the recommendation that supports the establishment of Regional Marine Conservation Area (or Kawasan Konservasi Laut Daerah, KKLD) of the Perancak estuary.

Proisy, C., **Rahmania, R.**, Viennois, G., Andayani, A., Baudel, S., Fahran, R., Gusmawati, N., Germain, O., Lemonnier, H., Mbay, N., Nugraha, B., Prospero, J., Sidik, F., Subki, B., Suhardjono, Widagti, N., & Gaspar, P. (2014). [Monitoring changes on mangroves coasts using high resolution satellite images. A case study in the Perancak estuary, Bali.](#) *12th Biennial Conference of Pan Ocean Remote Sensing Conference (PORSEC 2014)* (pp. 871-876)

Very high resolution (VHR) satellite images provide crucial information on fast changing coastal regions of the world. Within the framework of the INDESO project, we designed a specific application dedicated to the monitoring of mangroves in Indonesia. In this work, we focused on the case study of the Perancak river estuary, Jembrana, Bali. The estuarine area was subject to aquaculture development during the 80's and most of the mangrove forest was cleared. Since the 90's, mangroves are progressively reintroduced thanks to plantation practices. Now, many shrimp ponds are abandoned. We based our analysis on a temporal series of VHR satellite images acquired since 2001 in the aim of following-up 9 years of changes occurring in mangrove vegetation. We map and quantify the trends of evolution in mangroves surface extents, forest types and structure (young, adult, mature) after ground truthing surveys. Overall, the Perancak estuary is currently greening, i.e. increasing extent and continuous growing of mangroves are observed. However, the estuarine hydrology is still constrained by ponds dykes and plantations are monocultures of *Rhizophora* species which are probably not the initial dominant species. The sustainability of the Perancak estuary must be questioned confronted to this greening evidence.

A2. Figure annexe

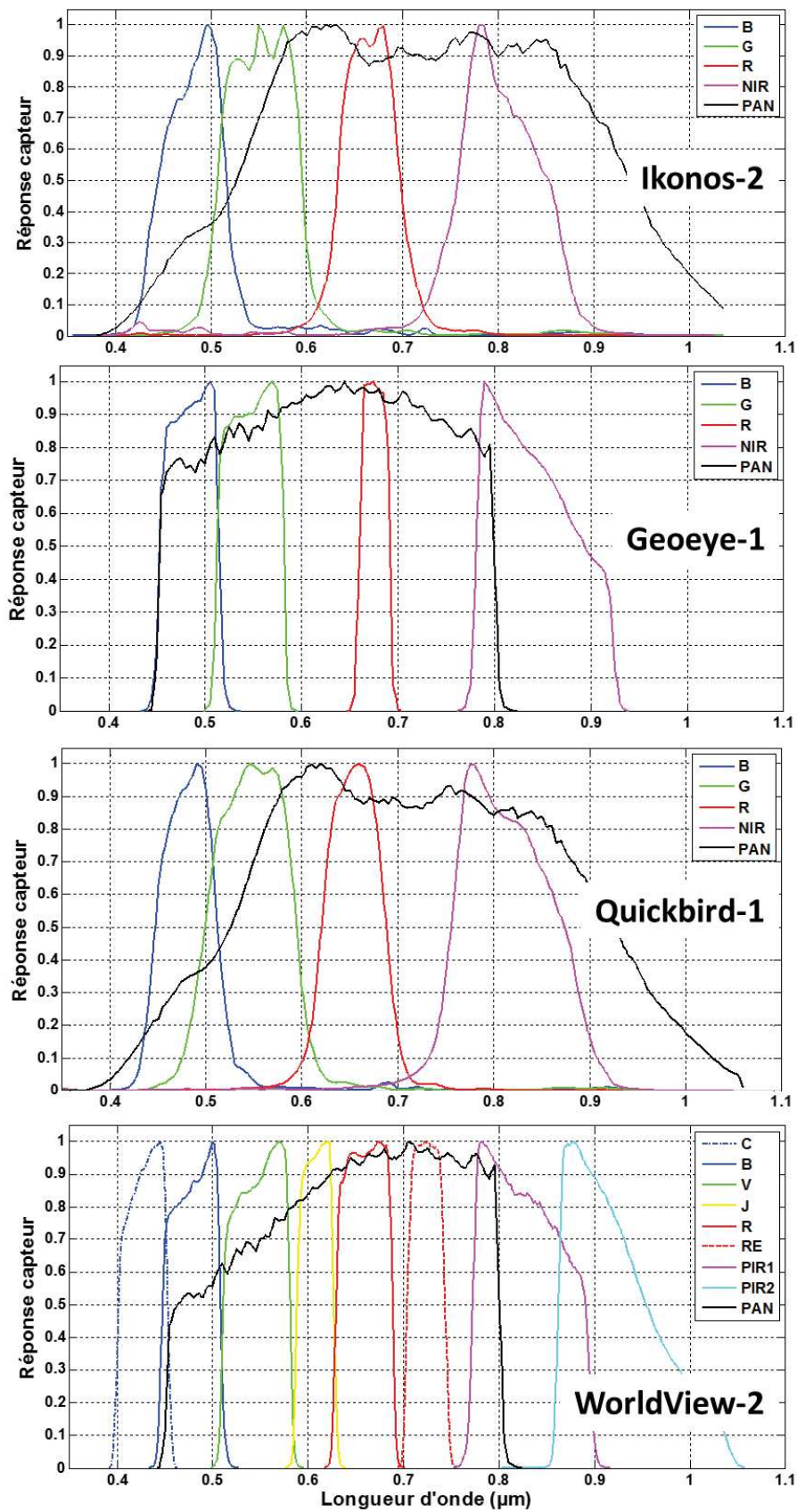


Figure A 1: Réponses des capteurs satellitaires

A3. Tables annexes

Tableau A 1 : Principales caractéristiques forestières des zones de mangroves où des mesures de DBH ont été effectuées sans délimitation de parcelle, site de l'estuaire du Perancak.

PlotID	NSP	Dq (cm)	Gt	Nt	H (m)	SPD	DBHm (cm)	G%	N%	NSSt
PL7DBH	6	5.4	0.4	100	7	Aa	9.1+-2.3	22	11	1.2
						Ra	3.2+-0.9	25	43	2.9
						Rm	5.1+-0.8	14	10	2.9
						Rs	4.6+-1.0	14	23	1.5
						Sa	8.5+-5.6	18	5	1.4
PL9DBH	6	3.4	0.3	100	7	Ra	2.9+-0.8	63	67	4.2
						Rm	4.0+-1.0	26	15	4.5
PL14DBH	4	6.8	0.5	116	10	Aa	19.2+-0.0	11	1	2.0
						Ao	21.0+-0.0	13	1	2.0
						Bg	6.1+-1.3	74	97	1.2
PL16DBH	8	4.8	0.5	100	7	Ra	3.7+-0.9	34	32	4.6
						Rs	3.9+-0.9	32	42	3.2
						Sa	10.5+-6.4	20	4	2.8
NAT3DBH	1	18.7	0.6	20	10	Aa	18.4+-3.5	100	100	1.1
NAT4DBH	2	18.2	1.0	36	12	Aa	16.0+-2.3	17	22	1.0
						Ao	18.0+-5.3	83	78	1.1
NAT10DBH	3	11.1	1.1	100	13	Aa	9.3+-2.1	29	39	1.1
						Am	9.0+-3.0	21	32	1.0
						Sa	13.9+-3.0	50	29	1.2

Tableau A 2 : Principales caractéristiques forestières des zones de mangroves où des mesures de DBH ont été effectuées sans délimitation de parcelle, site de Nusa Lembongan.

PlotID	NSP	Dq (cm)	Gt	Nt	H (m)	SPD	DBHm (cm)	G%	N%	NSSt
NL4DBH	1	4.7	0.2	108	3	Am	4.5+-1.5	100	100	1.0
NLDBH1	1	19.0	1.3	45	12	Bg	17.4+-7.7	100	100	1.0
NLDBH2	1	8.6	0.2	26	7	Ra	7.9+-3.5	100	100	1.4
NLDBH3	1	7.3	0.4	43	6	Rs	6.7+-2.9	100	100	2.1
NLDBH4	1	17.8	2.5	21	15	Sa	17.4+-3.8	100	100	4.5

Résumé

La situation des mangroves dans le monde reste préoccupante malgré la prise de conscience de leur rôle dans le maintien de la biodiversité côtière. Les pratiques non durables de l'aquaculture extensive sont toujours majoritairement mises en cause. Le besoin d'une meilleure gestion côtière se fait sentir depuis une vingtaine d'années. Il faut reconnaître que les avancées restent insuffisantes, particulièrement en Indonésie.

Ce travail de thèse a été réalisé dans le cadre du projet INDESO. Ses objectifs étaient de décrire les changements dans les mangroves en termes de superficie, de structuration ou de composition spécifique afin d'étudier, à fine échelle spatiale, la diversité des peuplements de palétuviers, leur capacité de régénération et les tendances d'évolution de l'écosystème. Pour cela, j'ai utilisé 28 images satellitaires de télédétection optique à très haute résolution spatiale (THRS) acquises dans la période de 2001 à 2015 sur deux sites d'étude, Bali, Indonésie. J'ai participé aux inventaires forestiers et à l'identification des espèces de palétuviers du stade plantule au stade adulte. J'ai procédé par analyse visuelle des images pour différencier les plantations de palétuviers des forêts naturelles. J'ai examiné les différences entre les signatures spectrales des différentes formations de palétuviers en fonction des configurations angulaires. J'ai réalisé sur chaque image une classification supervisée qui m'a permis de comptabiliser avec une précision de quelques mètres carrés la superficie occupée par les mangroves et d'évaluer la robustesse d'une cartographie à fine échelle de zonations de mangroves.

Les résultats obtenus sur l'estuaire du Perancak dégradé par l'aquaculture montrent que la surface de mangrove augmente après 2001 mais que les pratiques de plantations dans cette région n'ont rien à voir avec la réhabilitation de mangroves. Des différences majeures entre plantations et forêts naturelles existent. Ces plantations sont des cultures à très forte densité de *Rhizophora*, alors que les faciès naturels sont dominés par *Avicennia* et *Sonneratia*. Nos résultats montrent que la capacité de régénération dans ces plantations reste très inférieure à celle observée dans les forêts naturelles et que, si régénération il y a, c'est avec des plantules des espèces natives. A partir de l'analyse des images, nous avons identifié les 136 bassins qui ont fait l'objet de plantations et donné l'année du semis. Le suivi de l'évolution du nombre de pixels classés 'mangrove' à l'intérieur de chaque bassin planté montre une grande variabilité des taux d'expansion sur 14 ans, ceci suggérant des conditions environnementales spécifiques à chaque bassin et donc l'inconséquence des pratiques généralisées de plantations à *Rhizophora*. Enfin, les capacités de colonisation des espèces natives y compris à l'intérieur de certains bassins semblent avérées dans cet estuaire pourtant très fragmenté.

Les résultats obtenus sur les mangroves protégées de la région de Nusa Lembongan montrent le potentiel des images multi-spectrales satellitaires THRS pour cartographier différentes zonations de mangroves. Ce potentiel de discrimination est observé assez stable au cours du temps entre 4 espèces. Toutefois, des configurations angulaires avec un soleil de face ou un angle de visée proche de la verticale pourraient générer de la confusion notamment sur les peuplements à canopée ouverte. Nous avons obtenu probablement les premières cartes de mangrove de Nusa Lembongan qui montrent la complexité des zonations forestières et soutiennent l'enjeu de leur protection.

L'ensemble de mon travail plaide pour une meilleure interprétation physique de la variabilité des signatures spectrales et texturales de mangrove. Il fournit des recommandations comme la nécessité d'un moratoire sur les monocultures à *Rhizophora* et des méthodes simples, embryons de futurs observatoires locaux pour l'évaluation et le suivi des plans de gestion côtière mis en place.

Abstract

The situation of world's mangroves remains a matter of concern, despite the public awareness about their role in the sustainability of coastal biodiversity. Extensive and intensive aquaculture practices are mainly called into question. The need for a better integrated coastal zone management arises since a couple of decades. It must be recognized that progress is insufficient especially in Indonesia.

The present PhD work has been carried out in the frame of the INDESO project. The objective was to describe mangrove changes in terms of area expansion, forest structure and species composition before studying, at fine scales, the diversity of mangrove stands, their regeneration capacity and the evolution trends of the whole ecosystem in a given region.

In order to achieve this aim, I used 28 very high spatial resolution (VHSR) optical satellite images acquired between 2001 and 2015. I also participated in forest inventories and species identification from the seedling to the adult stages. I visually analysed the set of images for allowing the discrimination of planted mangroves from natural ones. I examined the influence of acquisition geometry parameters on the variability of mangrove spectral signatures. Thanks to supervised maximum likelihood classifications, I succeeded in evaluating the expansion area of mangrove with an accuracy of few square meters and I proceeded in assessing the robustness of fine scale mapping of mangrove zonations.

Results obtained in the analysis of the Perancak estuary highlighted that mangrove area is expanding since 2001. The plantation practices were however presented as disrespectful of any sustainable management plan. Indeed, our simple field data indicated strong differences between mangrove plantations and natural forests. Plantations were shown to be cultures of only *Rhizophora* species with high planting density whereas natural forest stands are composed of *Sonneratia* and *Avicennia* mangrove trees. In addition, we highlighted that the regeneration capacity in planted areas remains very lower than the ones clearly observed in natural areas. Moreover, the only regenerative process in plantations seems to be with native species and not with the planted ones. From the analysis of the VHSR images, we identified aquaculture ponds that were planted and their planting year. Consequently, we succeeded in monitoring the mangrove expansion inside every planted pond. Important variability of expansion rate was pointed out, this suggesting contrasting environments in each pond and the inadequacy of cultures of *Rhizophora* everywhere. The observation of natural colonization in many areas of the estuary, pond floors included, was an interesting point to mention.

Besides, results obtained in the study of the protected mangrove region of Nusa Lembongan assessed the potential of multispectral VHSR satellite images for mapping mangrove zonations. Four mangrove zonations mainly dominated by different species exhibit signatures that can be differentiated over years. Different image acquisition parameters may, however, generate confusion in classification. This is particularly true when forest stands with open canopies are observed with sun frontward or with a near vertical viewing angle because of sun light interaction with the clear waters. We probably obtained the first detailed maps of mangrove zonations in the region. They showed a complex spatial organization of mangrove zonations.

The whole of my work advocated for further remote sensing works aiming at the physical interpretation of spectral and textural signatures of mangroves. It provided recommendations such as a moratorium on *Rhizophora* plantation and simple methods that will be, we hope, starting points for closing the knowledge gap that hampers monitoring of future coastal zone management plans.