



HAL
open science

Etude de la structure et de la dynamique des herbiers de *Zostera noltii* par télédétection multi et hyperspectrale

Annaëlle Bargain

► To cite this version:

Annaëlle Bargain. Etude de la structure et de la dynamique des herbiers de *Zostera noltii* par télédétection multi et hyperspectrale. Géographie. Université de Nantes, 2012. Français. NNT: . tel-00799897

HAL Id: tel-00799897

<https://theses.hal.science/tel-00799897>

Submitted on 12 Mar 2013

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 de Doctorat

ANNAËLLE BARGAIN

*Mémoire présenté en vue de l'obtention
du grade de Docteur de l'Université de Nantes
Sous le label de l'Université Nantes Angers Le Mans*

Discipline : Géographie
Laboratoire : LETG-Nantes Géolittomer UMR 6554-CNRS

Soutenue le 13 novembre 2012

École doctorale : DEGEST
Thèse N°

Étude de la structure et de la dynamique des herbiers de *Zostera noltii* par télédétection multi et hyperspectrale

JURY

Rapporteurs : **Mme HUBERT-MOY Laurence**, Professeure des Universités, Université de Rennes 2
M. RICHARD Pierre, Directeur de recherche, Université de La Rochelle

Examineurs : **M. DELACOURT Christophe**, Professeur des Universités, Université de Bretagne Occidentale
M. LAUNEAU Patrick, Professeur des Universités, Université de Nantes

Directeur de Thèse : **M. ROBIN Marc**, Professeur des Universités, Université de Nantes
Co-Directeur de Thèse : **M. BARILLÉ Laurent**, Professeur des Universités, Université de Nantes

UNIVERSITÉ DE NANTES
INSTITUT DE GEOGRAPHIE ET D'AMENAGEMENT RÉGIONAL (IGARUN)
GÉOLITTOMER (LETG UMR 6554-CNRS)

Annaëlle BARGAIN

Étude de la structure et de la dynamique des herbiers de *Zostera noltii* par télédétection multi et hyperspectrale



T H È S E DE DOCTORAT

Discipline : Géographie

Directeur de la thèse : Marc Robin, Professeur, Université de Nantes

Co-Directeur de la thèse : Laurent Barillé, Professeur, Université de Nantes

Remerciements

Je n'aurais pu venir au terme de ce projet seule, il m'aurait été impossible de terminer sans les nombreux soutiens que j'ai reçus, sans épaules sur lesquelles j'ai pu m'appuyer, sans les encouragements que j'ai pu recevoir.

Je tiens tout d'abord à remercier mes responsables, Marc Robin, directeur de cette thèse, et Laurent Barillé, co-directeur, pour la confiance qu'ils m'ont accordée, leur aide et leur patience. Mr Barillé a encadré mon travail tout au long de ces 4 années avec application et intérêt, m'obligeant à me dépasser et à prendre conscience de mes capacités.

Je suis également extrêmement reconnaissante à Patrick Launeau, qui m'a beaucoup aidée à comprendre la télédétection, autant sur le terrain que devant l'ordinateur. Il s'est toujours rendu disponible pour répondre à mes questionnements, m'aider à interpréter mes résultats ou réaliser mes mesures.

J'adresse également mes sincères remerciements à Erwan Lemenn qui a installé tous les instruments utilisés durant mes 4 ans de manipulations en laboratoire.

De plus, je remercie vivement la DREAL des Pays de la Loire pour avoir financé ce travail. Je n'aurais pu réaliser cette thèse sans ce soutien.

Je tiens à remercier aussi chaleureusement les enseignants chercheurs ou personnels des deux laboratoires qui m'ont accueillie. Merci à tous ceux que j'ai rencontré, à ceux qui m'ont aidée ou conseillée, que ce soit pour faciliter mes recherches ou tous les "à-côtés", et particulièrement Christine Lamberts, Laurent Godet, Denis Mercier, Yveline Guillou, Paul Fattal, Gille Gorsse, Céline Chadenas à GEOLITTOMER, ainsi que Joël Fleurance, Michèle Morançais, Vona Méléder, Justine Dumay et Alexandra Patoux à MMS. Merci particulièrement à Pierre, Nuria, Alex et Vona pour m'avoir aidée lors des manip, et ce n'était pourtant pas gagné... "mais.. heu.. tu ne mets pas de gants ?? pas de blouse" "ha bon, il faut?". Merci à Vona de m'avoir secourue alors que je faisais, sur l'idée de

quelqu'un que je ne dénoncerai pas, chauffer de la vase avec l'eau oxygénée. Comment une géographe exilée à MMS pouvait-elle prévoir que ça allait exploser et redécorer toute la salle ? Merci à Laurent Godet, pour les discussions sur les spalax, gorges bleues ou autres galinettes cendrées et pour ses conseils avisés. Et enfin à Richard, pour avoir partagé avec moi sa passion des écosystèmes des grands fonds et sources hydrothermales.

Je souhaite remercier particulièrement ceux qui m'ont accompagnée sur le terrain. Je n'oublierai pas la sortie-galère canoë imaginée par Laurent, ça restera finalement l'un de mes meilleurs souvenirs, finir en chaussette dans la vase. Merci à Bruno d'avoir payé autant qu'il pouvait et à Célia d'avoir suivi sa maître de stage dans cette sortie qui sentait déjà le roussi avant même de commencer. Un énorme merci à Philippe, pour m'avoir régulièrement accompagnée, m'avoir évité l'envasement littéralement parlant ainsi que pour avoir de nombreuses fois prélevé mes échantillons.

Un grand merci à Marie-Claire Fabri, sans qui je n'aurais jamais eu l'ambition de continuer dans la recherche. Le stage passé sous ta direction a Ifremer m'a aidée à prendre conscience de ce qui me tenait le plus à cœur, travailler dans le domaine marin. Tu m'as permis de vivre ma première mission en mer, qui j'espère ne sera pas la dernière. Tu as réussi en 6 mois à m'enseigner les bases de la recherche en biologie marine, je ne te remercierai jamais assez.

Merci à Claire, Hélène, Ion, Nico, Julien, Daenis, Norah, Julian, Alexandra, Nuria, Sigrid, Inna, Ismail et Mathilde pour avoir partagé les pauses cafés et les discussions de doctorants. Ion ou Ismail ont également partagé quelques sorties de terrain avec moi, où j'ai pu passer de très bon moments. Une grosse pensée pour Axel, Christophe, Hélène, qui ne peut se faire qu'en chanson : Petit poneyyyyy, petit poneyyyyyy.....

Je voulais également dire un grand merci à tout ceux qui étaient là, à côté, pour me soutenir et m'aider. Merci à tous mes amis et ma famille pour m'avoir encouragée (Yann et Sophie, Gabi, Mary, Imré, Olivier et Seb, tous ceux du BN-NRXIII, trop nombreux pour être cités) aux Brestois ou presque Brestois qui ont toujours suivi les avancées de

mon travail, même de loin (Lysianne, Steph, Marine, Lucette, Sarah, Barbuss...).

Quelques uns ont été plus qu'une épaule et m'ont énormément aidé ces derniers temps, et je tiens particulièrement à leur adresser un petit mot. Alors tout d'abord un grand merci à Nico, de m'avoir montré que ça en valait la peine, que je pouvais réussir et que j'y avais ma place. Merci de m'avoir aidé autant que tu as pu, d'avoir consacré beaucoup de ton temps à m'écouter et à me conseiller.

Un grand merci aussi à Jean-Marc, pour m'avoir poussée à utiliser LATEX pour la rédaction. Malgré quelques débuts acrobatiques, j'en suis réellement contente. Tu as également été un appui, une oreille, une aide pendant la moitié de ma thèse.

Un énorme merci à Marie ma petite sœur, qui donne toujours le sourire quand on la voit, toujours pleine de vie et dynamique, qui a su me remotiver lors des coups durs durant ces 4 dernières années, supporter mes plaintes ou fêter mes réussites!

Un petit mot pour tous ceux de la Gando et leur pièces rapportées... Marie et Julien, Marie et Julien (non, non, il y en a bien deux), Chloé et Clément, Céline et Nico, qui sont toujours là. On veille les uns sur les autres depuis la maternelle, pourvu que ça dure!

Alex : je garderai de très bon souvenirs de nos sorties de terrain, de nos discussions à 4 pattes dans la vase... Tu as été mon amie la plus proche à MMS, tu as tout fait pour que je m'y sente bien, je sais que sans toi, je n'aurais pu apprécier autant mes 2 ans et demi dans le labo.

A Céline et Flo (ça y est, je vais enfin pouvoir monter sur le podium...), Dim, Alex, Dodo, Seb-la-bête et Toss : merci d'avoir été plus que présents ces derniers temps, vous m'avez évité de sombrer ou de me noyer dans mes herbiers vaseux. Merci encore et un petit mot pour mini Toss : et bien non Jordan, désolée, à part ça, je n'ai pas de vrai métier... Et j'ai bien hâte de voir le petit chintoss à venir, Céline, tu vas être une maman-princesse magnifique...

Merci aussi à Anne, pour la même chose (ça devient dur de trouver des synonymes) : enfin je vais pouvoir rendre mon rapport de stage. Tu as été une super coloc, vivement la prochaine session tisane-granolas.

Un grand merci à Alan, pour m'avoir franchement aidé à supporter la dernière ligne droite, partie la plus difficile de la vie d'un doctorant, pour m'avoir encouragée et rassurée, pour avoir été présent et compréhensif, attentif.

Pierre-Jean, tu m'as dis un jour "Nanouche docteur, ce serait la classe". C'est un peu à cause de ça que je me suis lancée, cette petite phrase, et celle de Manu, qui m'a dit "mais Anna, fonce, c'est une super opportunité". Merci à vous deux. Manu, merci aussi pour tes conseils et tes explications concernant les aspects physiques de la télédétection.

Merci à mon frère, Anne-so, Eliott et Maïa, d'être là, toujours derrière moi, de m'aider, de toujours veiller sur moi, même en le faisant discrètement, on finit toujours pas le savoir...

Enfin, un grand merci à mes parents, qui m'ont toujours poussée à avancer, à donner le meilleur de moi-même. Ils ont toujours été là pour les moments les plus difficiles, pour m'aider à me relever et me soutenir. Ils se sont investis dans ma thèse du début à la fin, pour les sorties de terrain, le matériel, les conseils et relecture. Ils sont désormais super calés en télédétection, félicitations...

Table des matières

Introduction	15
0.1 " <i>Il y a des fleurs partout, pour qui veut bien les voir</i> " (Matisse) : Les herbiers d'angiospermes marines	15
0.1.1 Écologie et localisation des herbiers	15
0.1.2 Les herbiers, des habitats d'intérêt écologique et économique	18
0.1.3 Les herbiers : des habitats menacés	21
0.1.3.1 Impacts naturels	22
0.1.3.2 Impacts anthropiques	23
0.2 " <i>Homme libre, toujours tu chériras la mer</i> " (Beaudelaire) : pour une meilleure conservation des herbiers	27
0.3 La baie de Bourgneuf : des herbiers sous forte pression anthropique	30
0.3.1 Une large baie macrotidale où croissent herbiers de <i>Zostera noltii</i> et <i>Zostera marina</i>	30
0.3.2 <i>Zostera marina</i> et <i>Zostera noltii</i>	31
0.3.2.1 <i>Zostera noltii</i>	31
0.3.2.2 <i>Zostera marina</i>	32
0.3.3 Menaces sur les herbiers de la baie de Bourgneuf	33
0.4 Objectifs	36
1 Chapitre 1. Cartographie des herbiers par télédétection.	41
1.1 Télédétection : principes et applications à la cartographie des herbiers intertidaux	41
1.1.1 Principes de la télédétection	42
1.1.2 Acquisition des mesures satellitaires ou aéroportées	45

1.1.2.1	Résolution spatiale	45
1.1.2.2	Résolution radiométrique	47
1.1.2.3	Résolution spectrale	47
1.1.2.4	Acquisition des images : bruits et corrections	48
1.1.3	Méthodes d'analyse et d'extraction de l'information	51
1.1.3.1	Les classifications	51
1.1.3.2	Quantification des absorptions spécifiques : les indices spectraux	52
1.1.3.3	Problèmes des mélanges spectraux	55
1.2	Cartographie et étude quantitative des herbiers	56
1.2.1	La biomasse, paramètre descriptif de l'évolution des herbiers	56
1.2.2	Mesures de biomasse : campagnes de terrain et interpolation	58
1.2.3	Cartographie synoptique des herbiers d'angiospermes	59
1.2.3.1	La photo-interprétation	59
1.2.3.2	Cartographie des herbiers par télédétection	60
1.3	Cartographie de l'évolution des herbiers de zostères dans la baie de Bourgneuf	62
1.3.1	Images utilisées	62
1.3.1.1	Images multispectrales	62
1.3.1.2	Les images hyperspectrales : les campagnes Hypspx	63
2	Chapitre 2. Spectroradiométrie et mesures de laboratoire	69
2.1	Article 1 : Spectral response of the seagrass <i>Zostera noltii</i> with different sediment backgrounds	73
2.1.1	abstract	73
2.1.2	Introduction	74
2.1.3	Materials and methods	76
2.1.3.1	Spectral measurements	76
2.1.3.2	Selection of spectral indices	77
2.1.3.3	Statistical analysis	82
2.1.4	Results	83
2.1.4.1	Substrata and spectral analysis	83

2.1.4.2	Relationship between biomass and spectral indices	84
2.1.5	Discussion	90
2.2	Article 2 : Seasonal spectral response of intertidal seagrass <i>Zostera noltii</i>	95
2.2.1	Abstract	95
2.2.2	Introduction	96
2.2.3	Materials and methods	98
2.2.3.1	Sampling and spectral measurements	98
2.2.3.2	Pigments analysis	99
2.2.3.3	Selection of spectral indices	99
2.2.3.4	Statistical analysis	101
2.2.4	Results	102
2.2.4.1	Pigment identification and relation with reflectance spectra	102
2.2.4.2	Monthly pigments and spectral variations	104
2.2.4.3	VIs sensitivity to seasonal variations	107
2.2.5	Discussion	108
2.2.5.1	Pigment composition and reflectance spectra	108
2.2.5.2	Temporal variations of pigments in <i>Z. noltii</i>	111
2.2.5.3	VIs sensitivity to seasonal variations	113
2.2.5.4	Conclusions	115
2.3	Conclusions du chapitre	116

3 Chapitre 3. Dynamique spatio temporelle des herbiers à macro échelle 119

3.1	Article 3 : Increase in seagrass distribution at Bougneuf bay (France) detected by spatial remote sensing	123
3.1.1	Abstract	123
3.1.2	Introduction	124
3.1.3	Materials and methods	125
3.1.3.1	Study site	125
3.1.3.2	Satellite imagery	127
3.1.3.3	Field and laboratory spectrometry	127
3.1.3.4	Image processing	129

3.1.4	Results	130
3.1.4.1	Spectral reflectance	130
3.1.4.2	Development of seagrass beds	133
3.1.5	Discussion	136
3.1.5.1	Seagrass spectral reflectance	136
3.1.5.2	Seagrass beds at Bourgneuf Bay	138
3.1.5.3	Local threats for <i>Z. noltii</i> seagrass beds	140
3.2	Étude de la dynamique des herbiers de <i>Z.noltii</i> depuis 2005 à partir des images multispectrales SPOT	142
3.3	Article 4 : Evaluating the potential of hyperspectral data for seagrass biomass assessment	146
3.3.1	Abstract	146
3.3.2	Introduction	147
3.3.3	Data and Methods	149
3.3.3.1	Study area	149
3.3.3.2	Hyperspectral image and pre processing	150
3.3.3.3	Laboratory spectral measurements	151
3.3.3.4	Data analysis and field validation	152
3.3.3.5	Field survey and accuracy assessment	156
3.3.4	Results	157
3.3.4.1	Spectral reflectance for seagrass identification	157
3.3.4.2	Seagrass cover assessment and characterization	158
3.3.4.3	Seagrass biomass assessment	160
3.3.5	Discussion	164
3.3.5.1	Seagrass detection	164
3.3.5.2	Biomass estimation	165
3.3.5.3	Seagrass beds dynamic in the Bourgneuf bay	166
3.3.6	Conclusions	168
3.4	Utilisation de différents IVs pour l'étude de la dynamique des herbiers de <i>Z. noltii</i> dans la baie de Bourgneuf	169
3.5	Étude des herbiers de <i>Zostera marina</i> dans la baie de Bourgneuf	171

3.6 Conclusions du chapitre	175
Conclusion générale	179
Bibliographie	234
ANNEXES	243

Introduction

0.1 "*Il y a des fleurs partout, pour qui veut bien les voir*" (Matisse) : Les herbiers d'angiospermes marines

0.1.1 Écologie et localisation des herbiers

Les angiospermes marines sont les seules plantes à fleurs adaptées à vivre totalement submergées par la mer. Ce sont en réalité des angiospermes continentales retournées au milieu marin il y a environ 100 millions d'années (Den Hartog, 1970), formant un groupe de plantes à fleurs polyphylétiques n'ayant pas la même origine évolutive. Comme celles constituant les prairies terrestres, elles possèdent un système foliaire dressé, porté par des tiges ou rhizomes et forment des herbiers en zone intertidale et subtidale (Fig.1). En outre, par opposition aux autres végétaux immergés, les angiospermes marines fleurissent, donnent des fruits et produisent des graines (Hemminga & Duarte, 2000). Pour autant, elles représentent moins de 0,02 % des plantes à fleurs et leur nombre d'espèces est faible en comparaison des autres organismes marins (Hemminga & Duarte, 2000). Ce nombre s'élèverait au total à une cinquantaine d'espèces groupées en 13 genres et 7 familles (Short et al., 2001). Les herbiers ont colonisé le milieu marin par le biais de cinq adaptations particulières (Hemminga & Duarte, 2000), une capacité à croître complètement submergés (absence de stomates au sein des tissus foliaires- Kuo & Den Hartog 2000), une adaptation pour survivre dans des conditions de salinité élevée, un mécanisme de pollinisation sous-marin hydrophile (pollen transporté par l'eau), une capacité de compétition avec d'autres espèces au sein de l'environnement marin (notamment les algues marines) ainsi qu'un sys-

tème d'accrochage pour suivre les mouvements de l'eau et les supporter (Spalding et al., 2003). Á la faveur de ces caractéristiques, les herbiers d'angiospermes marines occupent une grande variété d'écosystèmes marins et estuariens (Green & Short, 2003). Leur système de rhizomes et de racines leur permet de coloniser une variété de substrats meubles, comme l'illustre la zostère naine *Zostera noltii*, qui croît dans des zones sableuses dans le bassin d'Arcachon (Plus et al., 2010) ou sur des sédiments plus vaseux dans la mer du Nord (Philippart, 1995). Ils peuvent être également présents mais de façon plus marginale sur des substrats durs, comme *Phyllospadix japonicus* qui colonise des substrats rocheux subtidaux et intertidaux du Japon (Aioi & Nakaoka, 2003).

Les angiospermes marines colonisent la quasi-totalité des milieux intertidaux et subtidaux littoraux du globe (Green & Short, 2003), Antarctique excepté. Elles forment des herbiers denses dans toutes les mers peu profondes, découpées en six biorégions globales par Short et al. (2007), quatre tempérées et deux tropicales, basées sur l'assemblage des espèces, leur distribution et les influences des zones climatiques (Fig. 2). Les herbiers y sont cependant inégalement répartis. Ils ont une superficie beaucoup plus importante dans la région Indo-Pacifique Tropicale alors que la région Tropicale Sud ne connaît qu'une surface réduite (Fig. 2). La diversité spécifique des herbiers est de même spatialement variable. Spalding et al. (2003) décrivent 3 zones de forte diversité sur la planète : le Japon/République de Corée, le Sud-Est asiatique et le Sud Ouest de l'Australie, ces deux dernières étant loin devant les autres en nombre d'espèces présentes (Short et al., 2007). Toutefois, la plupart des herbiers sont mono-spécifiques, particulièrement ceux présents dans les zones tempérées (Hemminga & Duarte, 2000).

La distribution des herbiers, comme la majorité des plantes aquatiques, est contrôlée par des facteurs naturels biotiques et abiotiques parmi lesquels les caractéristiques physiologiques de chaque espèce, le broutage par les consommateurs, les variations climatiques, la dessalure, l'intensité des courants et des vagues ou l'éclairement (Koch, 2001; Lee et al., 2007). En zone tempérée, la disponibilité lumineuse varie en fonction de la profondeur et des cycles de marée qui expliquent en grande partie les variations de turbidité (Heck & Valentine, 1995; Cebrián & Duarte, 1998; Short & Neckles, 1999; Hemminga & Duarte,

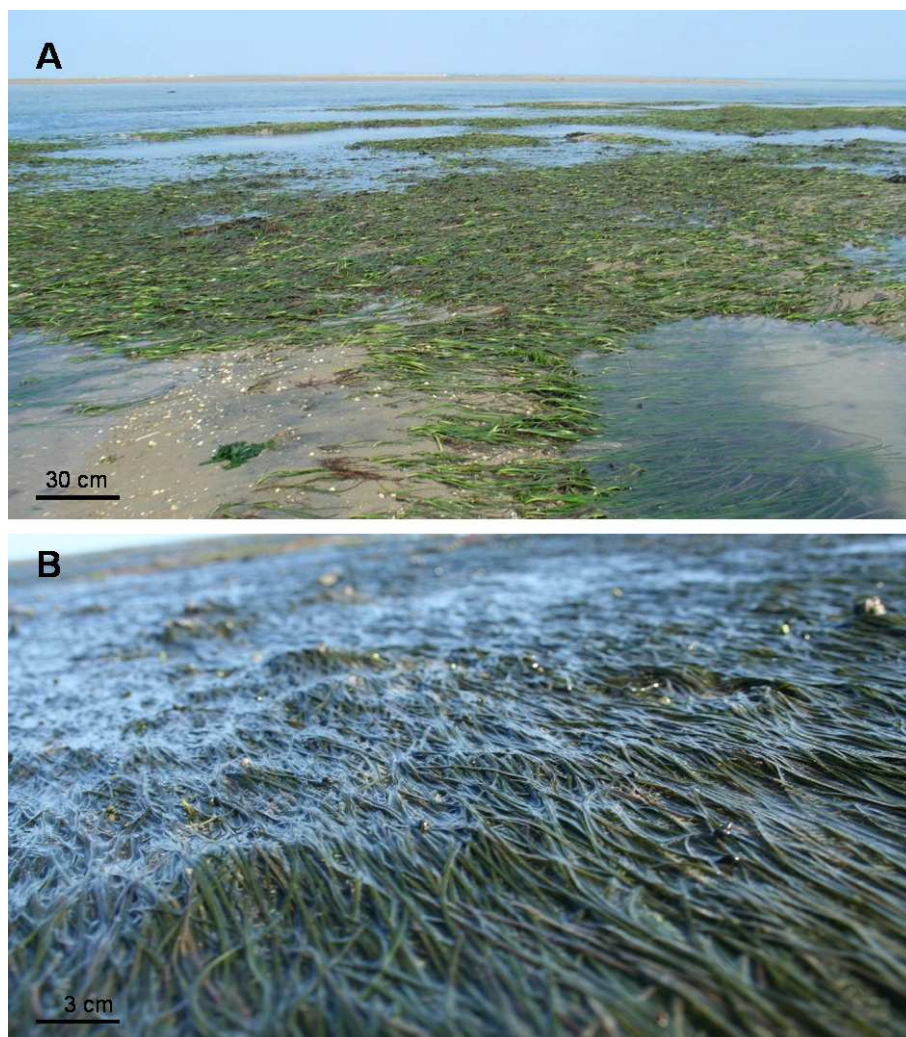


FIGURE 1 – Herbiers de zostères à marée basse, A) *Zostera marina*, baie de Bourgneuf, juillet 2009 (Photographie : L. Barillé) et B) *Zostera noltii*, baie de Bourgneuf, septembre 2009 (Photographie : A. Bargain)

2000; Short et al., 2001; Frederiksen et al., 2004a). En effet, l'atténuation de l'éclairement incident est rapide en présence de particules de suspension dans la colonne d'eau. La transmission de la lumière jusqu'à l'appareil photosynthétique des chloroplastes des cellules de l'épiderme est de plus réduite par la superposition fréquente et la présence d'épiphytes colonisant les surfaces foliaires des feuilles. La distribution bathymétrique de toutes les espèces est alors fortement limitée par la quantité d'énergie qui arrive jusqu'à la plante avec un minimum observé de 10% de l'éclairement incident de surface (Short et al., 2001). Il est donc extrêmement rare de voir des herbiers au delà de 30-40 mètres de profondeur, sauf cas exceptionnels comme l'espèce *Halophila decipiens* rencontrée à 80

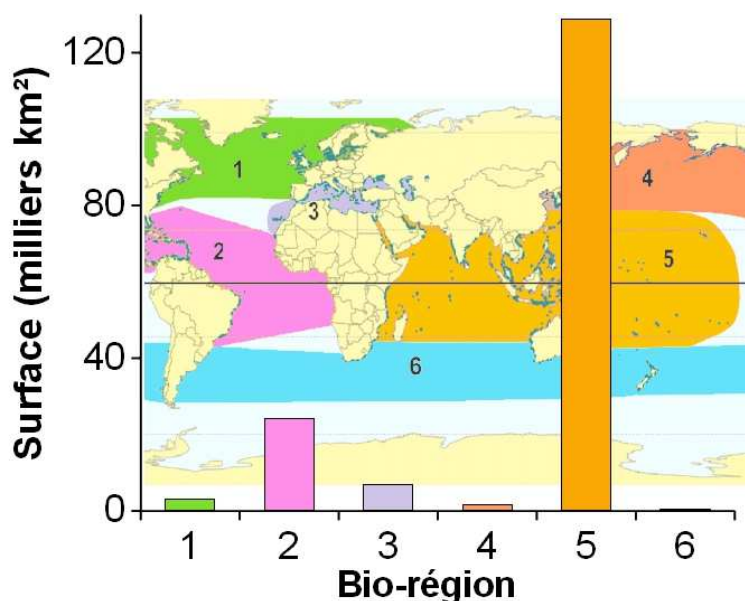


FIGURE 2 – Surface totale des herbiers d’angiospermes marines par biorégions : 1. Tempérées d’Atlantique Nord, 2. Tropicale de l’Atlantique, 3. Méditerranéenne, 4. Tempérée du Pacifique Nord, 5. Indo-Pacifique Tropicale, 6. Tropicale Sud. Modifié d’après les données de Green & Short (2003) et les biorégions définies par Short et al. (2007)

mètres de profondeur (Duarte, 1991). Malgré ces facteurs limitants et le caractère monospécifique des herbiers, ces derniers peuvent représenter une biomasse considérable avec un maximum de 1005 g PS.m^{-2} (gramme de poids sec par mètre carré) pour l’espèce *Amphibolis antarctica*, et une moyenne de 461 g PS.m^{-2} pour l’ensemble des espèces (Duarte & Chiscano (1999), Table 1). Certains herbiers peuvent présenter de très fortes densités, comme *Posidonia oceanica* qui peut compter plus de 1000 pieds par mètre carré (Zupo et al., 2006). Enfin, la production primaire moyenne des herbiers a été estimée à 1012 g PS.m^{-2} par an (Duarte & Chiscano, 1999), ce qui la classe parmi les plus élevées des différents écosystèmes, supérieure notamment aux prairies terrestres (876 gPS.m^{-2} pour les savanes, 584 g PS.m^{-2} pour les prairies tempérées) (Tab. 1).

0.1.2 Les herbiers, des habitats d’intérêt écologique et économique

Costanza et al. (1997) ont évalué la valeur économique d’un hectare d’herbier d’angiospermes marines à 19 004 \$ par an, classant cet habitat parmi les plus chers de la planète, en terme de services et de biens, juste derrière les estuaires et les marais (respectivement

Tableau 1 – Biomasses et productions annuelles des principaux écosystèmes terrestres et marins. Modifié d'après Duarte & Chiscano (1999). PS = Poids Sec.

Ecosystème	Biomasse (gPS.m ⁻²)	Production annuelle (gPS.m ⁻² par jour)
Forêt		
Tropicales	45000	1898
Tempérées	35000	1241
Boréales	20000	803
Prairies		
Savanes	4000	876
Tempérées	1600	584
Toundra et alpines	600	146
Marais et marécages	15000	2007
Terres cultivées	1000	657
Phytoplancton	9,2	128
Microphytobenthos		48
Barrières de coraux	2000	292
Macroalgues	40,7	365
Plantes héliophytes	767	1095
Mangroves	Abs.	986
Herbiers	461	1012

à 22 800 et 19 580 \$. ha⁻¹.an⁻¹). Les herbiers sont pourtant peu étudiés en comparaison d'autres écosystèmes comme les forêts tropicales ou les récifs coralliens bénéficiant d'une image plus médiatique (Duarte, 1999; Fazey et al., 2005; Godet, 2008). Bien que présents sur seulement 0,15% de la surface des océans (Charpy-Roubaud & Sournia, 1990), ils rendent des services écologiques significatifs, à tel point que Mannino et al. (2006) estime que l'importance de la plupart des habitats côtiers repose sur la présence d'herbiers. Ainsi, les herbiers tropicaux interagissent fréquemment avec les mangroves et les récifs coralliens et les herbiers tempérés avec les lagunes et écosystèmes estuariens (Green & Short, 2003). Les herbiers sont avant tout d'importants producteurs primaires, et nourrissent de nombreux herbivores, notamment des espèces charismatiques (Simberloff, 1998) comme les tortues marines, certains mammifères marins (fig.3, A et B)(de Iongh et al., 1995; Sheppard et al., 2007), des poissons (Spalding et al., 2003) ou des oiseaux anatidés et limicoles (Robin, 2011). De plus, une grande partie de la biomasse produite par les herbiers n'est pas consommée directement par les herbivores, mais se décompose pour former

des détritiques qui peuvent être consommés localement par la communauté des organismes détriticoles ou être exportés vers d'autres écosystèmes. En effet, les différentes strates de cet habitat (rhizomes, tiges, feuilles) sont caractérisées par un niveau élevé d'activité bactérienne (López et al., 1995). Cebrián & Duarte (1998) ont estimé que la consommation directe ne représente en moyenne que 10 à 15 % de la production primaire voire moins avec seulement 2 % pour l'espèce *Posidonia oceanica* en Méditerranée (Cebrián et al., 1996). Les herbiers d'angiospermes marines forment donc un stock de matière organique important, stable dans les tropiques mais variable au cours de l'année dans les zones tempérées. Ils servent également de zones de nourricerie, d'éclosion, d'habitat et de refuge pour de nombreuses autres espèces moins médiatisées (poissons et invertébrés) (Fig. 3, C et D) dont certaines ont un intérêt commercial (Hemminga & Duarte, 2000; Beck et al., 2001). Ils supportent de plus une densité beaucoup plus importante d'organismes que les espaces adjacents dépourvus de macrophytes (Beck et al., 2001). D'autre part, la structure tridimensionnelle de l'herbier produit un réseau de microhabitats absents des substrats dépourvus de végétation (Terrados & Borum, 2004). En outre, la large surface des feuilles permet la colonisation d'espaces additionnels pour des épiphytes et des épibiontes, à tel point que ces derniers représentent parfois des sources d'alimentation pour des invertébrés plus importantes que les herbiers eux mêmes (Terrados & Borum, 2004). De même, les herbiers accomplissent de nombreuses actions physiques comme la dissipation de l'énergie des vagues, ils réduisent la remise en suspension des sédiments fins stabilisés sur le long terme par l'important système racinaire. Leur présence modifie également la granulométrie, la composition et les propriétés physico-chimiques du substrat (pH, potentiel d'oxydo-réduction, teneur en nutriments de l'eau interstitielle) (Gobert et al., 2003). Ils produisent de l'oxygène par photosynthèse et stockent le carbone, pour des périodes relativement longues (Terrados & Borum, 2004). Ainsi, les herbiers sont responsables de 12 % du carbone total stocké dans les océans et jouent un rôle significatif dans la régulation globale de celui-ci (Terrados & Borum, 2004). De plus, ils ont un rôle d'épuration, étant capables d'accumuler et de stocker des matières polluantes tels les éléments-traces métalliques et sont utilisés comme un indicateur biologique permettant d'évaluer la contamination marine par ces polluants (Pergent-Martini & Pergent, 2000). Toutes ces fonctions exercent un effet stabilisateur sur l'environnement, amenant Spalding et al. (2003) à qualifier les

herbiers de "self-sustaining system". Enfin, ils ont une valeur appréciable, formant des oasis verts sur les littoraux, prisés des plongeurs et amoureux de la nature.

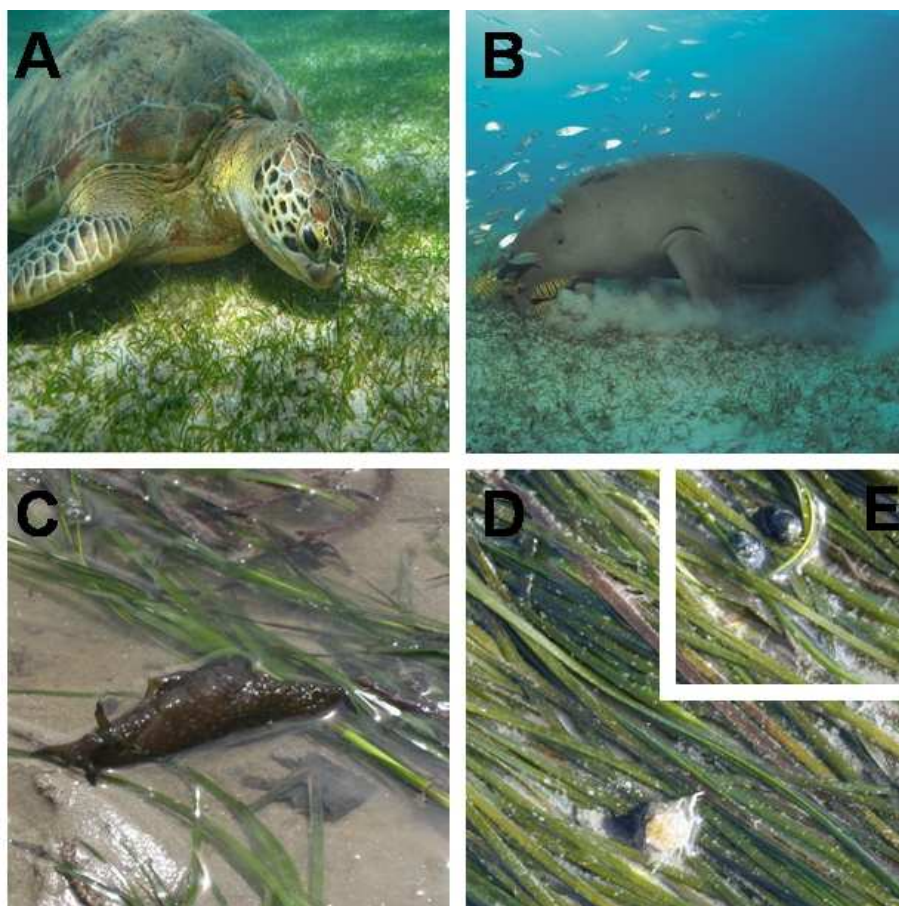


FIGURE 3 – Espèces charismatiques consommatrices des herbiers des zones tropicales et espèces communes brouteuses d’herbiers des zones tempérées : A. Tortue verte (*Chelonia mydas*) ; B. Dugong (*Dugong dugon*) ; C. Aplysie (*Aplysia punctata*), baie de Bourgneuf, Juillet 2009. (Photographie : A. Bargain) ; D. Crabe (*Portumnus latipes*) et E. Hydrobies (*Hydrobia ulvae*), baie de Bourgneuf, Juillet 2009 (Photographie : A. Bargain).

0.1.3 Les herbiers : des habitats menacés

Malgré leur importance avérée dans le Monde et l’augmentation des mesures de protection et de gestion, une régression annuelle de 2 à 5 % de leur surface est rapportée au niveau planétaire (Duarte et al., 2008), s’élevant à plus de 33 000 km² depuis les années 80 (Green & Short, 2003). Ces pertes, ou dégradations, ont différentes causes, aussi bien anthropiques que naturelles.

0.1.3.1 Impacts naturels

Les herbiers peuvent avant toute chose subir des préjudices dûs à des causes naturelles multiples. Ils peuvent tout d'abord être affectés par des agents pathogènes. Ainsi, la Wasting Disease, ou "maladie du dépérissement", a causé la plus grosse perte naturelle des herbiers jamais enregistrée (Short et al., 1986, 1988; Den Hartog, 1987; Ralph & Short, 2002). Cette maladie, provoquée par protiste marin (Ralph & Short, 2002) *Labyrinthula zosterae*, a touché essentiellement les herbiers de *Zostera marina* entre 1930 et 1933 et détruit environ 90 % des populations le long de la côte atlantique (Den Hartog, 1987), y compris le long des côtes françaises (Fournier, 2009). Des interactions avec des macrophytes invasives peuvent également avoir pour conséquence une régression des herbiers. L'introduction dans les années 80 en Méditerranée de l'algue tropicale *Caulerpa taxifolia*, suite à des rejets accidentels de l'aquarium de Monaco, a causé la perte d'herbiers de posidonies et de cymodocées par compétition spatiale (Ceccherelli & Cinelli, 1997, 1998). De même, la présence importante des épiphytes peut avoir des effets négatifs lorsqu'ils entrent en concurrence avec la plante hôte, vis-à-vis de la lumière. D'autres interactions biologiques comme un broutage excessif par des herbivores ou des bioturbations créées par des animaux fouisseurs (*e.g.* crevettes dans la baie de Willapa, USA, Dumbauld & Wyllie-Echeverria 2003) vont avoir une action négative sur les populations d'angiospermes marines. Larkum & West (1990) ont observé une perte de 45 ha d'herbier de posidonie en 2 ans en Australie par broutage d'oursins. De plus, des phénomènes géologiques sont susceptibles de modifier fortement ces habitats. Ainsi, un séisme peut surélever l'estran et des activités volcaniques peuvent priver l'herbier de lumière sous l'impact des cendres et des fumées. Le tsunami qui a sévi au large de l'Indonésie en 2004 a ainsi été responsable d'une perte de 600 ha d'herbiers par surélévation des fonds marins de 1 à 2 mètres (Gunawan et al., 2005). Des phénomènes météorologiques tels que la mousson ou une saison des pluies plus importante peuvent changer la salinité et la température des eaux côtières et avoir des impacts sur les herbiers. Enfin, les changements climatiques globaux, induisant un réchauffement des températures, une élévation du niveau de la mer (et donc augmentation de la profondeur), des intrusions salines accrues, une augmentation des rayons ultraviolets, une augmentation des gaz carboniques, des changements potentiels

des grands courants marins ou une augmentation des phénomènes tels que tempêtes et cyclones vont aussi affecter les herbiers (Short & Neckles, 1999; Björk et al., 2008).

0.1.3.2 Impacts anthropiques

Malgré toutes ces menaces naturelles, les menaces anthropiques pesant sur les herbiers sont beaucoup plus nombreuses et ont un impact beaucoup plus grand (Short & Wyllie-Echeverria, 1996; Hemminga & Duarte, 2000; Green & Short, 2003), d'autant plus que la localisation géographique des herbiers, sur les littoraux mondiaux, augmente leur vulnérabilité face aux populations humaines réparties de façon disproportionnée le long des côtes.

Les premières utilisations et destructions d'herbiers par les Hommes sont anciennes. Jusqu'au milieu du 20ème siècle, ils servaient pour l'agriculture, dans l'alimentation animale comme litières ou comme engrais (Hemminga & Duarte, 2000). Au Portugal, un mélange d'algues et d'herbiers de zostère et de ruppia constituait le "Moliço", utilisé comme fertilisant de sols sablonneux, dont la production pouvait atteindre 274 600 tonnes de ce mélange par an (Sousa-Pinto & Araújo, 1998; Cunha et al., in press). Pendant des siècles, les exportateurs vénitiens emballaient leur célèbre verrerie dans des feuilles de posidonies (FAO, 1987) qui servaient aussi à conserver le poisson et à le transporter vers les villes. On attribuait également aux herbiers diverses vertus médicinales, comme le traitement de maladies de peau ou de varices (Terrados & Borum, 2004). Dans le Nord-Ouest du Pacifique, les racines et les feuilles étaient consommées directement et le sont toujours dans le Sud-Est asiatique, comme en Indonésie, où les graines, appelées Pangam Mama, sont mélangées au lait de coco ou consommées telles quelles comme des cacahuètes. Ils pouvaient être brûlés afin d'en tirer le sel (Hemminga & Duarte, 2000). Les herbiers remplaçaient aussi la chaume des toits dans les pays nordiques (Fig.4-Terrados & Borum 2004) ou servaient de matériel isolant comme en Vendée (Perraudeau, 1998). Ils ont de surplus rembourré des matelas et coussins dans ces mêmes régions (Terrados & Borum 2004 et Obs. pers. Ecomusée du Daviaud) ou dans les petites îles françaises (Hily et al., 2003), où ils ont aussi été utilisés comme talus ou enceintes autour des champs.

Même si ces utilisations sont aujourd'hui marginales, il existe d'autres causes directes d'arrachage des herbiers, imputables aux diverses activités littorales comme à l'utilisation



FIGURE 4 – Maison danoise au toit de *Zostera marina*, photographie J. Borum, (Terrados & Borum, 2004)

d'engins de pêche (chaluts de fond) ou d'engins explosifs (pêche à la grenade, normalement mondialement interdite). En outre, les chalutages ne retirent pas seulement les pousses, ils abrasent le fond et remettent en suspension les sédiments. Les mouillages de bateaux, ancres, chaînes et utilisation de corps-morts peuvent engendrer également des dommages comme des sillons et des stries entraînant la mort des mattes (Ganteaume et al., 2005). Francour et al. (1999) ont estimé à 34 le nombre de pousses de posidonies détruites à chaque pose et retrait d'une ancre de bateau, contre 18 estimés par Peuziat (2009) pour *Z. marina* aux Glénans. Or la navigation de plaisance connaît un essor depuis les années 50, le nombre estival journalier de bateaux peut atteindre quasiment 700 dans cet archipel (Brigand et al., 2003). Avec une moyenne de 300 bateaux par jour, ce sont plus de 480 000 pieds qui sont arrachés par cette activité récréative lors d'un été. Creed & Amado Filho (1999) considèrent qu'annuellement 0,5 % des herbiers sont abîmés par les ancres des bateaux récréatifs dans le parc National marin Abrolhos au Brésil. Pareillement, la pêche à pied peut être fortement destructrice lorsqu'elle est pratiquée à outrance (Cochón & Sánchez, 2005). Les herbiers sont piétinés (ils sont par ailleurs moins résistants au piétinement que la végétation terrestre (Eckrich & Holmquist, 2000)) ou arrachés, bien souvent par des amateurs qui creusent avec des outils non conventionnels sur des surfaces parfois importantes pour récolter leur pêche (Fig.5, observations personnelles). Le tourisme peut également avoir des effets néfastes sur les herbiers. Sur l'île Maurice, les herbiers sont dé-

truits par les responsables des grands complexes hôteliers au nom du bien être des clients (Daby, 2003), étant perçus comme une pollution paysagère responsable de blessures envers les baigneurs. Il en est de même au Kenya, où l'accumulation des herbiers échoués est vue comme une nuisance pour le tourisme, dont il faut s'affranchir (Ochienga & Erfteimeijer, 1999). L'aquaculture est aussi à même d'avoir des conséquences sur les herbiers. La production de mollusques cultivés peut modifier le fonctionnement des écosystèmes côtiers. En effet, ces organismes vont consommer de la nourriture et produire des déchets pouvant altérer la qualité de l'eau ou modifier les propriétés des sédiments (Dumbauld et al., 2009). Les techniques employées pour améliorer le rendement et lutter contre les prédateurs, telles que l'épandage de graviers ou de coquilles d'huîtres, l'utilisation de filets de plastiques, les intrants chimiques ou la récolte mécanique vont transformer le milieu et impacter les herbiers. Cependant la présence d'une biomasse importante de mollusques peut avoir des effets également bénéfiques en diminuant la turbidité de l'eau et par des apports de nutriments liés à l'excretion dissoute et particulaires qui stimule la production des herbiers (Reusch et al., 1994). Des résultats ont montré que *Zostera noltii* augmentait son effort reproductif et étendait sa période de reproduction en réponse aux perturbations induites par la cueillette de mollusques (Alexandre et al., 2005). Enfin, une des causes principales de la disparition des herbiers est due à la réalisation d'aménagements le long des côtes. Il peut s'agir d'aménagements portuaires, de voies de communication, de câbles sous marins, qui s'accompagnent alors soit d'un arrachage direct des herbiers, soit de la remise en suspension des sédiments. On estime à 22000 km² la surface de la zone côtière européenne recouverte d'asphalte (Airoldi & Beck, 2007). La destruction de barrières de coraux, l'aménagement de digues, brise-lames et autre équipements susceptibles de modifier les grands courants marins et la sédimentation vont également influencer la croissance des plantes (Cunha et al., 2005). Dans certaines zones, le dragage du sédiment à des fins industrielles et commerciales (constructions, réapprovisionnement des plages) ou logistiques (besoin de maintenir en profondeur les chenaux de navigation) peut provoquer le déracinement ou le déchaussement des plantes, ou au contraire leur enfouissement (Erfteimeijer & Lewis III, 2006).

En plus de ces activités littorales, la destruction des herbiers peut être d'autre part la conséquence d'activités terrestres. Un plus fort ruissellement dû à la surexploitation



FIGURE 5 – Pêcheurs à pied en baie de Bourgneuf. A) Forte affluence de pêcheurs à pied lors d'une grande marée, sur l'herbier intertidal de *Zostera noltii* de la baie de Bourgneuf. B) Utilisation de pelles de jardinage pour la pêche à la coque. C) Parking sauvage sur l'estran. Photographies : A. Bargain, août 2010

des sols accroît les apports en nutriments qui peuvent engendrer des phénomènes d'eutrophisation. Ils se traduisent par des développements de microalgues dans la colonne d'eau limitant l'apport quantitatif et qualitatif de lumière aux herbiers. L'eutrophisation a été évoquée comme l'une des causes majeures du déclin mondial des herbiers (Short & Wyllie-Echeverria, 1996; Green & Short, 2003). Les rejets de polluants d'origine terrestres provenant de substances diverses (détergents, pesticides, hydrocarbures) par les eaux continentales causent une diminution de la vitalité des individus et peuvent occasionner des proliférations d'algues vertes responsables de l'étouffement total des herbiers par surabondance de nutriments (Burkholder et al., 2007; Pergent-Martini & Pergent, 2000). Enfin, les grandes catastrophes induisant des pollutions marines accidentelles peuvent toucher les herbiers, tant par leur effet toxique, l'engluement et l'étouffement, que par la dépollution qui induit un piétinement important de l'estran (Girin, 2001).

0.2 "*Homme libre, toujours tu chériras la mer*" (Beau- delaire) : pour une meilleure conservation des her- biers

Face à ces nombreuses menaces pesant sur les herbiers mondiaux et ce déclin avéré depuis le milieu du vingtième siècle, les scientifiques, mais aussi les administrations, insistent sur l'importance de protéger ces habitats afin d'en stopper les pertes et d'en améliorer la résilience. Cependant, les différents facteurs de déclin cités précédemment sont bien souvent liés entre eux, entrant en interaction les uns avec les autres, complexifiant ainsi la conservation et la protection. Des essais de plantations nouvelles ou de transplantations d'herbiers ont été menés avec plus ou moins de succès (Calumpang & Foseca, 2001; Den Hartog, 2000; van Katwijk et al., 2009), la destruction d'habitats étant presque toujours irréversible (Kirkman, 1996). L'intérêt qu'ils suscitent est récent et peu d'informations historiques sont disponibles. Aujourd'hui, un grand nombre d'herbiers n'ont pas encore été recensés sur la planète et les données sont rares ou difficiles à obtenir (Wabnitz et al., 2008). Les politiques de conservation n'ont commencé qu'au cours des années 80 (Spalding et al., 2003; Godet, 2008) et suggèrent avant tout de protéger les habitats menacés par la création de zones de protection ou de réserves, et par l'élimination des menaces directes et indirectes. Selon Spalding et al. (2003), la création d'aires marines protégées forme les meilleures mesures de protection. Ainsi, plus de 3500 aires marines protégées ont été créées depuis les années 60, mais aucune ne protège spécifiquement les herbiers et seules 247 sont connues pour les inclure dans leurs zones (Spalding et al., 2003). En France, les aires marines protégées relèvent de 6 catégories : les parcs nationaux, les parcs naturels marins, les zones affectées au conservatoire du littoral, les réserves naturelles, les arrêtés de protection de biotope et les sites Natura 2000. Le **Réseau Natura 2000**, réalisé à l'échelle européenne sous l'égide de deux Directives, doit être transposé en droit interne à l'Etat (l'Etat doit adopter des lois ou décrets) pour être appliqué. La première directive est la Directive "**Oiseaux**", destinée à protéger les oiseaux sauvages de l'Union Européenne par la création de Zones de Protections Spéciales (**ZPS**). L'Etat doit réaliser au préalable des inventaires de Zones d'Intérêt Communautaire pour les Oiseaux (**ZICO**),

qui seront ensuite classés ZPS par la Commission Européenne. La Directive "**Habitats**" est quant à elle destinée à protéger des espèces de faune et flore sauvage par la création de Zones Spéciales de Conservation (**ZSC**) (ou Sites d'Importance Communautaire, **SIC**, avant confirmation de leur importance patrimoniale par la communauté Européenne). Ces deux directives ont pour objectif de concilier à la fois la présence d'activités économiques, sociales ou culturelles et la préservation d'espèces et d'habitats naturels, par l'élaboration de documents d'objectifs, outils de planifications réalisés en concertation avec les usagers locaux. En France cependant, seuls les herbiers de posidonies sont protégés en tant qu'habitats remarquables du réseau Natura 2000 (annexe IV de la Directive). En outre, les herbiers sont également répertoriés par la convention OSPAR, entrée en vigueur en 1998, pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du nord-est, en tant qu'habitat menacé, sensible et en déclin, ayant un rôle écologique significatif (OSPAR, Commission, 2008). C'est une fois de plus aux Etats d'adopter des mesures nécessaires pour faire appliquer la convention, notamment le principe de précaution et le principe de pollueur payeur face aux pollutions marines. De plus, la "Directive Cadre sur l'Eau" (DCE) (2000/60/CE), politique européenne pour la gestion et la protection des eaux, a retenu les herbiers de zostères comme un indicateur de la qualité des écosystèmes aquatiques et des masses d'eaux. Toujours à l'échelle européenne, la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (**DCSMM**, 2008/56/CE), transposée dans le code de l'environnement (articles L 219-9 à L 219-18 et R 219-2 à R 219-17), établit des règles communes de la politique maritime intégrée de l'Union Européenne afin de maintenir un bon état écologique du milieu marin : le milieu marin est un patrimoine précieux qu'il convient de protéger, de préserver et, lorsque cela est réalisable, de remettre en état, l'objectif final étant de maintenir la diversité biologique et de préserver la diversité et le dynamisme des océans et des mers et d'en garantir la propreté, le bon état sanitaire et la productivité (Journal officiel de l'Union européenne, 25.6.2008). Des plans d'actions sont réalisés dans ce but : il s'agit tout d'abord d'évaluer l'état écologique initial, puis d'utiliser des indicateurs afin d'estimer ce bon état écologique, et notamment la diversité biologique, le nombre et la qualité des habitats et la distribution et abondance des espèces, et citent particulièrement les herbiers de posidonies. Pour cela, il est nécessaire de définir des objectifs environnementaux et des indicateurs associés, où sont également utilisés les herbiers, les herbiers de zostères per-

mettant spécialement de définir le niveau d'intégrité des fonds marins dans la sous-région marine Golfe de Gascogne (DCSMM Golfe de Gascogne, 2012). Enfin, des programmes de suivis et de surveillance sont établis. A l'échelle nationale, les Zones Naturelles d'Intérêt Ecologique Faunistique et Floristique (**Znieff**) de type 1 et de type 2 permettent également de mettre en place des zones de protection. Les Znieffs visaient originellement à recenser les milieux particulièrement intéressants de France. Ils ont un statut légal depuis la loi Paysage de 1993, mais n'entraînent aucune mesures réglementaires. Ils sont simplement des outils de décision pour mettre en place des ZICO ou pour les documents d'urbanisme par exemple. Les Znieffs de type 1 contiennent des espèces ou habitats de grande valeur écologique et les Znieffs de type 2 contiennent des grands ensembles naturels ayant une cohérence écologique et paysagère.

D'autre part, la protection des herbiers passe nécessairement par l'obtention de données descriptives (ex. diversité, densité, biomasse) afin d'évaluer leur valeur écologique et économique ou déterminer la nature des dommages et menaces (Kirkman, 1996). En effet, l'estimation de l'évolution temporelle de la surface des herbiers, de leur densité ou de leur biomasse à différentes échelles (saisonniers ou annuelle) permet d'évaluer l'état de l'habitat et détecter les pertes éventuelles (Hemminga & Duarte, 2000; Leriche et al., 2004). Les cartes forment l'information la plus importante pour réaliser cette évaluation et distinguer les changements causés par l'Homme (Kirkman, 1996; Mumby et al., 1999). Le développement de cartographies d'herbiers permet ainsi d'évaluer les changements de distribution et d'abondance des espèces (Dekker et al., 2005) et d'obtenir une estimation des surfaces des herbiers mondiaux (Spalding et al., 2003). Cependant, l'étude cartographique des herbiers n'est pas toujours évidente. En effet, la présence de l'eau complique l'étude des écosystèmes aquatiques (Lehmann & Lachavanne, 1997), la végétation étant partiellement ou totalement immergée. En outre, l'étude synoptique du recouvrement ou de la biomasse de la végétation est également difficile. Celle-ci se fait bien souvent par prélèvements et mesures de terrain (Mellors, 1991; Oliveira et al., 1997; de Boer, 2000; Campbell & Miller, 2002; Abu Hena et al., 2007; Lean Sim Ooi et al., 2011), rendant la cartographie globale quasiment impossible. Cette méthode complexifie alors les études concernant la dynamique de ces différents paramètres et les comparaisons année après année. De plus, l'étude de la biomasse des herbiers par prélèvements, engendrant loca-

lement la destruction de celui-ci, est déconseillée notamment par la Directive Cadre sur l'Eau (Froden & Brasier, 2007). En effet, rien n'assure que les prélèvements, devant se faire exactement aux mêmes coordonnées géographiques (Heidelbaugh & Nelson, 1996; Krause-Jensen et al., 2004), n'ont pas d'impacts sur la repousse des herbiers. L'étude des changements sur du long terme et à large échelle, sur la globalité de l'herbier, ne peut être réalisée qu'à partir de données acquises non plus au sol mais aériennes, c'est à dire satellitales ou aéroportées (Kirkman, 1996).

0.3 La baie de Bourgneuf : des herbiers sous forte pression anthropique

0.3.1 Une large baie macrotidale où croissent herbiers de *Zostera noltii* et *Zostera marina*

La baie de Bourgneuf est une baie macrotidale du littoral Atlantique français ($2^{\circ}10'O$, $46^{\circ}57'N$) (Fig. 6). Située au sud de l'estuaire de la Loire, elle est limitée par la côte vendéenne à l'est et l'île de Noirmoutier au sud-ouest. Alors qu'elle est quasiment fermée au sud par le goulet de Fromentine (seuls 800 mètres sépare l'île du continent), elle est ouverte au Nord aux eaux océaniques et continentales de la Loire sur 12 km de largeur, lui conférant une superficie totale de 250 km² avec notamment 100 km² de zone intertidale. Les apports sédimentaires du fleuve en font une baie hautement turbide, envasée du nord vers le sud avec des concentrations journalières moyennes de particules en suspension oscillant entre 4 à 415mg.l⁻¹ (Dutertre et al., 2010). La mer peut se retirer sur une distance de 4 km lors des basses mers de vives eaux, découvrant de larges espaces constitués alors essentiellement de sédiments fins et meubles.

L'existence de ce substrat meuble et la partie abritée des influences océaniques par l'île de Noirmoutier forment des habitats privilégiés pour les herbiers. Deux espèces se rencontrent ainsi dans la baie, localisées à l'est de la côte noirmoutrine : *Zostera noltii* et *Zostera marina*. Alors que la première espèce se développe essentiellement dans le domaine intertidal, la deuxième espèce croît autour du 0 des cartes marines, une partie des herbiers se situant dans la zone subtidale. Il sera donc rare de rencontrer des zones

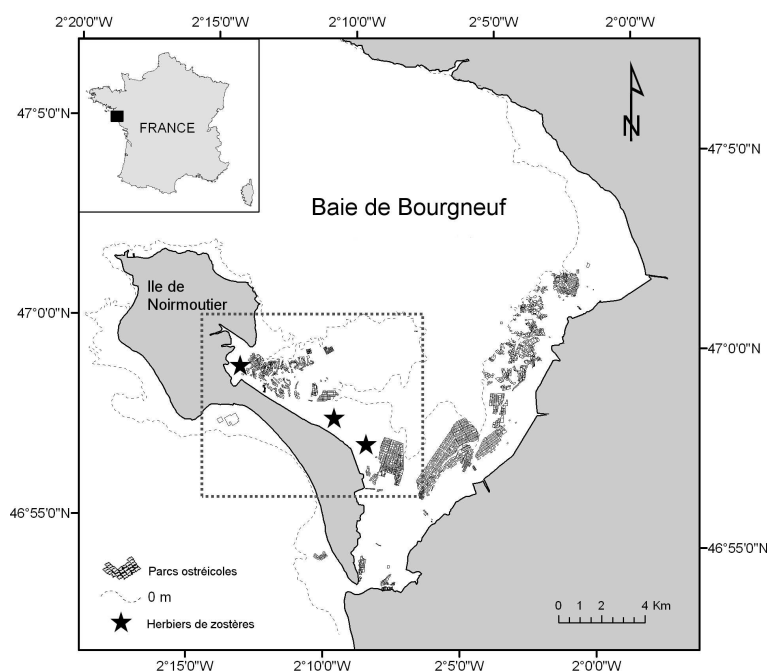


FIGURE 6 – Situation géographique de la baie de Bourgneuf et de la zone d'étude (encadré) d'herbiers pluri-spécifiques.

0.3.2 *Zostera marina* et *Zostera noltii*

Le genre *Zostera*, de la famille des Zosteraceae, compte au total 9 espèces. Elles ont chacune une à plusieurs racines attachées à des rhizomes herbacés rampants, et sur chacune une pousse avec 2 à 6 feuilles (Green & Short, 2003). Seules deux espèces sont présentes en Europe, que l'on retrouve dans la baie de Bourgneuf : *Zostera noltii* et *Zostera marina*.

0.3.2.1 *Zostera noltii*

Zostera noltii (Hornemann, 1832), également appelée zostère naine ou varech de noltii (Inventaire National du Patrimoine Naturel), est très largement distribuée dans les estuaires et les habitats abrités où les eaux ont une salinité et une turbidité assez basse, depuis la mer des Wadden (Pays bas) jusqu'en Mauritanie (Green & Short, 2003) (région 1 et 3 de la Fig. 2). Dotée d'un rhizome rampant de 0,5 à 2mm d'épaisseur (Auby, 1991),

cette espèce colonise essentiellement les sédiments meubles des zones intertidales. Sur le rhizome se trouvent des nœuds tous les 4 à 35 mm, où se développent de 2 à 4 racines et une pousse. Sur chaque pousse s'élèvent de 2 à 5 feuilles engainantes, de 10 à 40 cm de longueur et 2 mm de largeur (Auby, 1991) (Fig.7). Les pousses reproductrices mesurent 2 à 25 cm de hauteur et comportent 1 à 3 spathes (bractée membraneuse qui enveloppe l'inflorescence) enveloppant le spadice (inflorescence en épi), qui contient 4 à 5 fleurs mâles et 4 à 5 fleurs femelles. Pour croître, *Z. noltii* nécessite un pourcentage d'éclairement égal à 2% minimum (Peralta et al., 2002), avec une croissance maximale de la plante pour des valeurs intermédiaires de 42% de l'irradiance de surface. Les herbiers de *Z. noltii* se situant sur la zone intertidale essentiellement, il sera plus facile de les cartographier dès que la marée sera basse, par images aéroportées ou satellitales.

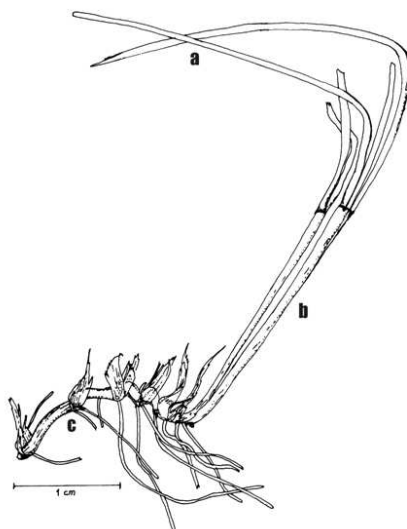


FIGURE 7 – Schéma de *Z. noltii*. a : Limbe (partie épigée). b : Gaine. c : rhizome

0.3.2.2 *Zostera marina*

Zostera marina Linnaeus, aussi surnommée "herbe de mer" ou "varech marin" a une distribution beaucoup plus étendue que l'espèce précédente. En effet, croissant dans des zones plus profondes subtidales, au substrat sableux ou sablo-vaseux, cette espèce s'observe aussi bien le long des côtes d'Amérique du Nord, du Groenland, d'Europe et du Japon (Green & Short, 2003) (région 1, 3 et 4 de la Fig. 2). Les feuilles, également engainantes, mesurent quant à elles jusqu'à 1,20 m de longueur en moyenne (Auby, 1991),

même si certaines peuvent mesurer plus de 2 m (Hily & Bajjouk, 2010), et 2 à 12 mm de largeur. Les pousses reproductrices portent de nombreux spathes, contenant eux-mêmes les spadices comptant une vingtaine de fleurs mâles et autant de femelles (Auby, 1991). Le rhizome portant les pousses est également rampant, de 2 à 5 mm de diamètre, avec des inter-nœuds de 10 à 35 mm de longueur, et une feuille à chaque nœuds. A chaque feuille rhizomatique se trouvent des branches portant 3 à 8 feuilles. *Z. marina* a besoin de plus de lumière que *Z. noltii* pour croître, avec un pourcentage nécessaire d'éclairement d'au moins 18% (Lee et al., 2007) (en moyenne, avec des mesures allant de 11% au Danemark à 29% aux Pays Bas).

0.3.3 Menaces sur les herbiers de la baie de Bourgneuf

Une enquête nationale lancée en 1933 concernant les herbiers sur les littoraux français atteste déjà de la présence d'hectares d'herbiers dans la baie de Bourgneuf depuis le début du 20ème siècle (Godet, 2008; Fournier, 2009). Des observateurs relèvent qu'en 1933, la destruction des herbiers était quasiment complète, cette destruction ayant commencé 7 à 8 ans auparavant, et que seuls persistaient quelques herbiers parmi les moules sur les fonds de vase assez dur et profond. Les 2 observateurs questionnés dans l'enquête imputent la destruction des herbiers au même facteur, la forte mer qui a régné l'hiver 1931-1932 et qui aurait déraciné les herbiers dans beaucoup d'endroits ou les aurait ensablés dans d'autres, par remise en suspension des sédiments. Ils assurent par la suite que les répercussions sur la pêche côtière sont importantes, les herbiers servant d'abris et de nourriture à un grand nombre d'espèces (mulets, bars, lieus, rougets, soles, plies, raies...). Le rôle écologique des herbiers était donc déjà connu et reconnu. Les pertes observées seraient sans doute également dues à la wasting disease ayant sévi dans les années 30. Aujourd'hui, les herbiers doivent au contraire faire face à une pression anthropique plus importante dans la baie, ayant trois origines principales : l'aquaculture, la pêche, et le tourisme. En effet, la baie est d'importance nationale pour la production d'huîtres, avec une production annuelle d'environ 13000 tonnes, soit 10% de la production française et 1120 ha de la baie sont occupés par des exploitations, situés en haut de l'estran (Fig. 6) (Natura 2000, Document d'objectifs, 2002), donc potentiellement en concurrence spatiale directe avec les herbiers. La mytiliculture est d'importance moindre, avec une production

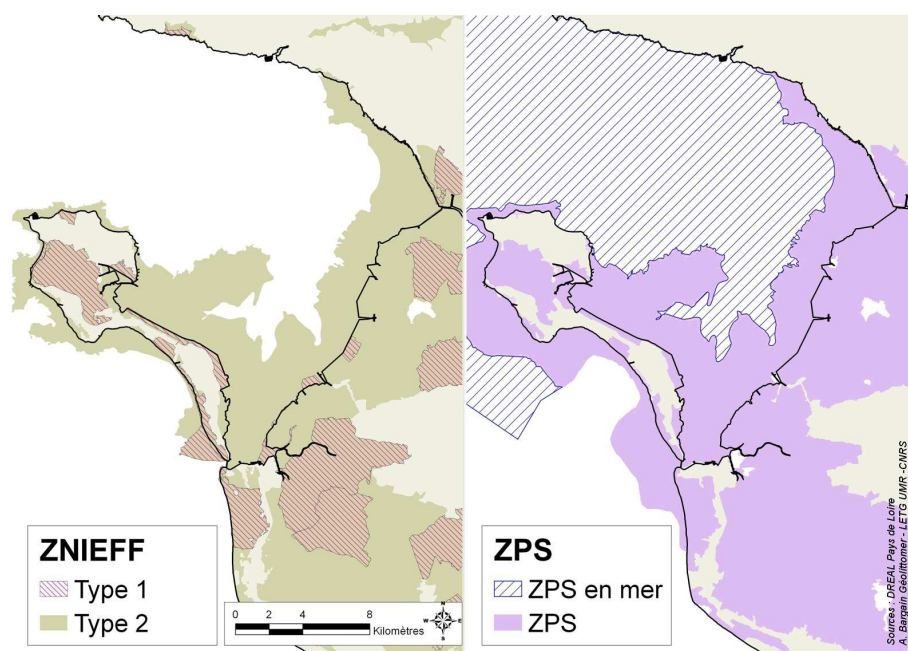


FIGURE 8 – Zones Natura 2000 en baie de Bourgneuf : Zones Naturelles d'Intérêt Faunistique et Floristique et Zone de Protection Spéciale

d'environ 1000 tonnes par an, en moules de bouchot, qui occupent cependant 198 ha de la baie. La pêche professionnelle est également importante dans la baie, que ce soit la "petite pêche" (civelles, soles), susceptible d'impacter les herbiers de *Z. marina* par arrachage, ou la pêche à pied (palourdes et coques), qui touchera surtout les herbiers de *Z. noltii*. La pêche à pied récréative est également très pratiquée, des comptages réalisés par l'Ifremer en 1993 et 1997 ont dénombré entre 3500 et 5500 pêcheurs à pieds lors des grandes marées estivales, sur toute la baie (Natura 2000, Document d'objectifs, 2002). Ce type de pêche, bien souvent réalisée au moyen d'équipement non appropriés, se fait habituellement au dépend des herbiers de *Z. noltii* qui sont déchaussés ou recouverts par du sédiment. L'Ifremer conseille cependant de prendre plus de mesures pour réglementer les activités engendrant une perte des herbiers (pêche à pied, dragage, mouillages de bateaux, rejets d'effluents...) (Auby et al., 2010), mesures qui ne sont pas encore réellement adoptées.

Les herbiers de la baie de Bourgneuf ne bénéficient pas de mesures de protection spécifiques en tant qu'espèces en soi, ils font cependant partie d'une ZICO réserve de chasse marine (FR5200653), la baie de Bourgneuf étant une importante zone pour la nidification et l'hivernage de nombreuses espèces d'oiseaux remarquables notamment migrateurs. C'est la première zone humide française pour la nidification du canard souchet et des limicoles

(Natura 2000, Document d'objectifs, 2002). Une partie a été classée en ZPS depuis 2006 : "Marais Breton, baie de Bourgneuf, île de Noirmoutier et forêt de Monts" (FR5212009) (Fig. 8) pour être un lieux de reproduction, nourrissage et hivernage de nombreuses espèces d'oiseaux d'intérêt communautaire. Le document d'objectif propose notamment de mettre en place des zones de tranquillité dans la baie pour préserver les herbiers et d'effaroucher les oiseaux vers ces zones. Les herbiers sont également compris dans un SIC du même nom (FR5200653) depuis 2003, constitué des marais, des dunes ou cordons dunaires et des forêts et du secteur maritime découvert à marée basse. Les habitats protégés par la Directive sont les "replats boueux ou sableux exondés à marée basse" (code Natura 2000 1140), où se trouve la zostère naine et les "Bancs de sable à faible couverture permanente d'eau marine" (Code Natura 2000 1110), où se situent les herbiers de zostères marines. Les principaux objectifs de conservation sont la préservation de la qualité des eaux marines, le renforcement des mesures de lutte ou de prévention des pollutions, la préservation des écosystèmes en luttant contre la prolifération d'espèces exogènes, l'application des réglementations concernant la pêche à pied et enfin la sensibilisation des acteurs locaux à l'intérêt du maintien des ressources. D'autre part, la baie de Bourgneuf est classée en Zone Humide d'Importance Nationale par l'Observatoire National des Zones Humides ayant classés ainsi les sites les plus représentatifs français, qui appelle à une bonne gestion de la ressource en eau douce et salée. À l'échelle nationale, les herbiers de la baie de Bourgneuf font partie de ZNIEFF de type 1 et de type 2 (Fig 8). Les vasières de la baie de Bourgneuf sont classés ZNIEFF de première génération (recensés avant 1994) de type 1, comme réservoir majeur de biodiversité. Les herbiers font aussi partie des espèces recensées dans la ZNIEFF de deuxième génération de type 2 "Île de Noirmoutier". Au niveau régional, les herbiers de *Zostera noltii* sont également dans la liste rouge des espèces dites vulnérables. Les listes régionales complètent les listes nationales pour protéger des espèces menacées au niveau local. Les espèces sont dites vulnérables si elles risquent de passer dans la catégorie en danger selon leur évolution ou si elles sont très rares (Lacroix et al., 2008). Ici les zostères naines sont considérées comme ayant une régression faible à stationnaire, voire en progression, mais très rares, donc déterminantes au niveau régional. *Zostera marina* est quant à elle déjà classée en danger de disparition. Elles sont considérées comme en régression mais très rares, également déterminante au niveau régional. L'arrêté

de protection du 25 janvier 1993 (NOR : ENVN9320049A) réglemente l'inscription des herbiers dans cette liste rouge régionale. Il interdit la destruction, la coupe, la mutilation, l'arrachage, la cueillette ou l'enlèvement, le colportage, l'utilisation, la mise en vente, la vente ou l'achat des herbiers de *Zostera noltii*.

0.4 Objectifs

Ce présent travail a pour but d'étudier la structure et la dynamique des herbiers de *Zostera noltii* dans la baie de Bourgneuf, située sur le littoral Atlantique. La structure fait référence à la surface occupée par les herbiers ainsi qu'à leur biomasse. Pour s'affranchir des difficultés liées aux méthodes d'échantillonnage exhaustif sur le terrain, des cartographies synoptiques utilisant la télédétection visible-infrarouge ont été développées. La télédétection, basée sur l'analyse du rayonnement électromagnétique réfléchi, permet d'obtenir des informations quantitatives et de cartographier des paramètres biophysiques (Phinn et al., 2008; Barillé et al., 2010). La méthode développée dans ce travail va s'appuyer sur l'analyse de spectres de réflectance pour la caractérisation qualitative de l'herbier (différenciation de l'espèce) et l'obtention de données quantitatives à partir de relations mesurées en laboratoire entre indices de végétation et biomasses. L'utilisation de la télédétection permet, contrairement à la photo-interprétation, d'exploiter pleinement l'information spectrale dans le visible et le proche infra-rouge et de discriminer les espèces avec plus de certitudes qu'avec les photographies aériennes (Fyfe, 2003). Le traitement d'images satellitales permet une cartographie synoptique réduisant *in situ* les prélèvements destructifs liés aux mesures de calibration et de validation. Le gain de temps et de main d'œuvre est considérable par rapport aux campagnes de terrain traditionnelles en particulier pour la cartographie de grande superficie d'herbiers et/ou localisés dans des zones peu accessibles (Ward et al., 1997; Mumby et al., 1999). La dimension novatrice de ce travail réside notamment dans l'analyse d'images hyperspectrales, encore très peu utilisée pour étudier les angiospermes marines.

Le premier chapitre de ce travail présente une synthèse des différentes méthodes employées pour la cartographie des herbiers. Nous mettrons en avant l'intérêt de la télédétection pour l'étude de l'évolution des herbiers de la baie de Bourgneuf.

Le deuxième chapitre est consacré à l'étude par spectroradiométrie des spectres de *Z. noltii* et à la détermination de relation entre la biomasse et des indices de végétation calculés à partir de ces mesures. De nombreuses études ont démontré qu'un grand nombre d'indices de végétation étaient sensibles à des facteurs externes, tels que l'influence du sol sur les réponses spectrales ou la réflexion spéculaire. L'efficacité de différents indices de végétation pour l'estimation de la biomasse de *Z. noltii* sur différents substrats a été évaluée en laboratoire. L'objectif principal est alors de trouver un indice de végétation permettant à la fois d'estimer la biomasse de l'herbier, et de réduire l'influence du sol sur les résultats obtenus. Un tel indice permet de s'affranchir des conditions de la zone d'étude, et d'utiliser la relation obtenue sur n'importe quel herbier de *Z. noltii*, quelle que soit sa localisation et le type de substrat. En complément de cette approche, l'influence de la phénologie de la plante sur les indices a été étudiée. En effet, *Z. noltii*, comme la majorité des angiospermes terrestres et aquatiques, connaît des variations saisonnières de concentration pigmentaire, qui peuvent avoir un effet sur la forme des spectres de réflectance, et en conséquences sur les mesures d'indices de végétation. Les contenus pigmentaires des feuilles ont été étudiés mensuellement, entre mars et novembre 2009, par Chromatographie Liquide à Haute Performance (CLHP). Ceux-ci ont été mis en relation avec les spectres de réflectance de différentes biomasses mesurés en laboratoire. Les indices sélectionnés lors de l'étude sur l'influence du substrat ont alors été testés mensuellement afin de savoir si certains pouvaient également réduire la variabilité due à la saisonnalité des pigments.

L'application des mesures obtenues en laboratoire aux images pour la cartographie de *Z. noltii* par télédétection fait l'objet de notre **troisième et dernier chapitre**. Le Normalized Difference Vegetation Index (NDVI, Rouse et al. 1973; Tucker 1979, a été appliqué à des images SPOT couvrant une période allant de 1991 à 2009. Après l'application de seuil, il a permis d'obtenir des cartographies surfaciques des herbiers. Puis une cartographie de la biomasse pour l'année 2005 a été réalisée à partir de la relation biomasse-indice de végétation obtenue en laboratoire. La cartographie des herbiers de *Z. noltii* dans la baie à partir de trois images hyperspectrales a également été mise au point, en testant deux méthodes différentes, l'une par utilisation d'indices de végétation, l'autre

par comparaison spectre à spectre. Des cartographies de la biomasse des herbiers de 2009 à 2011 a également été obtenue, par application des relations calculées au laboratoire dans le chapitre précédent. Afin de valider la méthode, ces résultats ont été confrontés à des mesures réalisées sur le terrain simultanément à l'acquisition des images. Ces différents traitements de télédétection ont permis d'obtenir une ébauche de la dynamique et de la structure des herbiers de *Z. noltii* dans la baie de Bourgneuf depuis 1991, dynamique qui sera discutée **en conclusion** de ce travail.

Chapitre 1

Cartographie des herbiers de zostères de la zone intertidale de la baie de Bourgneuf (France) par télédétection.

1.1 Télédétection : principes et applications à la cartographie des herbiers intertidaux

Depuis les années 80, le développement de la télédétection a créé une nouvelle vision de la planète (Lehmann & Lachavanne, 1997) et donne lieu à des cartes beaucoup plus précises, notamment grâce au développement du Global Positioning System (GPS). L'utilisation d'images satellitales constitue une avancée indéniable pour la cartographie des écosystèmes et se destine à devenir la plus importante technologie de surveillance et de gestion de l'environnement (Dahdouh-Guebas & Koedam, 2008). Elle permet, tout comme l'utilisation de photographies aériennes, de décrire les espaces de la surface terrestre les moins accessibles (pôles, déserts, ou comme dans notre cas zones marines). Mais l'utilisation de capteurs, en orbite autour de la Terre, permet également un suivi régulier et donc dynamique de ces espaces. C'est la seule technique qui acquiert des données aussi uniformément sur la totalité du globe (Hochberg & Atkinson, 2003). La première image satellitale a été obtenue en 1973 par le satellite Landsat. Cependant, la résolution spatiale de l'ordre de 80 mètres par pixel rendait la cartographie peu précise et l'exactitude des résultats était estimée à seulement 30 à 60% (Mumby et al., 1997). Depuis cette pre-

mière image, l'amélioration des capacités techniques des capteurs (résolution spatiale et résolution spectrale) donne lieu à un développement important de la cartographie des écosystèmes. La télédétection est aujourd'hui de plus en plus utilisée pour estimer quantitativement la végétation (biomasse, surface foliaire ou densité), essentiellement pour la végétation terrestre (Bannari et al., 1999; Haboudane et al., 2004; Mutanga & Skidmore, 2004a; Schlerf et al., 2005; Cho et al., 2007). Depuis une quinzaine d'années, cette technique a été appliquée à une grande variété de végétation, d'habitats ou d'écosystèmes aquatiques : les marais (Hardisky et al., 1984), les estuaires (Baban, 1997), les mangroves (Chauvaud et al., 2001; Nayak & Bahuguna, 2001; Dahdouh-Guebas, 2002; Dahdouh-Guebas & Koedam, 2008; Howari et al., 2009), les coraux (Mumby et al., 1997; Hedley & Mumby, 2002a; Hochberg et al., 2003; Hochberg & Atkinson, 2003; Karpouzli et al., 2004), les microalgues (Méléder, 2003; Méléder et al., 2003b; Combe et al., 2005; Kutser et al., 2006a; Jesus et al., 2006; Tang et al., 2006; Barillé et al., 2011), les macroalgues (Yang & Sykes, 2000; Hochberg & Atkinson, 2003; Sims & Dubois, 2001; Casal et al., 2011) ou les herbiers d'angiospermes marins (Ferguson & Korfmacher, 2005; Ward et al., 1997; Gullström et al., 2006; Howari et al., 2009).

1.1.1 Principes de la télédétection

La télédétection est l'ensemble des connaissances et techniques utilisées pour déterminer les caractéristiques physiques et biologiques d'objets par des mesures effectuées à distance, sans contact matériel avec ceux-ci (Paul et al., 1991), en utilisant l'étude de la réflexion et de l'émission du rayonnement électromagnétique (Bariou, 1978). Elle étudie les variations des radiations électromagnétiques réfléchies, émises et transmises d'une cible, en fonction d'un panel de longueurs d'ondes formant le spectre électromagnétique, découpé en plusieurs grands domaines selon leur fréquence (fig. 1.1).

En effet, les ondes électromagnétiques émises par le soleil mais aussi par les autres surfaces environnantes, vont être soit réfléchies, soit absorbées lorsqu'elles arrivent sur une entité, soit transmises par l'entité elle-même (Fig. 1.2), chaque objet ayant ses propres proportions d'énergie ré-émises ou absorbées. Les capteurs vont enregistrer la portion d'énergie réfléchie par l'entité, par rapport à l'énergie incidente. Des spectres de réflectance en fonction des différentes longueurs d'ondes sont obtenus, typiques de chaque entité

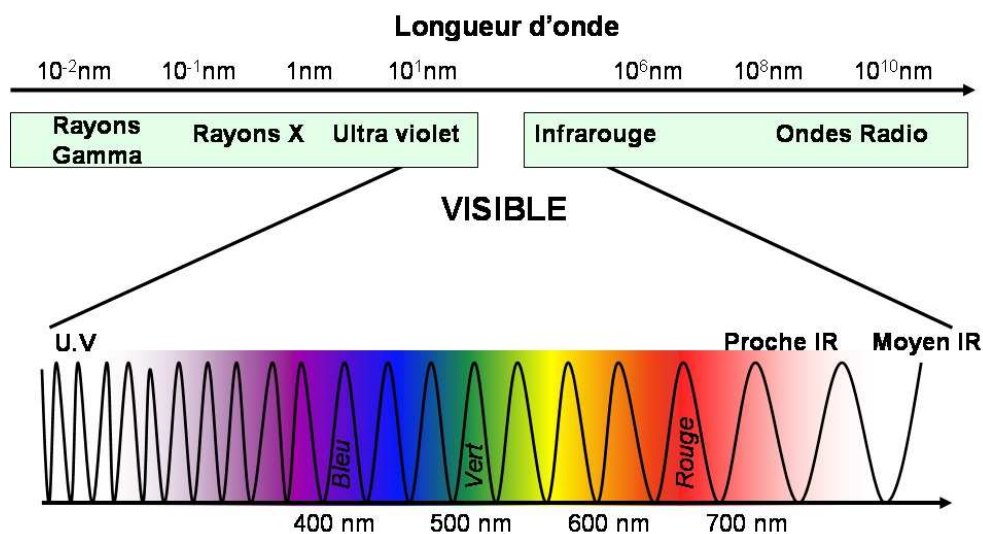


FIGURE 1.1 – Grands domaines du spectre électromagnétique, par longueur d'onde (nm). IR : Infrarouge

(Fig. 1.3). L'utilisateur va ensuite interpréter ces spectres, en se référant aux bandes d'absorption spécifiques et en utilisant des combinaisons mathématiques de bandes spectrales, appelés indices, pour discriminer ou quantifier les différents éléments du sol.

Le but principal de la plupart des études de télédétection est d'estimer et quantifier la végétation présente sur un site (Jackson & Huete, 1991). Ces études concernant la végétation exploitent essentiellement le domaine du visible (VIS, de 400 à 700nm), du proche infra-rouge (PIR, de 700 à 1500 nm) et du moyen infra-rouge (MIR, de 1,5 à 3

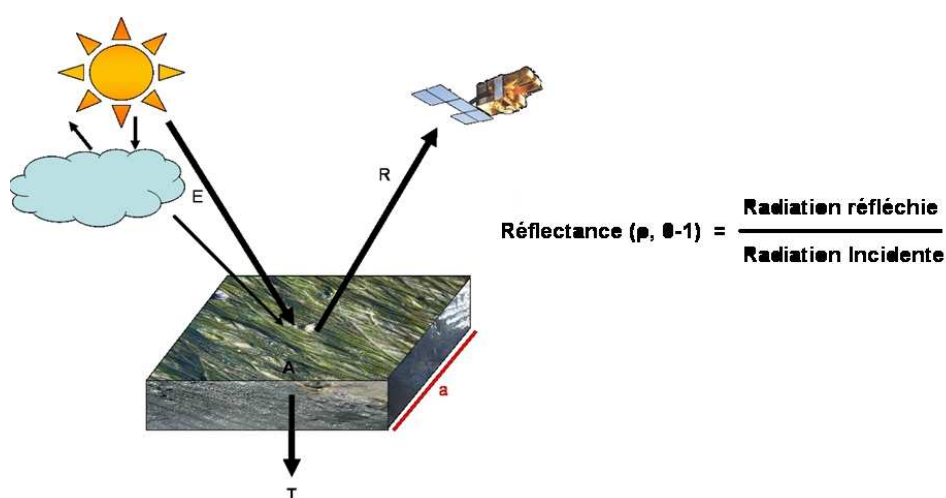


FIGURE 1.2 – Interaction des ondes électromagnétiques avec une entité de la surface terrestre. E : Rayonnement incident. A : Absorption. T : transmission. R : Réflexion. a : taille du pixel enregistré par le capteur (résolution spatiale)

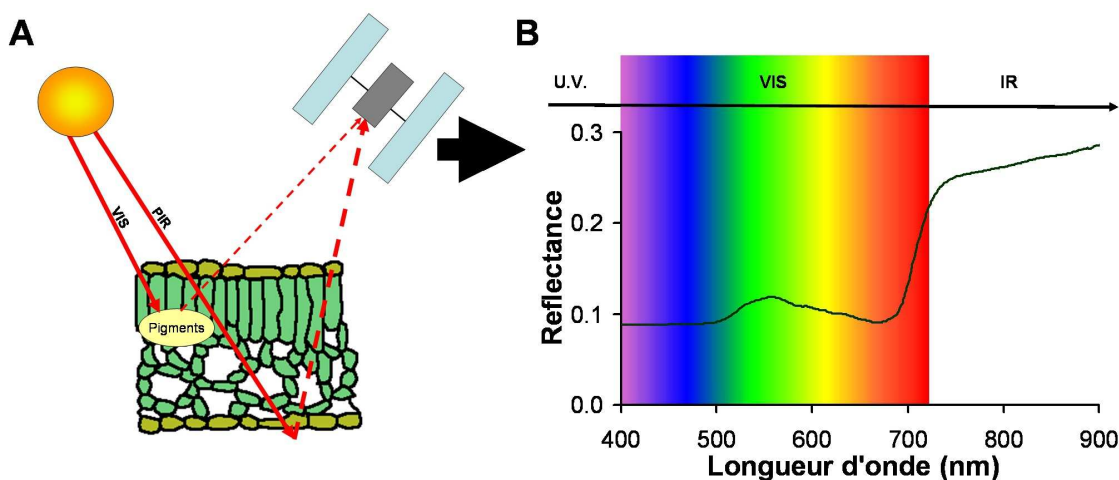


FIGURE 1.3 – A. Absorption et réflexion des longueurs d'onde par la végétation. Les longueurs d'ondes du visible (VIS) sont en grande partie absorbées par les pigments, alors que dans le proche infra-rouge (PIR) elles sont réfléchies. B. Spectre de feuilles de *Zostera noltii* mesuré par le capteur : la réflectance est faible dans le visible, due aux pigments photosynthétiques et accessoires, et forte dans le PIR, due à la structure de la feuille.

μm) (fig. 1.1). Dans le domaine du visible, l'absorption du rayonnement incident s'explique en premier lieu par la présence de pigments photosynthétiques et accessoires, alors que dans le PIR elle est due avant tout à la structure macroscopique (tridimensionnelle) et microscopique (structure cellulaire) du végétal (fig. 1.3) (Bariou, 1978). Les spectres de la végétation sont caractérisés par une forte absorption dans le bleu (autour de 470 nm), où absorbent la majorité des pigments présents dans la plante, et d'une manière plus fragmentaire dans le reste du visible (Bariou, 1978) : une fenêtre de transmittance dans le vert (autour de 550 nm) due à une forte réflectance des chloroplastes, plus ou moins importante selon les espèces, et une absorption marquée autour de 675 nm, bande d'absorption de la chlorophylle *a* (Chl *a*). Les pigments ayant la plus grande contribution à l'absorption étant ceux impliqués dans la photosynthèse (Chl *a*, Chl *b*, Caroténoïdes) (Chappelle et al., 1992). Dans le PIR, les ondes électromagnétiques sont essentiellement transmises ou réfléchies, ce qui confère au spectre de réflectance un saut important dans l'IR, pour former un plateau jusqu'au domaine de l'IR moyen, de pente et de hauteur variable suivant les espèces (Fyfe, 2004). Au delà de 900 nm, la présence de l'eau atténue fortement le signal pour la végétation aquatique. Deux conséquences importantes découlent de ces propriétés : plus la végétation sera dense et importante, plus la réflectance sera faible dans

le visible, et plus elle sera forte dans le PIR. La teneur en eau (humidité des feuilles ou présence d'eau de surface) va avoir un rôle important en diminuant la réflectance globale des végétaux. Ainsi, la déshydratation entraîne une augmentation de la réflectance par une modification de la structure interne et une part de rayonnement réfléchi plus grande.

1.1.2 Acquisition des mesures satellitaires ou aéroportées

Comme précisé précédemment, les capteurs mesurent la fraction des radiations incidentes qui seront réfléchies, en fonction des différentes longueurs d'ondes. Il peut s'agir d'un capteur satellital dont le vecteur est un satellite en orbite autour de la Terre, ou d'un capteur aéroporté. Chaque capteur a ses propres particularités de mesure, caractérisés par sa résolution spatiale, sa résolution radiométrique et sa résolution spectrale (Philipson, 2003). Les caractéristiques des principaux capteurs satellitaires utilisés pour la cartographie des zones côtières sont données table 1.1.

1.1.2.1 Résolution spatiale

La résolution spatiale correspond à la taille du pixel de l'image qui sera mesuré au sol, dépendante des capacités du capteur et de la distance entre la cible observée et la plate-forme. Plus le capteur est éloigné, plus la région observée est grande mais peu détaillée et imprécise. La résolution spatiale est donc la dimension du plus petit élément qu'il est possible de détecter. Si la résolution spatiale d'un capteur est de 20 mètres, on aura des pixels sur l'image équivalents à 20×20 mètres. La résolution spatiale peut varier du kilomètre pour les capteurs satellitaires utilisés dans les applications météorologiques (*e.g.* MVIRI sur METEOSAT, 2500 m de résolution spatiale) à la résolution de l'ordre du mètre pour les capteurs de plus haute résolution (Philipson, 2003) (*e.g.* Ikonos, avec un pixel de 4 m en mode multispectral, 1 m en mode panchromatique). Le satellite Landsat 5 Thematic Mapper est le premier qui a fourni des données spectrales à une résolution spatiale intéressante pour la cartographie de la végétation (30m) en 1984 (Dekker et al., 2005). Pour cartographier des entités telles que les herbiers, caractérisés par des croissances en tâches de l'ordre du mètre carré, la résolution spatiale nécessite d'être fine. Une résolution spatiale de plus de 20 mètres ne permettra pas de cartographier les pe-

Tableau 1.1 – Caractéristiques techniques des principaux capteurs satellitaires d'observation de la Terre susceptibles d'être utilisés à des fins environnementales. P= Panchromatique

Capteur satellital	Pays	Nombre de bandes spectrales	Résolution spatiale	Résolution spectrale	Emprise de l'image	Résolution temporelle
Landsat 4 et 5 TM (Thematic Mapper)	Etats-Unis	7	30*30m	TM1 : 450-520 nm TM2 : 520-600 nm TM3 : 630-690 nm TM4 : 760-900 nm TM5 : 1550-1750 nm TM6 : 10,4-12,5 μm TM7 : 2,08-2.35 μm	185*170km	16 jours
Landsat 7 ETM+ (Enhanced Thematic Mapper Plus)	Etats-Unis	7 + 1P	30*30m 15*15m P	TM1 : 450-520 nm TM2 : 520-600 nm TM3 : 630-690 nm TM4 : 750-900 nm TM5 : 1500-1700 nm TM6 : 10,4-12,5 μm TM7 : 2,08-2.35 μm 8 : 520-900 nm P	185*170km	16 jours
SPOT 1, 2 et 3 HRV (Haute Résolution Visible)	France	3 + 1P	20*20 m	XS1 : 500-590 nm XS2 : 610-680 nm XS3 : 780-890 nm P : 510-730 nm	60*60km	26 jours
SPOT 5 HRG (Haute Résolution Géométrique)	France	4 + 1P	20*20 m 5m*5m P (ou 2,5m en supermode)	XS1 : 500-590 nm XS2 : 610-680 nm XS3 : 780-890 nm XS4 : 1580-1750 nm P : 480-710 nm	60*60km	26 jours
MODIS TERRA (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer)	Etats-Unis	36 + 1P	250m (B1-B2) 500m (B3 à B7) 1000m (B8-B36)	de 400 à 1440 nm	2330*10km	24 heures
Quickbird-2	Etats-Unis	4	2,44m*2,44m 0,7*0,7m P	B1 : 450-520 nm B2 : 520-600 nm B2 : 630-690 nm B2 : 760-900 nm B2 : 450-900 nm	16,5 m*16,5m	3,5 jours

tits herbiers fragmentés. Les capteurs aéroportés fournissent aujourd'hui une très haute résolution spatiale, au détriment cependant de la surface totale couverte.

1.1.2.2 Résolution radiométrique

C'est la capacité d'un capteur à distinguer deux quantités voisines d'énergie, c'est à dire sa capacité à reconnaître des petites variations d'énergie. Elle va dépendre notamment du nombre de bits utilisés pour coder chaque pixel.

1.1.2.3 Résolution spectrale

La résolution spectrale est la capacité d'un capteur à distinguer deux longueurs d'ondes successives (Robin, 1995). Les bandes mesurées par le capteur sont d'une largeur et d'un nombre variable, la plupart des satellites ayant 2 à 4 bandes dans le visible et 1 à 3 bandes dans le PIR. La distance qui sépare deux pixels consécutifs, appelée pas d'échantillonnage spectral, va également définir la capacité de chaque capteur. Un capteur est dit multispectral lorsque la largeur des bandes est importante et qu'il est doté de peu de bandes spectrales (Tableau 1.1). Au contraire, un capteur de haute résolution spectrale, dit hyperspectral, a des bandes spectrales étroites (de l'ordre de quelques nm) et nombreuses (souvent plus de 100). Elles sont alors quasiment contiguës et permettront d'obtenir un spectre presque continu. Plus la résolution spectrale est élevée, plus la signature spectrale de l'entité mesurée est précise, plus les discriminations entre entités sont possibles (Fig. 1.4). Ainsi, le spectre obtenu avec le satellite SPOT ne donne qu'une idée globale de la réponse spectrale des entités (*e.g.* *Z. noltii*, Fig. 1.4), l'absorption par la chl *a* et le saut dans le PIR sont néanmoins perceptibles. Le spectre obtenu par le capteur HySpex est quasiment continu et permettra de mettre en avant plus de spécificités comme les bandes d'absorption spécifiques aux pigments ou la fenêtre de transmittance dans le vert. Chaque pixel de l'image ayant un spectre de réflectance unique, les informations obtenues lors d'une acquisition en télédétection sur ont donc en 3 dimensions : un géoréférencement (coordonnées X et Y) et un spectre associé. La figure 1.5, appelée cube hyperspectral, montre l'information portée par une image hyperspectrale de la zone d'étude en baie de Bourgneuf. La nature du capteur, les conditions d'acquisition et les traitements fournissent un code de lecture typique à chaque enregistrement (Wilmet, 2004).

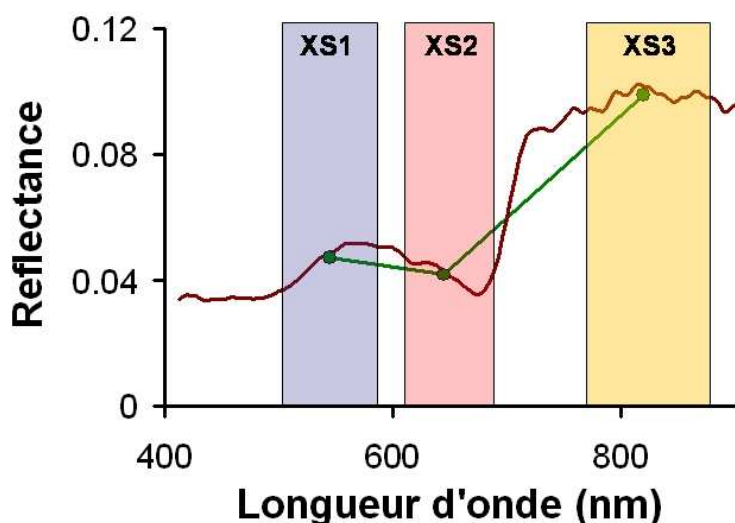


FIGURE 1.4 – Réponses spectrales des feuilles de *Zostera noltii* mesurées à deux résolutions spectrales : celle d'une image hyperspectrale HySpex (en gris) (160 canaux de 4,5 nm) et d'une image SPOT 5 (en vert) à faible résolution spectrale (3 bandes spectrales)

1.1.2.4 Acquisition des images : bruits et corrections

Les images, qu'elles soient satellitaires ou aéroportées, sont généralement accompagnées de perturbations parasites, appelées bruit. Celui-ci provient tout d'abord de l'instrument lui-même (*e.g.* mouvements de l'avion, calibration de capteur). Il est alors généralement le même sur l'ensemble des spectres de l'image. Lors de l'acquisition d'une image, les valeurs radiométriques sont codées entre 0 et 255 pour un capteur d'une capacité de huit octets. Le capteur affecte à la luminance minimale la valeur de 0 et à la luminance maximale la valeur de 255. Chaque valeur de luminance est donc fournie par la relation $VR = G \cdot L + O$, avec VR la valeur radiométrique, L la valeur de luminance en entrée, G le **gain** (pente de la droite de régression) et O l'**Offset** (ordonnée à l'origine), ces deux dernières valeurs dépendant de chaque capteur. Lors de la numérisation du signal, celui-ci peut être passablement modifié par le capteur, la valeur enregistrée est en réalité une valeur issue de la luminance pure et du bruit de fond dû spécifiquement à celui-ci. Ce bruit de fond est quantifié par le rapport signal/bruit, rapport de l'intensité du signal pur sur l'intensité du bruit. On peut augmenter ce rapport (et donc diminuer la part du bruit) en augmentant l'intensité du signal, le bruit instrumental est donc plus fort pour un signal faible (avec une cible foncée par exemple). En outre, l'atmosphère a également des effets sur l'acquisition des images qui généralement varient en fonction des longueurs d'ondes et



FIGURE 1.5 – Cube hyperspectral : information portée par une image hyperspectrale dans trois dimensions. Deux sont de nature spatiale (longitude et latitude), le troisième représente l'axe des bandes spectrales correspondant à des longueurs d'onde croissantes. L'image acquise par le spectroradiomètre imageur Hypspec correspond à l'herbier de *Zostera noltii* dans la zone intertidale qui jouxte l'île de Noimourtier en baie de Bourgneuf.

du pixel de l'image. En effet, le signal traverse par deux fois l'atmosphère avant d'arriver au capteur, lorsqu'il est émis et arrive au sol, puis lorsqu'il revient de l'entité vers le capteur. L'atmosphère va également absorber, transmettre ou réfléchir certaines longueurs d'ondes. Afin de retirer l'influence de l'atmosphère, des corrections atmosphériques vont être nécessaires. Celles ci peuvent se faire de différentes façons, par correction empiriques ou par utilisation de modèles de transfert radiatif (Ferrier, 1995; Gao et al., 2006), il est également possible de combiner ces deux méthodes afin de corriger au mieux les bruits des images, notamment hyperspectrales. . Les méthodes empiriques consistent à mesurer sur

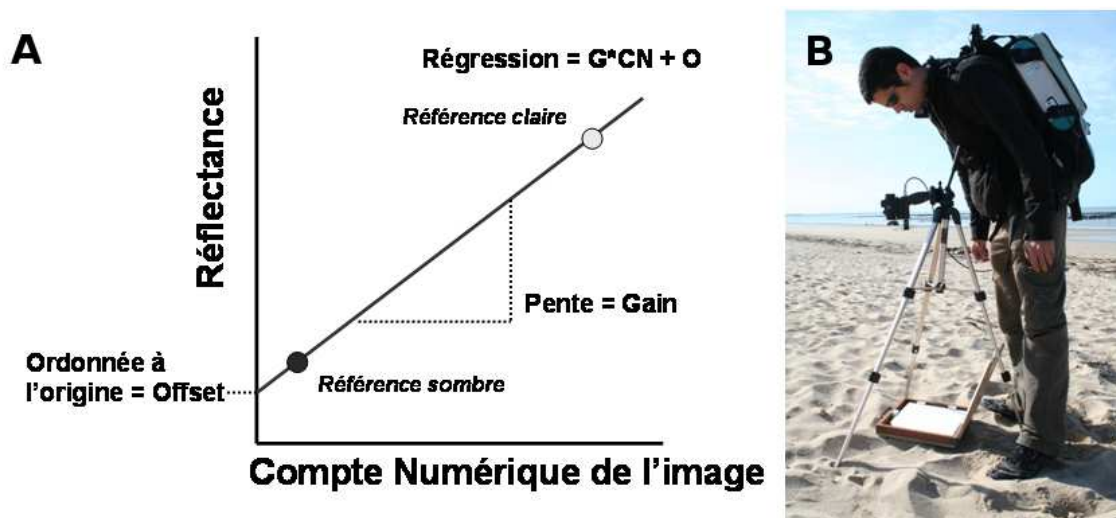


FIGURE 1.6 – A. Corrections atmosphériques par méthode empirique, basée sur des mesures de référence sombre et référence claire. L'équation obtenue permettra de fournir le Gain et l'Offset et ainsi de passer des comptes numériques de l'image aux valeurs de réflectance. B. Mesures des références blanches sur le terrain, étalonnage avec le spectralon® (Photographie A. Bargain, Septembre 2011).

le terrain à l'aide d'un spectroradiomètre au moins deux cibles, généralement au moins une cible sombre et une cible claire. En comparant les réponses spectrales obtenues sur le terrain et sur l'image, il est possible d'obtenir une régression linéaire qui nous fournira alors le gain et l'offset, permettant de convertir les CN en réflectance (Smith & Milton, 1999) (Fig. 1.6). L'équation obtenue sera ensuite appliquée à chaque bande spectrale de chaque pixel de l'image. Cette méthode nécessite d'avoir des cibles homogènes sur une surface suffisamment grande, accessible pour les mesures de terrain et invariables dans le temps (Baugh & Groeneveld, 2008). La méthode la plus répandue consiste néanmoins à appliquer des modèles de transfert radiatif qui estiment et corrigent les effets de l'atmosphère, en évaluant les absorptions par les gaz atmosphériques, la vapeur d'eau ou les diffusions par les aérosols. Les spectres de transmittance de ces différentes entités sont simulés en se basant sur des valeurs de bandes d'absorption. Les modèles utilisent également des paramètres tels que la position du soleil lors de l'acquisition ou la géométrie de la surface étudiée.

1.1.3 Méthodes d'analyse et d'extraction de l'information

Une fois l'image corrigée des bruits et des effets atmosphériques, différentes méthodes existent pour discriminer les entités ou quantifier des paramètres, utilisant les informations spectrales portées par chaque pixel, afin d'obtenir des cartographies précises des écosystèmes et de leur végétation.

1.1.3.1 Les classifications

Les classifications permettent de regrouper dans des groupes, appelés classes, tous les pixels présentant une similarité, les objets présentant une signature spectrale semblable étant considérés comme identiques. Le but d'une classification est d'être aussi objectif que possible concernant la discrimination des classes d'entités (Dekker et al., 2005). La cartographie obtenue présente alors des grandes catégories d'entités de l'image (*e.g.* espèces de végétation, type d'occupation du sol etc.). Deux grandes types de classifications existent : la classification supervisée et la classification non supervisée. La classification supervisée définit au préalable certains pixels et spectres de référence constituant une bibliothèque (ou librairie) spectrale. Le logiciel décompose les spectres en vecteurs dans un système de coordonnées à n dimensions, où n est le nombre de bandes spectrales et où chaque vecteur représente la valeur numérique prise par chaque bande pour chacun des pixels. Il rapproche ensuite soit la valeur maximale et minimale prise par chaque pixel sur chaque bande et applique ensuite un seuillage (distance minimale), soit par probabilité équivalente autour des centres de gravité de chaque vecteur (maximum de vraisemblance), soit en calculant l'angle spectral formé par les deux vecteurs (*e.g.* Spectral Angle Mapper, SAM). Le SAM est l'une des méthodes les plus utilisées en télédétection hyperspectrale (Bakker & Schmidt, 2002; Keshava, 2002; Lumme, 2004). Il permet de ne pas prendre en compte les effets d'albédo ou d'éclairement (Philipson, 2003). La classification supervisée peut se faire également à partir de néo-canaux (algorithme permettant de créer des nouvelles valeurs à partir des valeurs existantes) (Chust et al., 2008) ou à partir de spectres de terrains mesurés par spectroradiométrie (Mumby & Edwards, 2002; Louchard et al., 2003; Pasqualini et al., 2005), ou de spectres enregistrés à partir de l'image (utilisation de parcelles d'entraînement) (Hoffbeck & Landgrebe, 1996; Dekker et al., 2005; Howari et al., 2009).

L'inconvénient majeur des classifications supervisées est la non-transposabilité des classes de références, supposant des connaissances *a priori* du terrain, à d'autres sites d'études. La méthode demande également à l'utilisateur d'avoir déjà une base de connaissances des images à classer. La classification non supervisée au contraire n'utilise pas de spectres ou de parcelles d'entraînement. Ce sont des classifications automatiques appliquées à chaque pixel. Le logiciel définit lui-même des grandes classes d'entités (l'utilisateur peut lui en imposer le nombre ou non), auxquelles sont assignés par la suite les attributs correspondants par l'utilisateur. Le logiciel détermine des premiers groupements naturels, puis réitère la classification à plusieurs reprises pour affiner les résultats (Doerffer & Murphy, 1989).

1.1.3.2 Quantification des absorptions spécifiques : les indices spectraux

Les indices spectraux, et notamment les Indices de Végétation (IVs), permettent, à partir de transformations mathématiques réalisées sur les valeurs de réflectance des bandes spectrales des capteurs, de discriminer les entités ou quantifier des paramètres descriptifs comme ceux du couvert végétal, en y appliquant ensuite des valeurs seuils (Barillé et al., 2011). C'est une méthode rapide et relativement simple d'étude de la végétation par télédétection. Il existe une très grande variété d'IVs, qui se focalisent sur différentes variables (*e.g.* la teneur en pigments comme la chl *a* utilisée comme proxy de la quantité de matière végétale, la teneur en eau pour caractériser le stress hydrique, la surface foliaire, la biomasse, le stress en azote...). Ils sont aujourd'hui très utilisés pour étudier l'évolution de la végétation terrestre (Bannari et al., 1996). Plus la résolution spectrale est élevée, plus les possibilités d'algorithmes calculés entre les canaux sont grandes, allant des indices multispectraux simples aux indices plus complexes hyperspectraux issus d'analyses dérivatives (Demetriades-Shah et al., 1990) ou de l'application de modèles gaussiens modifiés (Combe et al., 2005). Il s'agit alors de sélectionner les canaux les plus adaptés, spécifiques aux caractéristiques étudiées. Les spectres étant différents pour chaque entités au sol, on utilisera ces différences pour construire les IVs, ces combinaisons de bandes étant choisies afin de minimiser les effets extérieurs et maximiser les différences recherchées (Daughtry et al., 2000). Il existe plusieurs façons de cataloguer les IVs, selon leur élaboration, ou suivant leur finalité. Alors que Jackson & Huete (1991) ou Qi et al. (1994) classent les indices en 2 groupes, d'un côté ceux qui utilisent les ratios, de l'autre ceux basés sur les

combinaisons linéaires (calculés à partir de distances, comme le Perpendicular Vegetation Index (Richardson & Wiegand, 1977)), Daughtry et al. (2000) quant à eux classent les IVs en 3 groupes : les indices dits intrinsèques n'opérant aucune correction de bruit, les indices basés sur les droites des sols, qui utilisent de surcroît des coefficients afin de corriger des bruits dus à l'influence du substrat, et les indices atmosphériquement corrigés. Les indices peuvent être des ratios, des différences, des ratios de différences ou de somme et des combinaisons linéaire de valeurs de bandes spectrales (ensemble d'un certain nombre d'équations linéaires) (Jackson & Huete, 1991). Les ratios normalisés permettent une comparaison entre images plus facile, les résultats étant compris entre généralement -1 et 1, ou 0 et 1. L'utilisation des ratios permettrait également déjà de s'affranchir un minimum des problèmes atmosphériques et d'éclairement (Robin, 1995), les variations d'albédo agissant comme un facteur multiplicatif sur les valeurs de réflectance étant gommés par l'utilisation de ratios, ce qui n'est pas le cas dans l'utilisation de simples différences par exemple. Le ratio normalisé le plus connu et le plus utilisé est le Normalized Difference Vegetation Index (NDVI, Rouse et al. 1973; Tucker 1979). Il utilise les propriétés spécifiques de spectre de la végétation, à savoir le saut situé entre les valeurs de réflectance pour les longueurs d'ondes rouges et le PIR, et a été construit pour être plus sensible à la végétation éparses par rapport au simple ratio (Jackson & Huete, 1991). Cependant, cet indice reste sensible aux variations des propriétés spectrales du sol (brillance, couleur) et est toujours difficile à interpréter avec des faibles couvertures de végétation (Rondeaux et al., 1996; Elvidge & Chen, 1995). De nombreuses modifications du NDVI ont alors été appliqués afin de réduire sa sensibilité liés à ces effets (Huete et al., 1985; Bannari et al., 1995, 1996). La plupart des IVs continuent cependant de se baser sur l'utilisation du rouge et du PIR (Gitelson et al., 2002). Gitelson et al. (2002) suggèrent néanmoins de ne se baser que sur l'utilisation du visible, le PIR étant spécifique à chaque espèce (architecture de la canopée, structure cellulaire, inclinaison des feuilles) et trop sensible aux variations imputables au cycle phénologique de la plante. Les indices de droite des sols, tout comme les indices corrigés de l'influence de l'atmosphère, utilisent des facteurs obtenus à partir de l'étude des spectres de réflectance du sol nu. Ainsi, le Soil-Adjusted Vegetation Index (SAVI, Huete 1988), le Modified SAVI (MSAVI, Qi et al. 1994), l'Optimization of Soil Adjusted Vegetation Indices (OSAVI, Rondeaux et al. 1996), l'Atmospherically Resistant

Vegetation Index (ARVI, Kaufman & Tanré 1992) ou l'Enhanced Vegetation Index (EVI, Liu & Huete 1995) incorporent des facteurs correctifs d'ajustement du sol, variant parfois avec la couverture de végétation comme c'est le cas pour le facteur "L" du SAVI, ce qui suppose une connaissance préalable du terrain. Cependant, la sensibilité de ces indices aux variations de concentration de chlorophylle par exemple serait également *a priori* réduite (Daughtry et al., 2000). Tous ces IVs réduisent cependant les caractéristiques spectrales à quelques longueurs d'ondes en perdant ainsi des informations, et ne prennent pas en compte la totalité de l'information, notamment la richesse des informations apportées par la résolution hyperspectrale. En outre, les comparaisons d'IV à IV calculés sur des images prises par différents capteurs n'est pas toujours possible, car selon les calibrations des capteurs, la résolution radiométrique ou spectrale, les résultats seront différents (Jackson & Huete, 1991). Il existe une autre catégorie d'IVs, permettant de limiter également l'influence du sol, basés sur l'analyse dérivative. Ces méthodes proviennent des analyses pratiquées classiquement en chimie analytique (Demetriades-Shah et al., 1990), et s'appliquent bien aux données hyperspectrales. L'utilisation de la dérivée première permet la localisation de longueurs d'ondes particulières comme le "Red Edge Inflexion Point" (REIP, Dockray 1981), qui est la position de la pente maximale entre le rouge et le PIR. Il est fréquemment utilisé pour quantifier la biomasse de végétation (Broge & Mortensen, 2002). Les dérivées secondes mettent en évidence les bandes d'absorption qui ne seraient pas forcément visible sur le spectre brut, tout en étant moins sensible aux variations d'intensité d'éclairement dues à l'angle solaire, aux nuages ou à la topographie (Tsai & Philpot, 1998). De meilleurs résultats sont obtenus cependant quand les spectres sont lissés, les dérivées étant très sensibles aux bruits (Demetriades-Shah et al., 1990; Tsai & Philpot, 1998), un lissage trop important entraînant néanmoins une perte d'information. Enfin, la modélisation du continuum (forme globale du spectre, incluant les contributions de l'albédo, la granulométrie, ou le contenu en eau) à partir de fonctions mathématiques linéaires, polynômiales et gaussiennes, et son retrait permet à la fois de retirer l'influence des ces facteurs extérieurs et l'identification des bandes d'absorption caractéristiques dont la profondeur sera proportionnelle à la variable recherchée (*e.g.* pigments, teneur en eau) (Combe et al., 2005; Verpoorter, 2009). Les IVs basés sur le retrait du continuum sont donc théoriquement moins sensibles au bruit et paramètres extérieurs.

1.1.3.3 Problèmes des mélanges spectraux

Dans un pixel, les réflectances portent en réalité des informations relatives à plusieurs entités et une variation spectrale peut avoir des causes de différentes origines : les pigments des plantes, comme évoqués précédemment, mais aussi une variation de la quantité d'eau et de l'humidité, la couverture de végétation, le type de substrat et sa surface visible, etc. Il est donc assez délicat d'utiliser des spectres purs acquis en laboratoire ou sur le terrain pour effectuer une classification supervisée sur l'image. Il faut réussir à déconvoluer les différents spectres purs qui viennent constituer le spectre général de réflectance du pixel. Les analyses en télédétection vont s'appuyer sur des modèles de transfert radiatif, permettant de relier les données radiométriques aux paramètres biophysiques (Bannari et al., 1996), où la diffusion de l'atmosphère, l'angle et la géométrie d'illumination et les propriétés de la surface sont normalement pris en compte. Ces modèles nécessitent des mesures de toutes les constantes optiques de l'image, et seront parfois simplifiés en n'utilisant que quelques spectres de références (Combe et al., 2005). Dans le cas de notre étude, les mélanges sont à la fois surfaciques (présence de plusieurs entités à la surface dans un même pixel) et à la fois intimes (superposition verticale des éléments). Le rayonnement va traverser les différentes couches (pellicule d'eau en surface, herbier puis substrat) et interagir avec chacune d'entre elles selon leur épaisseur. Dans le premier cas, le spectre du mélange correspond à un mélange linéaire, dans le deuxième cas, le mélange est non linéaire. Dans beaucoup d'études de la végétation, le mélange intime y est beaucoup plus important, la troisième dimension apportée par la canopée complexifiant le signal. Cette troisième dimension est réduite dans notre cas, les herbiers ayant une structure bidimensionnelle à marée basse. Le mélange sera donc essentiellement linéaire. Les modèles linéaires décomposent la réflectance mesurée en plusieurs composantes principales : la réflectance due au couvert végétal et celle due au sol nu, en négligeant souvent les interactions multiples entre les différentes entités. Une pellicule d'eau peut recouvrir les herbiers de *Z. noltii* et influencer la forme des spectres de réflectance en diminuant la réponse spectrale dans le visible mais surtout à partir du PIR. La technique du spectral unmixing utilise des spectres de référence d'entités pures (végétation et substrat par exemple) pour calculer la part de chacun de ces spectres dans chaque spectre des pixels de l'image. Cette technique peut être utilisée pour

quantifier les entités, par exemple l'abondance de la végétation.

1.2 Cartographie et étude quantitative des herbiers

1.2.1 La biomasse, paramètre descriptif de l'évolution des herbiers

La biomasse est la mesure de matière organique totale, soit la quantité de matière vivante d'une espèce végétale ou animale. Pour les herbiers de zostères, le rapport de poids sec pour une surface donnée (gramme de poids sec par mètre carré, g PS.m^{-2}) est souvent utilisé mais certaines études utilisent parfois le poids frais (Sfriso & Ghetti, 1998). Compte tenu de son expression en poids sec ou même frais, il est très difficile de l'estimer directement sans utiliser une méthode destructrice (Kutser et al., 2007). Cependant, l'utilisation de la biomasse comme paramètre descriptif est opportun, étant donné que tout changement de l'herbier quel qu'il soit aura des répercussions sur celle-ci (Kirkman, 1996). Par ses réponses rapides aux variations de facteurs extérieurs, la biomasse fait partie des caractéristiques biométriques utilisés pour caractériser les herbiers. Ce type de variable a été notamment mis en avant par la Directive Cadre sur l'Eau comme indicateur potentiel du bon état écologique et chimique des masses d'eau côtières (Auby et al., 2010). Différentes métriques (composition taxinomique, extension de l'herbier et développement des herbiers, dont la biomasse) sont ainsi retenues afin d'élaborer l'indicateur français de surveillance du statut écologique des herbiers. Les biomasses aériennes des herbiers bretons sont particulièrement suivies par l'Ifremer depuis 2007 sur des stations appartenant au Réseau de Contrôle de la Surveillance DCE. Les mesures de biomasse, très fréquentes dans la littérature, vont contribuer à fournir une première caractérisation d'un herbier et en réaliser sa description générale (Iverson & Bittaker, 1986; Jupp et al., 1996; Sfriso & Ghetti, 1998; Duarte et al., 2002; Hammerstrom et al., 2006; Freeman et al., 2008). Ces études présentent parfois des comparaisons inter-espèces (Jagtap, 1998; de Boer, 2000) ou inter-régionales (Abu Hena et al., 2007; Lean Sim Ooi et al., 2011). En outre, la biomasse est une variable largement utilisée afin de connaître l'influence de facteurs extérieurs sur la croissance et le développement de la plante. Ainsi, elle est relevée pour connaître

l'influence de facteurs tels que :

1. la lumière, liée à la turbidité (Iverson & Bittaker, 1986; Campbell & Miller, 2002) ou à la bathymétrie (Iverson & Bittaker, 1986; Nienhuis et al., 1989; Jupp et al., 1996; Terrados et al., 2006; Cabaço et al., 2009)
2. la qualité de l'eau (Campbell & Miller, 2002) dont la salinité (Nienhuis et al., 1989; Hillman et al., 1995; Irlandi et al., 2002), les nutriments (Udy & Dennison, 1997; Uku & Björg, 2005; Cabaço et al., 2007), l'eutrophisation (Cardoso et al., 2004) ou le carbone organique dissous (Nienhuis et al., 1989)
3. la température (Hillman et al., 1995)
4. l'hydrodynamisme (Auby & Labourg, 1996)
5. l'érosion (Cabaço & Santos, 2007)
6. la saisonnalité (Iverson & Bittaker, 1986; Sfriso & Ghetti, 1998; de Boer, 2000; Cabello-Pasini et al., 2003; Abu Hena et al., 2007) ou les aléas climatiques (Freeman et al., 2008)
7. la présence d'espèces animales comme les dugongs (de Iongh et al., 1995; Sheppard et al., 2007), les oursins (Oliveira et al., 1997; Maciá, 2000) les poissons (Unsworth et al., 2007) les oiseaux (Desmonts, 2007), ou la prolifération d'autres espèces végétales comme les macroalgues (Maciá, 2000).
8. les impacts anthropiques : impact de l'ancrage des bateaux, (Peuziat, 2009; Creed & Amado Filho, 1999), de l'algoculture (Eklöf et al., 2005), de la culture de mollusques (Alexandre et al., 2005), du piétinement (Eckrich & Holmquist, 2000), du dragage (McMahon et al., 2011) ou de l'utilisation du sol sur le continent (Irlandi et al., 2002; Freeman et al., 2008) induisant parfois un envasement des herbiers (Terrados et al., 1998).

Enfin, la biomasse peut être utilisée comme variable explicative du fonctionnement d'un écosystème. De cette façon, Stoner (1980) ou Bologna & Heck (2002) ont étudié l'impact de la biomasse des herbiers sur le peuplement de la macrofaune associée, Hovel (2001) sur la distribution des crabes juvéniles de Caroline du Nord, ou van der Laan & Wolff (2006) sur la sédimentologie circulaire originale du banc d'Arguin (Mauritanie).

Afin de pouvoir utiliser efficacement la biomasse comme variable descriptive de l'évolution d'un herbier, il est nécessaire de recourir à une échelle d'analyse suffisamment petite, c'est à dire à l'échelle de l'herbier entier. Cependant, la quasi totalité des études ont été réalisées à micro-échelle à partir de campagnes d'échantillonnages *in situ*. Les cartographies par photo-interprétation ou par télédétection n'ont presque toujours fourni qu'une estimation surfacique des herbiers alors qu'elles seules sont à même de fournir un inventaire d'habitats et un cadre spatial aux descriptions de base et aux programmes de surveillance.

1.2.2 Mesures de biomasse : campagnes de terrain et interpolation

Les campagnes d'échantillonnages, les plus utilisées pour étudier la biomasse, sont le plus souvent réalisées sur des périodes courtes, à l'échelle d'une saison, parfois d'une année mais rarement sur un temps plus long. Les mesures, descriptives, vont servir à étudier des phénomènes ponctuels, à comparer des caractéristiques des herbiers entre eux ou/et à expliquer leur localisation.

Les méthodologies adoptées pour mesurer la biomasse sont aussi diverses que les sujets traités, différant selon la finalité recherchée : les prélèvements se font tantôt aléatoirement (Lean Sim Ooi et al., 2011), parfois localisés par zones définies au préalable (Ochienga & Erftemeijer, 1999), d'autres le long de transects pour respecter un gradient (*e.g.* bathymétrie, Abu Hena et al. 2007; Cabaço et al. 2009), d'autres encore sur un quadrillage réguliers (Sheppard et al., 2007). Les herbiers sont prélevés dans des quadrats, ou des cylindres, de surface très inégale, avec ou sans réplicats. Les mesures sont également parfois réalisées en laboratoire (Longstaff et al., 1999). Les prélèvements sont ensuite rincés à l'eau claire, puis grattés des épiphytes, pour être ensuite passés à l'étuve afin d'en retirer l'eau. La méthodologie adoptée pour le séchage est très variable selon les études, la température allant de 60 à 115°C, pendant 24 à 72 heures. La majorité des études utilisent cependant 60°C, pour ne pas dégrader la matière organique, pendant 48h pour une déshydratation complète. Cette température et ce temps de passage à l'étuve sont ceux qui seront ainsi retenus pour les mesures de biomasse réalisées dans cette étude. Cependant, ces méthodes,

trop coûteuses en temps et en main d'œuvre et non reproductibles dans le temps, rendent difficile l'estimation de l'évolution d'un herbier. L'utilisation de photographies aériennes, de données satellitales et aéroportées est plus appropriée pour réaliser une cartographie synoptique de la biomasse.

1.2.3 Cartographie synoptique des herbiers d'angiospermes

1.2.3.1 La photo-interprétation

Malgré la prépondérance des travaux privilégiant les échantillonnages terrain, il existe d'autres méthodes, moins coûteuses en temps et permettant une cartographie beaucoup plus étendue, pour estimer quantitativement l'évolution des herbiers, comme l'estimation par photo-interprétation. Les premières photographies aériennes datent de la moitié du 19ème siècle. C'est au cours de la première et de la deuxième guerre mondiale que les suivis aériens réguliers de l'espace terrestre se sont développés. Les photographies aériennes constituent les seuls documents de rétro-surveillance disponibles pour réaliser un suivi surfacique des herbiers de zostères et peuvent permettre de remonter assez loin dans le temps. Elles ont de surcroît comme grand intérêt de pouvoir être intégrées dans des Systèmes d'Information Géographique (SIG) et donc exactement situées dans l'espace. Grâce aux SIG, il est également possible de stocker les données, les échanger facilement et de réaliser des traitements, notamment statistiques. En outre, la photographie aérienne, avec une résolution spatiale plus importante, est encore souvent préférée aux traitements des images satellitales (Dahdouh-Guebas & Koedam, 2008). La photo-interprétation se base préférentiellement sur des différences de couleur ou d'intensité de gris, mais peut également utiliser la texture ou la forme des objets. Cependant, il existe quelques contraintes d'utilisation pour cartographier les herbiers intertidaux : l'acquisition doit se faire à marée basse à faible nébulosité et l'image doit être correctement corrigée des distorsions géométriques. Il est également très difficile de réaliser une cartographie précise, qui permet de discriminer avec certitude les différentes espèces les variations d'éclairement pouvant perturber l'interprétation et être interprété comme une variation de densité ou de biomasse (Kirkman, 1996). L'information fournie n'est que semi-quantitative, aucune relation exacte entre la couleur du pixel et la biomasse ne peut être obtenue. En outre, de telles cartographies doivent faire

l'objet de campagnes importantes de vérification de terrain, et restent assez subjectives (Dekker et al., 2005). Un grand nombre d'étude ont utilisé la photo-interprétation pour estimer les superficies de couverture et non la biomasse (Iverson & Bittaker, 1986; Jagtap, 1998; Larkum & West, 1990; Bernard et al., 2007; Sheppard et al., 2007; Dolch et al., 2012), cartographiant parfois l'évolution sur plusieurs années en utilisant aussi bien des méthodes manuelles (Kendrick et al., 2000; Cunha et al., 2005) qu'automatisées (Kendrick et al., 2002). Des classifications non supervisées ont également été utilisées pour obtenir la cartographie des herbiers (Galdies & Borg, 2006; Andrade & Ferreira, 2011). Toutes ces études ont produit une cartographie binaire (absence/présence d'herbiers), ce qui leur a néanmoins permis d'obtenir une évolution de la dynamique d'un herbier à macro-échelle. La cartographie de la biomasse par photo-interprétation a cependant été réalisée par analyse de photographies couleur utilisées pour estimer la biomasse d'algues littorales (Doerffer & Murphy, 1989) ou les herbiers, à partir de régressions linéaires obtenues entre un pourcentage de recouvrement et des mesures terrain de biomasse correspondante servant de référence, régressions linéaires qui sont ensuite appliquées aux pourcentages de recouvrement observés sur les pixels de l'image (Mellors, 1991; Ochienga & Erftemeijer, 1999; Kutser et al., 2007; Sheppard et al., 2007). Cette méthode, même si elle limite les échantillonnages et la main d'œuvre sur le terrain, semble très coûteuse en temps passé pour la photo-interprétation. En outre, ces mesures sont fortement dépendantes de l'interprétation de chacun.

1.2.3.2 Cartographie des herbiers par télédétection

La télédétection est depuis une dizaine d'années de plus en plus utilisée pour la cartographie de végétaux aquatiques, et notamment pour les herbiers dans le Monde. La possibilité d'obtenir des images depuis les années 80 permet d'obtenir des cartes d'évolution relativement précises par un suivi à intervalles réguliers des enregistrements. Sur ce principe, le document d'objectif de la baie de Bourgneuf pour le site Natura 2000 conseille de suivre l'évolution des herbiers et caractériser l'influence respective des facteurs environnementaux et humains sur leur développement par l'exploitation des images satellitales disponibles depuis 1986, mises en relation avec les facteurs climatiques et l'évolution de l'activité ostréicole sur la même période. En effet, l'utilisation d'images satellitales permet

d'obtenir une évaluation de l'état d'un herbier à une échelle suffisamment petite tout en ayant une vue globale de l'évolution de celui-ci (Wabnitz et al., 2008). En outre, l'étude des herbiers au 1 :10 000, échelle considérée comme la plus adaptée par Kirkman (1996), ne peut être fournie que par des capteurs aéroportés qui permettent de détecter des changements de l'ordre de 5 mètres sur les bords de l'herbier. Cette échelle de détection est nécessaire pour juger du moindre déclin de l'herbier et en éliminer si possible immédiatement les causes, même si des études estiment que l'échelle des images satellitales est suffisante pour une bonne cartographie si l'herbier est suffisamment étendu (Ward et al., 1997). De plus, si la résolution des pixels n'est pas assez fine, les pixels correspondant à un mélange des informations portées par les diverses entités présentes (Doerffer & Murphy, 1989) risquent d'être plus nombreux, et la détection par des capteurs multispectraux plus difficile, en ne rendant pas de meilleurs résultats que ceux issus de la photointerprétation (Mumby et al., 1997). Cependant, les cartographies à partir d'images multispectrales SPOT, Landsat ou IKONOS-2 ont été réalisées avec succès, en utilisant des classifications supervisées (Chauvaud et al., 2001; Dekker et al., 2005; Wabnitz et al., 2008; Howari et al., 2009), non supervisées (Doerffer & Murphy, 1989; Ward et al., 1997) ou des Analyses en Composantes Principales qui consistent à transformer des variables corrélées entre elles en variables indépendantes les unes des autres (Meinesz et al., 1991; Ferguson & Korfmacher, 2005). Peu d'études ont utilisé les images hyperspectrales pour cartographier les herbiers intertidaux aujourd'hui (Phinn et al., 2008). Toutes ces études amènent généralement à une cartographie assez simple des herbiers, par pourcentage de couverture (0-25%, 25-50% etc.) ou de classes de densité (moyenne, faible, forte) (Chauvaud et al., 2001; Ferguson & Korfmacher, 2005; Gullström et al., 2006; Wabnitz et al., 2008), mais peu de cartographie de biomasse ont été obtenues. Cependant, à partir de ces méthodes, Guillaumont (1991) a mesuré la biomasse des Zostères par prélèvements sur le terrain dans des zones correspondant aux pixels d'une image satellitale. Elle a obtenu une relation quantitative entre la biomasse des zostères et le NDVI, présentant une saturation à partir d'un seuil de biomasse. Cette relation permet de mettre en évidence la possibilité de cartographier quantitativement les herbiers à partir d'images satellitales. Armstrong (1993) a ainsi cartographié les variations de biomasse des herbiers de *Thalassia testudinum* aux Bahamas en appliquant une régression entre des mesures de biomasse sur le terrain et des néo-canaux

obtenus à partir des bandes 2 et 3 de Landsat. Enfin, Mumby et al. (1997) ont utilisé des techniques similaires, des régressions entre des valeurs de biomasse et des néo-canaux sur 3 capteurs (Landsat, SPOT et CASI). Malgré toutes ces utilisations, la plupart des études insistent sur le fait que des vérifications terrain sont nécessaires (Doerffer & Murphy, 1989; Meinesz et al., 1991; Alloncle et al., 2005) afin de valider les résultats. Il s'agit alors d'effectuer des prélèvements sur le terrain d'une surface correspondant aux pixels de l'image, et de comparer avec les résultats obtenus par les traitements informatiques. De plus, l'utilisation d'images satellitaires pour la cartographie des herbiers intertidaux est souvent limitée en terme de choix tant par la date et l'heure d'acquisition que par l'influence de l'atmosphère (nébulosité) ou en terme de coûts, beaucoup plus élevés que des photographies aériennes ou des prélèvements *in situ* (Lehmann & Lachavanne, 1997).

1.3 Cartographie de l'évolution des herbiers de zostères dans la baie de Bourgneuf

1.3.1 Images utilisées

Les différentes images utilisées pour la cartographie des herbiers de *Z. noltii* dans la baie de Bourgneuf sont présentées tableau 1.2. Deux types d'images ont été utilisées : des images multispectrales du satellite SPOT depuis les années 90 et des images hyperspectrales du spectroradiomètre imageur HySpex acquises ces 3 dernières années.

1.3.1.1 Images multispectrales

Un panel important d'images SPOT (Satellite pour l'Observation de la Terre) a été traité afin d'obtenir la cartographie de l'évolution des herbiers dans la baie de Bourgneuf (Tableau 1.2). Depuis les années 80, la résolution temporelle du satellite met potentiellement à disposition un plus grand nombre d'images, bien que beaucoup moins fréquemment que pour des satellites comme MODIS ou MERIS, d'une résolution temporelle de l'ordre de quelques jours mais d'une résolution spatiale beaucoup trop large. En effet, le satellite passe tous les 26 jours au dessus d'un même point sur la Terre et fournit donc au moins une image par mois d'une même zone. De plus, celle-ci peut être ramenée à seulement 5

Tableau 1.2 – Images satellitales et aéroportées utilisées pour la cartographie de l'évolution des herbiers de *Zostera noltii* dans la baie de Bourgneuf. T.U. = Temps Universel.

Satellite	Capteur	Date d'acquisition	Résolution spatiale(m)	Heure d'acquisition (T.U)	Heure de basse mer (T.U)	Coefficient de marée
SPOT 2	HRV2	28/08/1991	20	11 :37	11 :39	90
SPOT 2	HRV1	20/08/1993	20	11 :33	11 :35	111
SPOT 2	HRV2	16/09/1996	20	11 :30	11 :47	87
SPOT 2	HRV2	17/10/1997	20	11 :20	12 :37	111
SPOT 1	HRV2	21/09/1998	20	11 :27	11 :15	89
SPOT 5	HRG1	18/09/2005	10	11 :29	9 :58	107
SPOT 2	HRV1	06/09/2006	20	10 :56	8 :24	77
SPOT 2	HRV2	02/06/2007	20	11 :23	10 :29	74
SPOT 2	HRV1	22/07/2008	20	11 :13	12 :28	80
SPOT 5	HRG1	08/09/2009	10	11 :22	11 :46	87
HySpex	VNIR-1600	22/09/2009	1	11 :00	11 :53	91
HySpex	VNIR-1600	10/09/2010	1	11 :00	10 :46	114
HySpex	VNIR-1600	29/08/2011	1	11 :00	10 :14	103

jours avec la possibilité d'orienter le miroir du satellite. Cependant, la cartographie des herbiers, nécessitant, en plus des paramètres habituels à la télédétection (couverture nuageuse réduite), à la fois un passage à marée basse d'un coefficient suffisamment important et une acquisition lors du développement maximal de la plante en fin d'été, a réduit considérablement le nombre d'images exploitables. Au total, 7 images ont été acquises avec SPOT 2 (1991, 1993, 1996, 1997, 2006, 2007 et 2008) et 1 avec SPOT 1 (1998), chacune ayant une résolution spatiale de 20 mètres. Depuis 2002, 2 images ont été acquises avec SPOT 5 (2005 et 2009), d'une résolution spatiale plus intéressante (10 mètres). SPOT 5 possède également une bande spectrale supplémentaire dans le Moyen Infra Rouge mais qui ne sera pas utilisée pour l'étude des herbiers de zostère. Toutes les images ont une couverture nuageuse inférieure à 8% sauf celle de 2007 où la couverture nuageuse est de 16%, mais les nuages sont situés sur la partie terrestre.

1.3.1.2 Les images hyperspectrales : les campagnes HySpex

Le laboratoire de Planétologie et de Géodynamique de l'Université de Nantes dispose depuis 2008 d'une caméra hyperspectrale HySpex, qui a été embarquée pour trois campagnes aéroportées en 2009, 2010 et 2011 (Tableau 1.2 et 1.3). Les campagnes ont été réalisées par la société Actimar, dans le cadre du programme GERRICO (Gestion globale des ressources marines et des risques dans les espaces côtiers) puis du programme GEO-

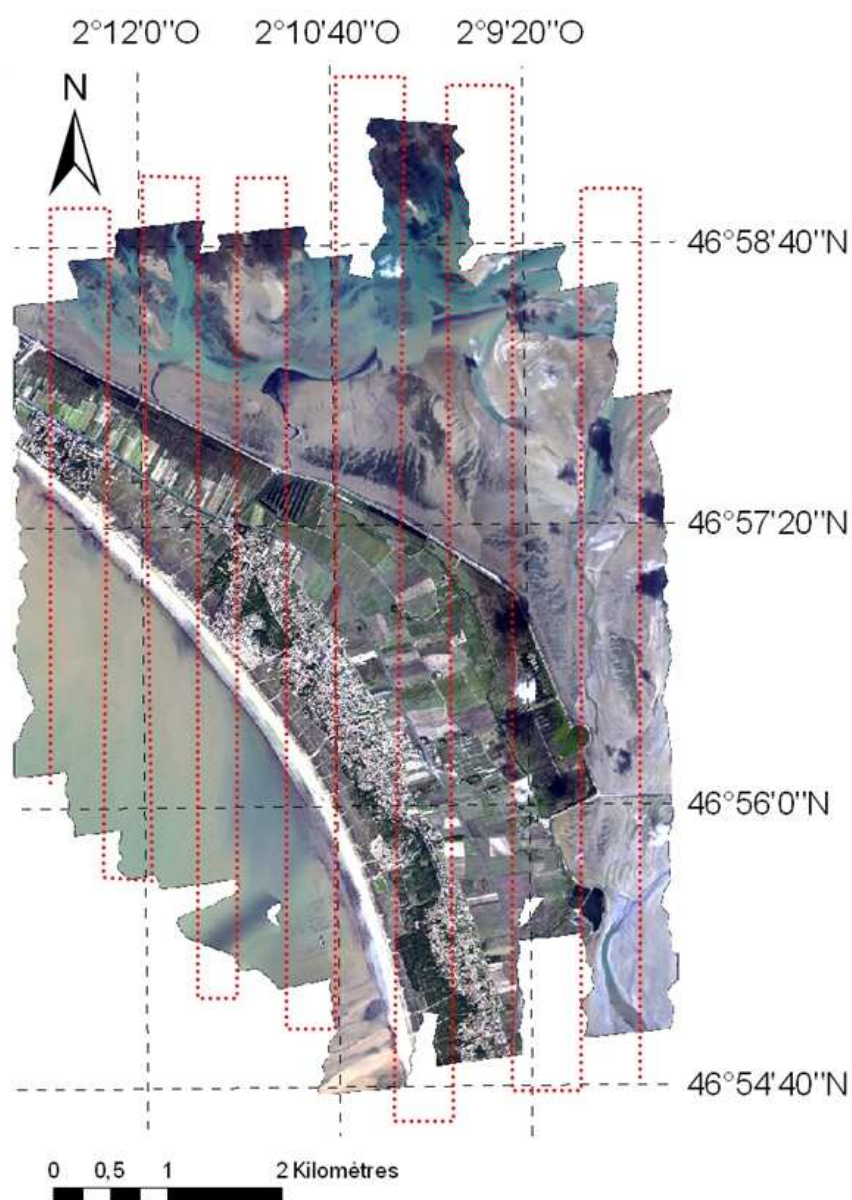


FIGURE 1.7 – Mosaïque réalisée à partir des 12 lignes de vols (en rouge) de la campagne aéroportée du 10/09/2010 avec le spectroradiomètre imageur HySpex

PAL de la région des Pays de Loire. La caméra hyperspectrale HySpex dispose de 160 bandes spectrales entre 400 et 1000nm, d'une résolution spectrale de 4,5nm et d'un pas d'échantillonnage spectral de 3,7 nm. Elle permet donc d'obtenir un spectre continu pour chaque pixel. Les mesures de réflectance acquises par le capteur aéroporté HySpex ont été géo-référencées et corrigées géométriquement des effets dus à la rotondité de la Terre, de sa rotation et des variations d'altitude de l'avion. La projection des images a été faite en WGS84, UTM zone 30N. Douze lignes de vol ont été effectuées en 2009 et 2010 pour

cartographier la zone occupée par les herbiers de zostères (Fig. 1.7), et quatorze lignes de vol pour l'image de 2011.

Tableau 1.3 – Caractéristiques de la campagne et des images HySpex. FWHM = Full Width at Half Maximum (largeur à mi-hauteur).

Caractéristiques	2009	2010	2011	
Capteur	HySpex VNIR-1600	HySpex VNIR-1600	HySpex VNIR-1600	SWIR 320-me
Plateforme	Piper Seneca II PA 34			
Nombre de lignes de vol	12	12	14	
Fauchée moyenne	750 m	780 m	777 m	615 m
Altitude du vol	2600 m	2600 m	2600 m	
Résolution spatiale	1*1m	1*1m	1*1m	2*2m
Gamme spectrale	400-1000 nm	400-1000 nm	400-1000 nm	1000-2500 nm
Résolution spectrale	4,5nm FWHM	4,5nm FWHM	4,5nm FWHM	6,25nm FWHM
Nombre de bandes spectrales	160	160	160	256

Lors de l'acquisition de l'image, chaque pixel est en réalité associé à compte numérique (CN), dépendant de la capacité du capteur (valeur d'énergie comprise entre 0 et 255 pour HySpex), suivant la luminosité. Un étalonnage à temps réel à bord de l'avion permet de transformer chaque valeur de CN en valeur de radiance pour chaque pixel. Les corrections atmosphériques ont ensuite été réalisées à l'aide du module FLAASH développé par l'Air Force Phillips Laboratory, Hanscom AFB and Spectral Sciences, Inc (SSI) (Fast Line-of-Sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes) (Adler-Golden et al., 1999). Basé sur un modèle de transfert radiatif de l'atmosphère MODTRAN (Berk et al., 1999) pour corriger les spectres mesurés, il va utiliser des variables physiques (aérosols, caractéristiques du vol, type de caméra, type de surface) et des données telles que la date et l'heure d'acquisition de l'image, la latitude et longitude ou la hauteur de l'avion. Les corrections atmosphériques, qui permettent de supprimer les effets de l'atmosphère et autres bruits dus à l'acquisition, et ainsi calculer exactement la part de l'énergie qui n'est pas directement réfléchié par l'entité à mesurer, vont permettre de passer l'image en réflectance. Aucune correction des effets topographiques (effets du relief) n'est à faire, le terrain d'étude étant quasiment plat. Une mosaïque des différentes lignes de vol a été réalisée sous ENVI à partir des géo-référencements, en choisissant de ré-échantillonner à

partir de la méthode des plus proches voisins. Puis les images ont ensuite été étalonnées (correction empirique par régression linéaire) avec un seul et même spectre de terrain acquis avec le spectroradiomètre ASD FieldSpec3FR[®], simultanément au passage de l'avion de 2010, sur une cible claire (un sable de haut de plage), afin de faciliter les comparaisons entre les 3 dates. L'influence de l'atmosphère est ainsi déduite en comparant la réflectance *in situ* et la réflectance enregistrée par le capteur, tout en permettant les comparaisons inter-annuelles des images. Une fois les corrections atmosphériques réalisées, la résolution spectrale de l'image a été ré-échantillonnée par une moyenne mobile de 9nm de largeur à mi-hauteur, afin de lisser les spectres et atténuer le bruit.

Avant tout traitement d'image, il a été cependant nécessaire de réaliser des mesures en laboratoire, permettant de simuler et d'étudier les différentes réponses spectrales des variations de biomasse des herbiers de *Z. noltii*. Les mesures réalisées en laboratoire en condition contrôlées, décrites dans le chapitre suivant, ont permis d'obtenir des régressions entre les valeurs de biomasse et les IVs, et d'étudier aussi bien le comportement des différents IVs avec des variations de substrat, ou selon le contenu pigmentaire des feuilles.

Chapitre 2

Spectroradiométrie et mesures de laboratoire : étude de l'influence du substrat et des variations de contenu pigmentaire sur les indices de végé- tation

Afin d'estimer les valeurs de biomasse d'une plante, on va fréquemment passer par l'estimation des concentrations pigmentaires, qui seront utilisés comme proxy (Thorhaug et al., 2007). Ainsi, il est admis que la concentration des pigments est directement liée à la biomasse de l'espèce (Blackburn, 1998b). Les spectres de réflectance des plantes sont soumis à l'influence des concentrations pigmentaires, ceux-ci absorbant des longueurs d'ondes spécifiques dans le visible (Fig. 2.1). Les IVs, calculés à partir des valeurs de réflectance des spectres et utilisent les profondeurs des bandes d'absorptions spécifiques aux pigments, permettent d'estimer alors ces paramètres quantitatifs de la végétation (biomasse, surface foliaire, densité), par relation empirique. Il s'agit donc d'obtenir des relations en laboratoire entre les IVs calculés sur des spectres de réflectance, et la biomasse, afin de pouvoir appliquer par la suite ces relations aux pixels des images satellitales ou aéroportées. Pour se faire, les réponses spectrales des différentes biomasses de *Zostera noltii* ont été testés par spectroradiométrie en laboratoire.

Cependant, il a été montré que les IVs sont sensibles aux paramètres extérieurs affectant la forme générale des spectres de réflectance (Blackburn, 1998a), comme la brillance, la couleur ou la granulométrie des particules du sol, surtout lorsque la végétation est éparse

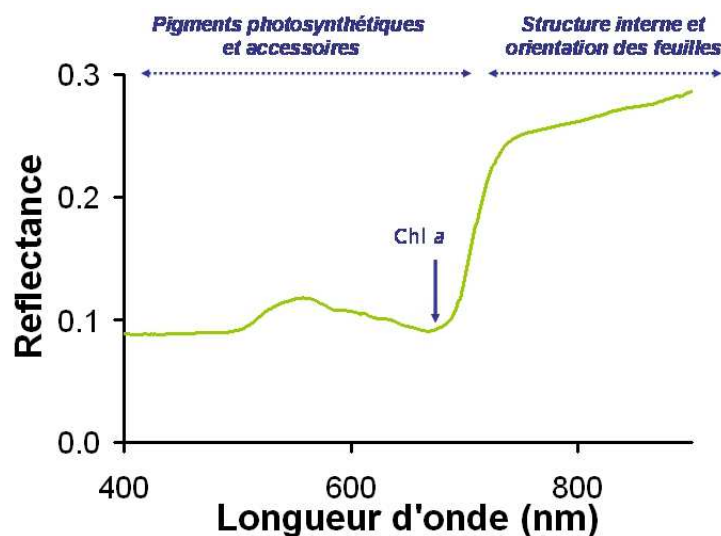


FIGURE 2.1 – Spectre de réflectance des feuilles de *Zostera noltii*, bande d'absorption de la chlorophylle *a* et principaux facteurs conditionnant la forme générale du spectre

(Asner, 1998). Ils sont donc soumis à l'influence des variations du sol sous-jacent, qui va faire varier notamment l'albédo et donc la hauteur globale des spectres de réflectance, et ainsi impacter la valeur des IVs. Or, Les herbiers intertidaux de *Z. noltii* croissent aussi bien sur des substrats vaseux à sableux (Ward et al., 1997; Philippart & Dijkema, 1995; Hily et al., 2003; Charpentier et al., 2005). Bien que la télédétection ait déjà été appliquée avec succès pour cartographier cette espèce (Guichard et al., 2000; Phinn et al., 2008; Barillé et al., 2010), l'utilisation d'une seule et même relation entre biomasse et IV mesurée sur un type de substrat est donc susceptible d'être biaisée sur un autre type de substrat, et ne pourrait s'appliquer à toutes les images. La sensibilité de différents IVs et leur efficacité pour s'affranchir de l'influence du sédiment sur les mesures spectrales ainsi que leur faculté à estimer la biomasse des herbiers de *Z. noltii* ont été testés, à partir de mesures réalisées en laboratoire, dans des conditions d'éclairage contrôlées, afin de ne pas être soumis à tout autre variabilité que celle du sol. Les herbiers ont été disposés sur 3 types de sédiments, de granulométrie, de couleur et de composition différentes, et des spectres de différentes biomasses ont été acquis. Ces réflectances ont été mesurées à l'aide du spectroradiomètre FieldSpec3FR® (Fig 2.2). Dans cette étude, les mesures ont été limitées au domaine du visible et du PIR (de 350 à 900 nm). En effet, l'eau résiduelle présente à la surface du sédiment ou des herbiers absorbe fortement les longueurs d'ondes au delà des 900 nm et agit donc trop fortement sur les spectres de réflectance et les indices de

végétation testés n'utilisent pas de longueurs d'ondes supérieures à 900 nm. Au total, une cinquantaine d'IVs ont été calculés à partir des spectres de réflectance. Seuls 24 indices ont finalement été retenus pour estimer l'influence du substrat : les indices les plus connus et utilisés (*e.g.* NDVI), et les indices construits originellement pour limiter son influence (*e.g.* le Soil Adjusted Vegetation Index, SAVI, Huete 1988 ou l'Enhanced Vegetation Index, EVI, Huete et al. 1994), calculés à la fois sur des données multispectrales à la résolution de différents capteurs (SPOT, Landsat, MODIS) ou sur des données hyperspectrales. Des indices utilisant des longueurs d'ondes bleues ($mND_{(705)}$, $mSR_{(705)}$ Sims & Gamon 2002) afin de corriger l'influence de la réflexion spéculaire ont également été retenus. Sur ce principe, deux indices ont été créés : le $mNDVI$ Landsat, et le $mNDVI$ hyper.

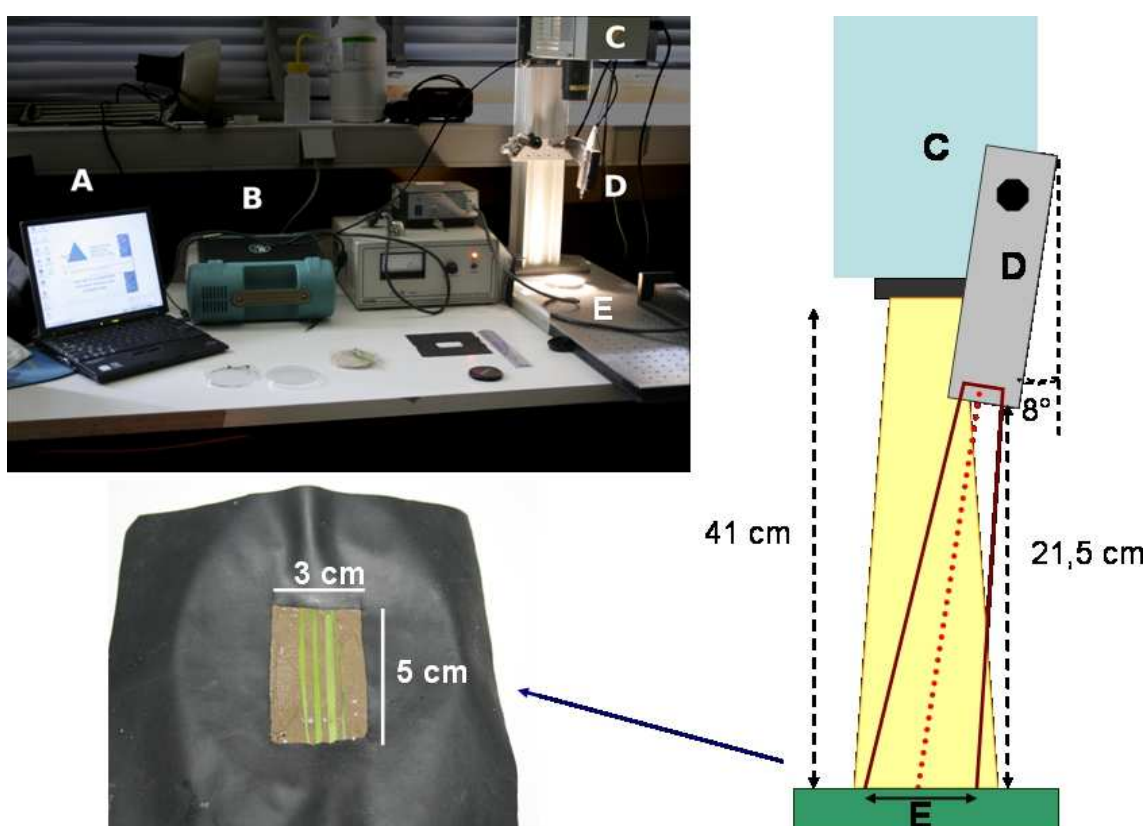


FIGURE 2.2 – Mesures des réponses spectrales en laboratoire. A : Ordinateur connecté au spectroradiomètre ; B : spectroradiomètre FieldSpec3FR[®] ; C : lampe à quartz de 12 volts ; D : Pistolet avec la fibre optique ; E : herbiers disposé pour les mesures de biomasse sur le sédiment et cache noir

De même, le sol sous-jacent n'est pas le seul paramètre à agir sur les IVs. Typiquement, les spectres de réflectance de la végétation entre 400 et 700 nm (VIS) sont contrôlés par les caractéristiques d'absorption de chaque pigment dans la feuille (Blackburn, 1998b).

Ces bandes d'absorption, liées au contenu pigmentaire, sont donc plus ou moins marquées suivant la concentration des pigments dans les cellules de la feuille. Les IVs, calculés à partir des formes des spectres de réflectance, sont liés à la profondeur des bandes d'absorptions, directement proportionnelles à la teneur en pigment. *Z. noltii*, comme tous végétaux supérieurs, connaît une variation de ces contenus pigmentaires au cours de l'année, par adaptation photosynthétique, suivant l'éclairement solaire (Jiménez et al., 1987; Blackburn, 1998b). Ces variations saisonnières ont donc potentiellement un impact sur les IVs, et par conséquent sur les relations construites en laboratoire entre ceux-ci et les mesures de biomasses, qui vont fluctuer suivant le moment de l'année. Les contenus pigmentaires ont été mesurés par Chromatographie Liquide à Haute Performance, une technique de séparation analytique dont le principe repose sur l'absorption spécifique en longueur d'ondes de chaque pigment et leur séparation selon leur temps d'élution et permettant l'obtention de données quantitatives (Brotas & Plante-Cuny, 2003). La technique de l'HPLC permet de gagner du temps et réalise de plus une meilleure discrimination des pigments dégradés (Brotas & Plante-Cuny, 2003; Brotas et al., 2007). Une identification et quantification mensuelle des pigments de *Z. noltii* ont été comparés aux spectres de réflectance mesurés sur des prélèvements aux mêmes dates (de Mars à Novembre 2009), et aux IVs calculés sur ces spectres, afin d'estimer la possibilité des variations significatives des contenus pigmentaires et leur impact sur les régressions biomasses-IVs.

2.1 Article 1 : Spectral response of the seagrass *Zostera noltii* with different sediment backgrounds

A. BARGAIN, M. ROBIN, E. LE MENN, A. HUETE AND L. BARILLÉ. *Aquatic Botany*, 98 (2012) 45-56

2.1.1 abstract

The efficiency of vegetation indices (VIs) to estimate the above-ground biomass of the seagrass species *Zostera noltii* Hornem. from remote sensing was tested experimentally on different substrata, since terrestrial vegetation studies have shown that VIs can be adversely influenced by the spectral properties of soils and background surfaces. Leaves placed on medium sand, fine sand and autoclaved fine sand were incrementally removed, and the spectral reflectance was measured in the 400-900 nm wavelength range. Several VIs were evaluated : ratios using visible and near infrared wavelengths, narrow-band indices, indices based on derivative analysis and continuum removal. Background spectral reflectance was clearly visible in the leaf reflectance spectra, showing marked brightness and spectral contrast variations for the same amount of vegetation. Paradoxically, indices used to minimize soil effects, such as the Soil-Adjusted Vegetation Index (SAVI) and the Modified second Soil-Adjusted Vegetation Index (MSAVI₂) showed a high sensitivity to background effects. Similar results were found for the widely used Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) and for Pigment Specific Simple Ratios (PSSRs). In fact, background effects were most reduced for VIs integrating a blue band correction, namely the modified Specific Ratio (mSR₍₇₀₅₎), the modified Normalized Difference (mND₍₇₀₅₎), and two modified NDVIs proposed in this study. However, these indices showed a faster saturation for high seagrass biomass. The background effects were also substantially reduced using Modified Gaussian Model indices at 620 and 675 nm. The blue band corrected VIs should now be tested for air-borne or satellite remote sensing applications, but some require sensors with a hyperspectral resolution. Nevertheless, this type of index can be applied to analyse broad band multispectral satellite images with a blue band.

Keyword : Background ; Remote Sensing ; Seagrass ; Vegetation Index ; *Zostera noltii*

2.1.2 Introduction

A large number of vegetation indices (VIs) can be found in the literature for monitoring, mapping and analyzing the vegetation structure of terrestrial canopies. The Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) is the most widely used index originally devised to assess green biomass (Rouse et al., 1973; Tucker, 1979). However, it appears that the NDVI is not the most effective index to assess the characteristics of green plants, due to saturation by high biomass or background influences (Huete & Liu, 1994; Liu & Huete, 1995; Blackburn, 1999; Hanna et al., 1999; Mutanga & Skidmore, 2004a,b). VIs are sensitive to external parameters affecting the overall spectral features of measurements (Blackburn, 1998a), such as soil background influences (brightness, particle size, or color), atmospheric effects, and the structural properties of the canopy. Background influences can be related to brightness or albedo variations (particle-size distribution, water content ; Huete 1988), spectral contrasts at the sediment surface (sediment color : Elvidge & Lyon 1985) and non-linear mixing of soil and vegetation responses (Elvidge & Chen, 1995). According to Jackson et al. (1983), the best VI would be sensitive to the canopy cover fraction, insensitive to background brightness and color, and less affected by atmospheric effects, surroundings and illumination. New indices have been developed to correct for these effects and to enhance the spectral signals of the vegetation (Bannari et al., 1995). The Soil-Adjusted Vegetation Index (SAVI : Huete 1988), the Modified SAVI (MSAVI₂ : Qi et al. 1994) and the Enhanced Vegetation Index (EVI : Huete et al. 1994) are examples of indices that have been computed to minimize background influences. However, Barillé et al. (2011) have recently shown that these soil-adjusted VIs applied to benthic diatom biofilms have a significant sensitivity to background.

Aquatic vegetation, like seagrasses, submerged for part of the time, is more difficult to study than terrestrial communities and few studies have tested the efficiency of VIs on this type of vegetation. However, remote sensing has been successfully applied to map their distribution at low tide (Guichard et al., 2000; Phinn et al., 2008; Barillé et al., 2010). *Zostera noltii* Hornem., an intertidal seagrass species with a largely European distribution,

forms large monospecific beds (Ward et al., 1997; Hily et al., 2003) growing on different types of substratum, from muddy-sand to fine sand. Philippart & Dijkema (1995) found *Z. noltii* in sandy (<5% clay particles) to muddy (>8% clay particles) areas of the Dutch Wadden Sea, while in the Thau lagoon (France), *Z. noltii* was located by Charpentier et al. (2005) in sediments whose composition varied from 15% to 90% clay plus fine silt. Plus et al. (2010) also found *Z. noltii* colonizing sediments with notable brightness variations, from sandy to sandy-mud substrata in Arcachon Bay (France). The optical characterization of *Z. noltii in situ* may thus be affected by a significant substratum contribution, just as is the case for terrestrial vegetation. One solution therefore is to select a spectral index insensitive to background influence in order to assess *Z. noltii* biomass with remote sensing techniques for different sediment types. Many spectral indices have been reported in the literature, and exhaustive comparative studies have been carried out to test their robustness for a wide range of terrestrial species (Blackburn, 1998a,b; Read et al., 2002; Sims & Gamon, 2002; Schlerf et al., 2005; Zarco-Tejada et al., 2005; Poss et al., 2006), but few have been tested in aquatic environments, such as seagrass beds (Guillaumont, 1991; Armstrong, 1993; Fyfe, 2004). Although Fyfe (2004) evaluated the efficiency of various spectral indices for tropical to temperate seagrass species, this was in response to light stress. Seagrass beds have been extensively mapped using aerial photography (Mumby et al., 1997) and supervised classification has been used to discriminate seagrass from other species, using spectral band values (Thorhaug et al., 2007; Phinn et al., 2008). Nevertheless, remote sensing assessments of seagrass biomass are rather limited (Armstrong, 1993; Mumby et al., 1997; Phinn et al., 2008; Barillé et al., 2010) and no investigations have tested a wide range of VIs to assess this quantitative parameter.

The purpose of this study is to test the sensitivity of various VIs to three different sediment types but for common biomass range of the seagrass *Z. noltii*. Spectral measurements were carried out in the laboratory under controlled conditions (light and illumination geometry) with the seagrass leaves positioned to mimic their characteristic planophile situation in the field. The VIs tested in this work were originally designed to minimize noise due to background effects, illumination or specular reflectance. They also cover a range of spectral resolution from multispectral to hyperspectral.

2.1.3 Materials and methods

2.1.3.1 Spectral measurements

The experiment was performed in July 2009 with *Z. noltii* leaves collected in Bourgneuf Bay, located south of the Loire estuary on the French Atlantic coast (2°10'W, 46°57'N). All samples were brought back to the laboratory in a cooler, preserved at 4°C in the dark and processed in less than 24 hours for spectral measurements. Microscopic examinations revealed that the leaves were colonized by the diatom *Cocconeis scutellum* Ehrenberg and it was decided to keep this microscopic epiphyte to conform to the remotely-sensed field situation. Two sediments, a medium sand and a fine sand, were collected in the same intertidal area. Half of the fine sand was autoclaved, in order to eliminate organic matter and to create a new type of sediment, lighter than the non-autoclaved one and with a different grain size distribution. Three samples of each sediment were first oven-dried at 60°C for 48 hours to estimate the water content, and then ashed at 450°C for 4 hours for the determination of the organic content. The particle-size distribution of sediment samples was obtained for the medium sand, fine sand and autoclaved fine sand by sieving and analyzing with GRADISTAT (Blott & Pye, 2001). Fine particles of sand correspond to a size range from 125 and 250 μm , medium sand from 250 to 500 μm and coarse sand ranges up to 1mm. Spectral reflectance measurements were made using an Analyzed Spectral Device (ASD Fieldspec) field portable spectroradiometer, measuring the radiance ($\text{mWcm}^{-2}\text{nm}^{-2}\text{sr}^{-1}$) between 350 to 2500 nm with a spectral sampling width of 1.4 nm between 350 and 1050 nm and a spectral resolution from 3 to 10 nm. Because of the strong influence of water on spectral absorption above 900 nm, spectral responses were recorded only in the visible and near infrared (NIR) portions of the spectra (400-900 nm). The experiment was conducted in a dark room, and the samples were illuminated by a 12-volt quartz lamp with a direct light, positioned 41 cm above. An optic fiber was fixed on a support at 21.5 cm above the experimental trays filled with the different sediment types, at an angle of 8° from nadir. Surface reflectance was determined by measuring first the light reflected by a 99% reflective Spectralon[®] reference panel, and then the light reflected by the sediment surface. The instrument was calibrated to subtract the dark-current for each radiance measurement. At least five spectra were averaged to calculate

the mean reflectance of each sample. The spectroradiometer field-of-view was limited to a 15 cm² (5 × 3 cm) rectangle, cut in a black absorbing fabric covering the trays. Each leaf was cut to match the rectangle area exactly, and laid on the sediment surface. Leaves were piled on the sediment in several layers to reach a pure signal and to obtain a maximum biomass, corresponding to 100% cover of the substratum and index. The leaves were then removed until sediment without vegetation was reached. For each leaf removal, spectra were collected in order to have spectrum variations for each different biomass, with the natural range of variations for *Z. noltii* (Philippart, 1995; Auby & Labourg, 1996; Vermaat & Verhagen, 1996) reaching maximum biomass values at 200 gDW m⁻². Furthermore, measurements were made without free-standing water and only sediment moisture contents varied. After spectral measurement, the leaves were oven-dried at 60°C for 48 hours, and weighed on a high precision balance. The dry weight of the sample was divided by the total area measured by the spectroradiometer, to express biomasses in gDW m⁻².

2.1.3.2 Selection of spectral indices

VIs compute simple algorithms with available spectral bands to obtain a single number that represents plant characteristics. They usually combine the low reflectance of the visible wavelengths with the high reflectance of the NIR wavelengths (Daughtry et al., 2000). Two types of index were tested in this study : multispectral VIs using a limited number of spectral bands with a low spectral resolution (broad spectral bands) and narrow-band or hyperspectral VIs with both a higher number of bands available and a higher spectral resolution. They were selected for two main characteristics : a potentially lower sensitivity to background variations and suitability for biomass estimation. Indices including atmospheric corrections (Kaufman & Tanré, 1992; Gitelson et al., 2002) were also tested to transpose the results further to the satellite level. All VI acronyms, equations and references are listed in Table 2.1 and Table 2.2.

Multispectral indices

Most of the multispectral VIs tested in this study use SPOT, Landsat and MODIS broad bands (Table 2.1). The simplest and best known VI is the NDVI proposed by Rouse

Tableau 2.1 – Multispectral vegetation indices tested in this study. TM : reflectance values of Landsat bands (TM_1 : 450-500 nm, TM_2 : 520-600 nm, TM_3 : 630-690 nm and TM_4 : 750-900 nm), XS : reflectance values of SPOT bands (XS_1 : 500-590 nm, XS_2 : 610-680 nm and XS_3 : 790-890 nm), B, R, G and NIR : Reflectance values of MODIS bands for a spatial resolution of 250 and 500m (respectively the Blue : 459-479 nm, the Green : 545-565 nm, the Red : 620-670 nm and the Near Infra Red : 841-876 nm channels of MODIS)

Index	Full form of Index	Formula	Reference
NDVI SPOT	Normalized Difference Vegetation Index	$(XS_3 - XS_2)/(XS_3 + XS_2)$	Rouse et al. (1973)
NDVI Landsat	Normalized Difference Vegetation Index	$(TM_4 - TM_3)/(TM_4 + TM_3)$	Rouse et al. (1973)
SAVI	Soil-Adjusted Vegetation Index	$[(1 + L)(XS_3 - XS_2)]/(XS_3 + XS_2 + L)$ with L=0.25, 0.5 or 1	Huete (1988)
MSAVI ₂	Modified SAVI	$1/2[2XS_3 + 1 - [(2XS_3 + 1)^2 - 8(XS_3 - XS_2)]^{1/2}]$	Qi et al. (1994)
OSAVI	Optimization of Soil Adjusted Vegetation Indices	$(1 + L)(TM_4 - TM_3)/(TM_4 - TM_3 + L)$ with L=0.16	Rondeaux et al. (1996)
ARVI	Atmospherically Resistant Vegetation Index	$[NIR - [R - \gamma(B - R)]]/[NIR + [R - \gamma(B - R)]]$ with $\gamma = 1$	Kaufman & Tanré (1992)
EVI	Enhanced Vegetation Index	$2.5((NIR - R)/(NIR + 6R - 7.5B + 1))$	Huete et al. (1994)
VARIGreen	Visible Atmospherically Resistant Index	$(G - R)/(G + R - B)$	Gitelson et al. (2002)
mNDVILandsat	Modified NDVI for Landsat	$(TM_4 - TM_3)/(TM_4 + TM_3 - 2TM_1)$	This study

Tableau 2.2 – Narrow-band and hyperspectral vegetation indices tested in this study. Lay-out : see table 2.1

Index	Full form of Index	Formula	Reference
<i>1. Ratios</i>			
PSSRa	Pigment Specific Simple Ratio	R_{800}/R_{676}	Blackburn (1998a)
PSSRb	Pigment Specific Simple Ratio	R_{800}/R_{635}	Blackburn (1998a)
mSR ₍₇₀₅₎	Modified Simple Ratio	$(R_{750} - R_{445})/(R_{705} - R_{445})$	Sims & Gamon (2002)
<i>2. NDVI-like Ratios</i>			
NDVIhyper	Normalized Difference Vegetation Index hyperspectral	$(R_{750} - R_{673})/(R_{750} + R_{673})$	
mNDVIhyper	Modified narrow-band NDVI	$(R_{750} - R_{673})/(R_{750} + R_{673} - 2R_{445})$	This study
PSNDa	Pigment Specific Normalized Difference	$(R_{800} - R_{675})/(R_{800} + R_{675})$	Blackburn (1998b)
PSNDb	Pigment Specific Normalized Difference	$(R_{800} - R_{635})/(R_{800} + R_{635})$	Blackburn (1998b)
mND ₍₇₀₅₎	modified Normalized Difference	$(R_{750} - R_{705})/(R_{750} + R_{705} - 2R_{445})$	Sims & Gamon (2002)
TCARI	Transformed Chlorophyll Absorption in Reflectance	$3[(R_{700} - R_{670}) - 0.2(R_{700} - R_{550})(R_{700}/R_{670})]$	Haboudane et al. (2002)
TVI	Triangular Vegetation Index	$0.5[120(R_{750} - R_{550}) - 200(R_{670} - R_{550})]$	Broge & Leblanc (2000)
<i>3. Derivative analysis and continuum removal</i>			
REIP	Red Edge Inflexion Point	First derivative measure	Dockray (1981)
$\delta\delta_{675}$	Second derivative at 675 nm	Second derivative measure	Tsai & Philpot (1998)
MGM ₆₂₀	Modified Gaussian Model	Absorption band strength at 620nm	Combe et al. (2005)
MGM ₆₄₄	Modified Gaussian Model	Absorption band strength at 644nm	Combe et al. (2005)
MGM ₆₇₅	Modified Gaussian Model	Absorption band strength at 675nm	Combe et al. (2005)

et al. (1973). However, NDVI saturates with dense canopy and is sensitive to background variations (Huete & Jackson, 1988; Middleton, 1991; Kaufman & Tanré, 1992; Qi et al., 1994). Improved indices have been created to minimize background effects. For example the SAVI uses an L factor function of vegetation density to minimize sensitivity to soil reflectance (Huete, 1988). The SAVI was calculated over a range of soil adjustment factor L : 0.25, 0.5 and 1 (Huete, 1988) for SPOT. MSAVI₂ was developed by Qi et al. (1994), where the L factor is self-adjusted in the algorithm. Rondeaux et al. (1996) also used the SAVI to create a Landsat index, the OSAVI, where the L factor equals 0.16, to reduce the background reflectance contribution. Another improvement of the NDVI, the ARVI, was developed for MODIS by Kaufman & Tanré (1992), to reduce atmospheric effects, including the blue band in the algorithm. Huete et al. (1994) generated the EVI in the same way for MODIS, using the NIR, the red and the blue spectral bands to improve sensitivity in high biomass regions while minimizing soil and atmospheric influences. Gitelson et al. (2002) proposed the VARIgreen, also for MODIS, to correct atmospheric effects. Instead of using the blue band, like the ARVI and the EVI, this VI avoids the use of the NIR part of spectrum, more sensitive to background reflectance, by using the green band. Lastly, a modified NDVI was computed in this study for Landsat (mNDVILandsat, Table 2.1), using the blue band correction proposed by Sims & Gamon (2002).

Narrow-band and hyperspectral indices

Narrow-band indices are widely used to focus on the spectral absorption bands of pigments (Blackburn, 2007). They may reduce spectral disturbance and noise caused by external factors (Demetriades-Shah et al., 1990; Peñuelas & Filella, 1998). Recent studies showed that VIs computed with narrow bands improved the biomass or Leaf Area Index estimation (Cho et al., 2007). Indices can be classified by the algorithms used, ratios, NDVI-like ratios, derivative analysis and continuum removal. Blackburn (1998b) introduced ratios insensitive to canopy structure variation : on one hand with PSSRa, estimating the variation of chlorophyll *a* in the leaves as biomass proxies and, on the other hand, with PSSRb, established to evaluate chlorophyll *b* concentration in leaves, which could be useful for future studies to discriminate *Z. noltii* from algal biomass that does not contain chlorophyll *b*. These indices use the reflectance at 676 nm and at 635 nm respectively as

pigment-specific absorption bands (denominator), and the reflectance at 800 nm as the reference (numerator). In comparison, the $mSR_{(705)}$ (Sims & Gamon, 2002) is a band ratio using 750 nm as the reference reflectance, and 705 nm as the index wavelength, to avoid saturation in the red part of the spectrum with high chlorophyll content, while the reflectance at 445 nm is subtracted from all terms to compensate for specular reflectance. A narrow-band NDVI (NDVI hyper) was tested in this study, using the reflectance of the absorption band center of chlorophyll *a* (673 nm) and the reflectance at the infrared plateau (750 nm). This index was modified and tested in the same way as the $mNDVI_{Landsat}$, correcting each reflectance value by the reflectance value of the blue band ($mNDVI_{hyper}$, Table 2.2). Blackburn (1998b) used the reflectance at 800 nm instead of 750 nm to minimize radiation interactions on the leaf surfaces, and used the reflectance at 675 nm to focus on the chlorophyll *a* estimation (PSNDa) and the absorption band of chlorophyll *b* at 635 nm (instead of 650 as used in many studies) to estimate its specific concentration (PSNDb). Sims & Gamon (2002) created a modified NDVI ($mND_{(705)}$) with other specific absorption bands, at 705 nm (less sensitive to chlorophyll *a* saturation) and at 750 nm for the infrared plateau, both reduced by the value of the reflectance at 445 nm, to remove the effects of specular reflectance. For this purpose, Haboudane et al. (2002) preferred to use the ratio (R_{700}/R_{670}) to counteract the background influence and to increase the sensitivity at low chlorophyll values with the TCARI. On the contrary, the TVI created by Broge & Leblanc (2000) does not try to reduce noise and unwanted effects, but aims to estimate the chlorophyll *a* concentration better. It is calculated as the area of the triangle defined by the green peak (550 nm), the chlorophyll absorption minimum (670 nm), and the NIR shoulder (750 nm) in spectral space (Broge & Leblanc, 2000). Lastly, derivative analysis and continual removal were tested. The derivative of a spectrum is its rate of change with respect to wavelength. This process progressively minimizes noise with the increasing order of the derivative (Demetriades-Shah et al., 1990). The first derivative is commonly used to determine the Red Edge Inflexion Point (REIP). This index, proposed by Dockray (1981) to quantify chlorophyll *a*, is the wavelength of the inflexion point between the red and the infrared part of the spectrum (670 nm and 800 nm), corresponding to the maximum and minimum absorptions by chlorophyll *a*. An increase in biomass has been shown to cause a red shift of this inflexion point (Horler et al., 1983). The derivative

was computed in this study using a finite approximation with a separation band of 8 nm (Tsai & Philpot, 1998), on a spectrum smoothed with a mean-filter algorithm (window of 11 nm). The value of the second derivative around 675 nm was also used ($\delta\delta_{675}$), this value characterizing the position of the absorption band (Tsai & Philpot, 1998). Lastly, the Modified Gaussian Model (MGM) (Combe et al., 2005) was used to remove the overall shape of a reflectance spectrum (continuum) and to identify absorption features of interest (pigment absorption bands for vegetation studies, mineral absorption bands for geological applications). In intertidal sediments, the continuum is mainly influenced by water content and grain size (Carrère et al., 2004) but also by unknown processes that contribute to the overall shape of reflectance spectra. VIs based on continuum removal should therefore be less sensitive to influences of sediment background compared to band- and NDVI-like ratios (Barillé et al., 2011). To perform the spectral deconvolution, the initial bands were obtained from the second derivative peaks of *Z. noltii* reflectance spectra which are associated with the absorption features of the main pigments (435, 460, 504, 544, 583, 620, 644, 675, 710 and 750 nm). The spectral deconvolution was executed with an initial Full Width Half Maximum of 10 nm for each band (Barillé et al., 2007). Three Gaussian band centers were tested in this study to account for the absorption of the main pigments : chlorophyll *a* (620 and 675 nm) and chlorophyll *b* (644 nm).

2.1.3.3 Statistical analysis

The normality of the distributions was checked prior to performing parametric tests. Sediment characteristics were compared using one-way analysis of variance (ANOVA). Non-parametric Tukey tests were used to make *a posteriori* comparisons. Non-linear regressions between VIs and biomass were subsequently calculated for each sediment type and for all data pooled. The data were modeled by an exponential function $VI = a + b(1 - \exp^{-c*biomass})$, where *a* is the intercept point, *b* the asymptote value ($=VI_{max}$) and *c* the slope value. The same model was used to fit all the relationships and the coefficient of determination (R^2) for the pooled data was used to assess the variability generated by background variations. To compare the sensitivity of each index to biomass saturation, every model was standardized to a zero intercept to obtain comparable half-saturation coefficients ($VI_{max}/2$), corresponding to biomasses at half-saturation.

2.1.4 Results

2.1.4.1 Substrata and spectral analysis

From the particle-size distribution of sediments analyzed by GRADISTAT (Blott & Pye, 2001), our medium sand sample consisted of 45% of fine and 55% of medium-sized particles (250-500 μm) while the fine sand contained 89% of fine particles. The autoclaved fine sand showed an increase in finer particles. The three sediments showed significant differences in water content (ANOVA, $P < 0.001$) with distinct mean values (Tukey, $P < 0.05$): 34.5 ± 1.8 % (SE) for the fine sand, 26.1 ± 0.1 % for the autoclaved fine sand while the medium sand was drier with a water content of 9.8 ± 0.7 %. The organic content of fine sand (3.8 ± 0.4 %) was higher than of autoclaved fine sand (1.7 ± 0.4 %) (ANOVA, $P < 0.001$) which itself was greater than the medium sand (0.4 ± 0.0 %) (Tukey, $P < 0.05$). The sediments showed distinct spectral features partly related to these differences. The spectrum of medium sand, with its low water and organic contents, had a higher reflectance (Fig. 2.3A). Moreover, its overall slope was greater, particularly compared to the autoclaved sediment which displayed a flat spectral profile. The fine-sand reflectance showed a slight trough around 675 nm, which corresponded to chlorophyll *a* absorption, due to microphytobenthos or other sedimentary chlorophyll *a*. As expected, this absorption was reduced by the autoclaving. The autoclaved fine sand, with finer particles, had a higher reflectance than the non-autoclaved one. When the sediments were covered with vegetation, the resulting spectra for each sediment type exhibited albedo and slope variations (Fig. 2.3B), for equivalent biomass range from 1 to 200 g DW m^{-2} . Sediment spectral characteristics were, however, still distinguishable, which suggests that the background had a strong influence on the spectra of *Z. noltii* for such a biomass range. The seagrass had a significantly smaller reflectance in the visible part of the spectrum, due to the strong absorption by photosynthetic and accessory pigments, especially in the red and blue part of the spectrum. For all sediments, seagrass reflectance in the visible part decreased in an orderly fashion with biomass increase, with deeper chlorophyll *a* absorption at 675 nm and a sharper rise in the NIR plateau (Fig. 2.3B).

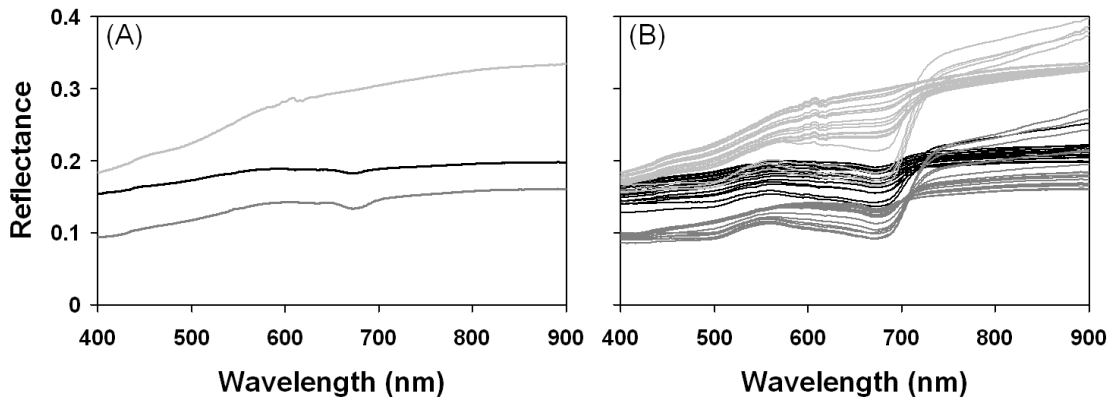


FIGURE 2.3 – A) Reflectance spectra of the three sediments tested in this study : medium sand (pale gray line), fine sand (gray line), and autoclaved fine sand (black line) and B) Spectra for an equivalent range of *Z. noltii* biomass overlaying three types of sediment : medium sand (pale gray line), fine sand (gray line), and autoclaved fine sand (black line), for biomasses going from 1 to 200 g DW m⁻². Each reflectance curve is the average of 5 spectra.

2.1.4.2 Relationship between biomass and spectral indices

When the indices were tested on each type of sediment independently, the relationships between biomass and VIs were strong, with coefficients of determination always higher than 0.89 (Table 2.3) and a reduced data dispersion (Figs. 2.4 to 2.7). However, when all the data for the three sediments were pooled together, the influence of sediment background was clearly distinguishable for many indices showing a high data dispersion (NDVIs, MSAVI₂, OSAVI, SAVI, PSSR a and b, VARIGreen or PSNDa and b Figs. 2.4 to 2.7) and lower coefficient of determination (Table 2.3, all sediments). The same background influence was observed with the three L factors tested for the SAVI. The VIs modified to minimize soil effects appeared more sensitive to background variations, in particular the multispectral indices (SAVI, OSAVI, MSAVI₂) with $R^2 < 0.71$ (Table 2.3). Similarly, indices built to focus on pigment variations (PSSRs and PSNDs) were also sensitive to background, with coefficients of determination comprised between 0.68 and 0.80. Indices specifically designed to reduce atmospheric effects showed a variable response to background, the VARIGreen being more sensitive ($R^2=0.62$) than the EVI ($R^2=0.82$, Table 2.3). Finally, the lowest influences were found in blue band corrected indices : mND₍₇₀₅₎, mSR₍₇₀₅₎, mNDVILandsat, mNDVIhyper, ARVI and TVI and the MGMs which focus on

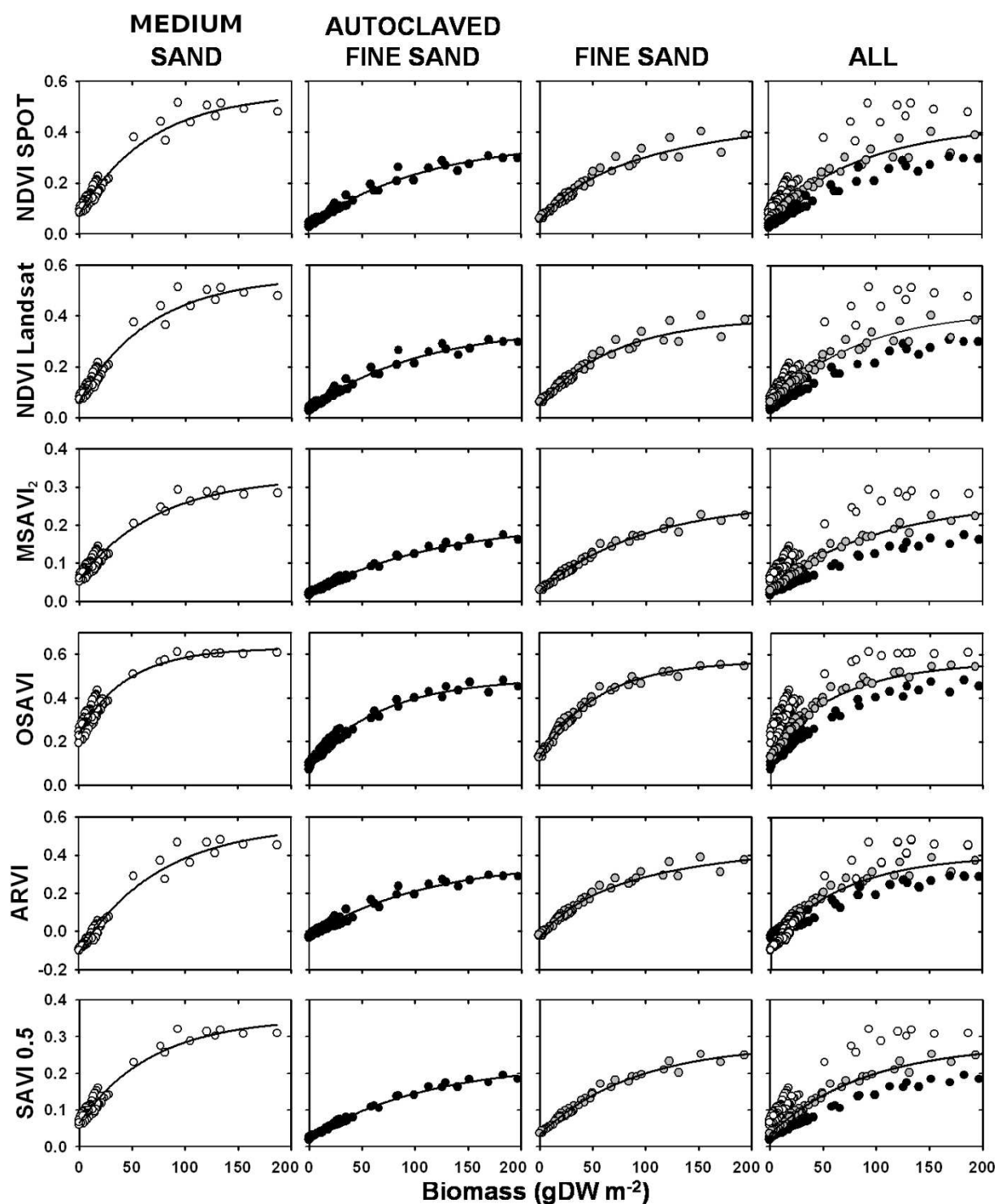


FIGURE 2.4 – Relationship between biomass of *Zostera noltii* and vegetation indices (VI) for the three different substrata : medium sand (white circles), fine sediment (gray circles), and autoclaved fine sand (black circle) and all substrata pooled. VI acronyms and computations are provided in Table 2.1 and Table 2.2. All linear regressions are provided Table 2.3.

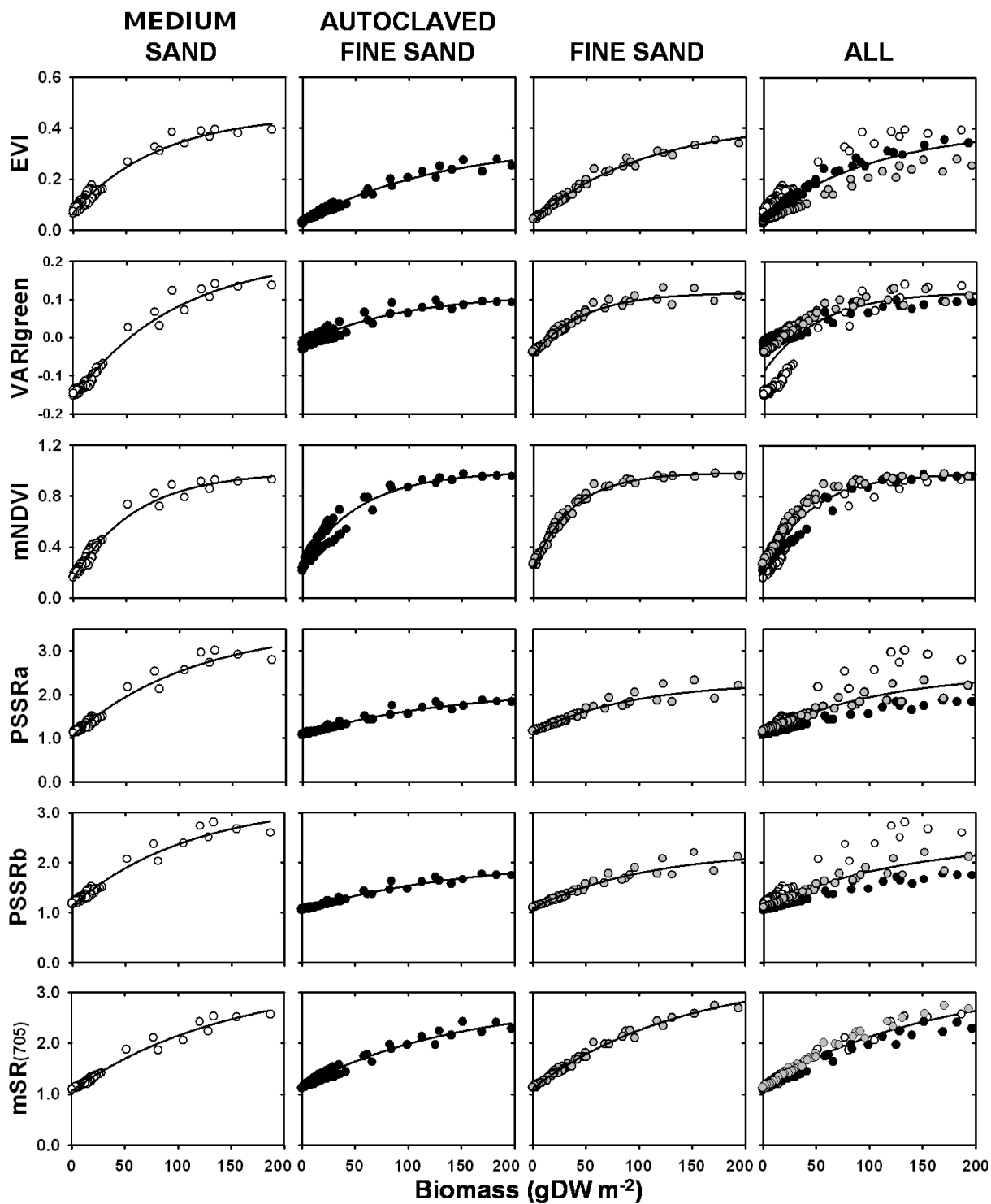


FIGURE 2.5 – Lay out : see Fig. 2.4.

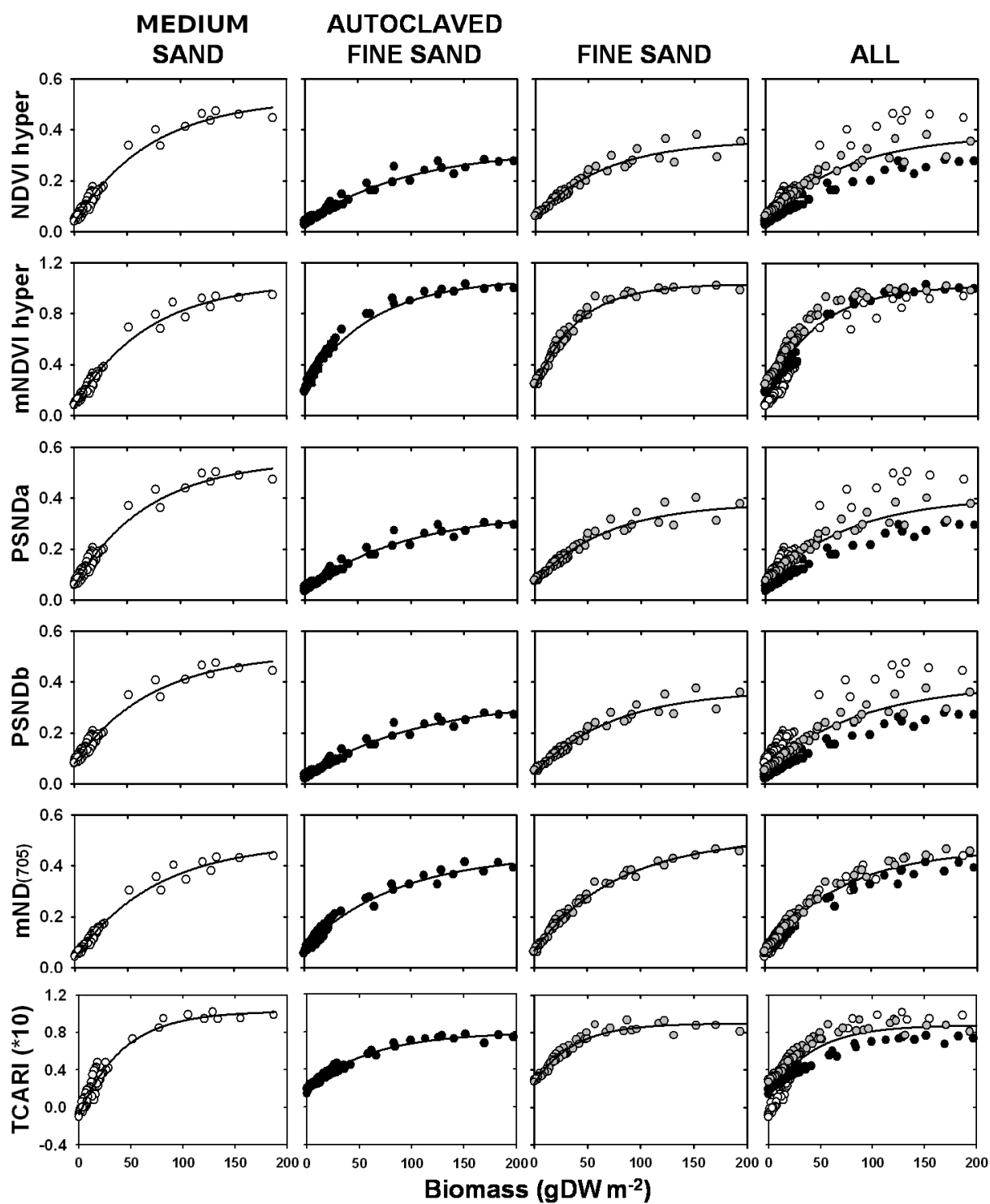


FIGURE 2.6 – Lay out : see Fig. 2.4.

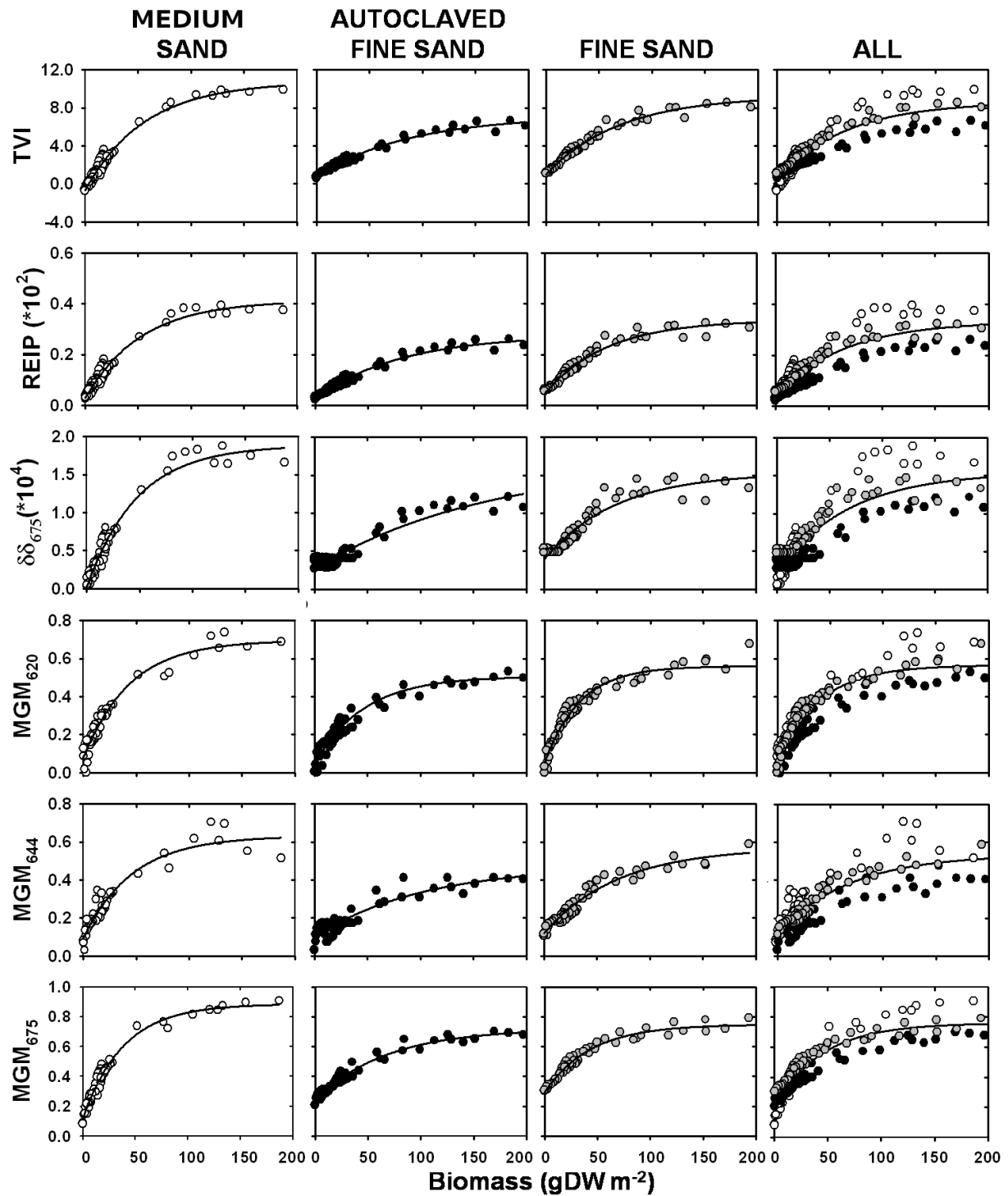


FIGURE 2.7 – Lay out : see Fig. 2.4.

Tableau 2.3 – Results of the non linear regressions between *Zostera noltii* biomass and vegetation index, for the medium sand and the autoclaved fine sand (n=60). a is the intercept point, b the asymptote value and c the slope value. Indices are indicated according to decreasing coefficient of determination (R^2).

Indices	Medium sand				Autoclaved fine sand			
	a	b	c	R ²	a	b	c	R ²
mND ₍₇₀₅₎	0.036(0.004)	0.46(0.02)	0.01(0.00)	0.98	0.075(0.001)	0.37(0.00)	0.01(0.00)	0.99
mSR ₍₇₀₅₎	1.059(0.014)	2.21(0.22)	0.01(0.00)	0.98	1.145(0.017)	1.66(0.17)	0.01(0.00)	0.96
mNDVILandsat	0.150(0.010)	0.84(0.03)	0.02(0.02)	0.98	0.254(0.016)	0.74(0.03)	0.02(0.02)	0.94
mNDVHyper	0.062(0.011)	0.99(0.04)	0.02(0.00)	0.98	0.222(0.017)	0.85(0.04)	0.02(0.00)	0.94
ARVI	-0.115(0.008)	0.67(0.03)	0.01(0.00)	0.97	-0.024(0.004)	0.40(0.03)	0.01(0.00)	0.97
TVI	-0.661(0.138)	11.40(0.32)	0.02(0.01)	0.98	0.802(0.071)	6.39(0.27)	0.01(0.00)	0.97
MGM675	0.12(0.012)	0.77(0.02)	0.03(0.00)	0.98	0.24(0.007)	0.48(0.02)	0.02(0.00)	0.97
MGM620	0.077(0.013)	0.62(0.02)	0.02(0.00)	0.95	0.043(0.011)	0.46(0.01)	0.02(0.00)	0.94
REIP	0.000(0.000)	0.00(0.00)	0.02(0.00)	0.97	0.000(0.000)	0.00(0.00)	0.01(0.00)	0.97
NDVHyper	0.033(0.006)	0.49(0.02)	0.01(0.00)	0.97	0.032(0.004)	0.29(0.02)	0.01(0.00)	0.97
EVI	0.066(0.005)	0.39(0.02)	0.01(0.00)	0.96	0.03(0.003)	0.31(0.02)	0.01(0.00)	0.97
TCARI	-0.008(0.002)	0.11(0.00)	0.02(0.00)	0.95	0.018(0.001)	0.06(0.00)	0.02(0.00)	0.97
PSNDa	0.054(0.007)	0.50(0.02)	0.01(0.00)	0.97	0.041(0.004)	0.30(0.02)	0.01(0.00)	0.97
$\delta\delta_{675}$	0.000(0.000)	0.00(0.00)	0.02(0.00)	0.96	0.000(0.000)	0.00(0.00)	0.01(0.00)	0.91
NDVILandsat	0.064(0.008)	0.49(0.02)	0.02(0.00)	0.96	0.033(0.003)	0.32(0.02)	0.01(0.00)	0.97
MGM644	0.095(0.014)	0.54(0.02)	0.02(0.00)	0.92	0.1(0.010)	0.37(0.05)	0.01(0.00)	0.86
PSNDb	0.078(0.006)	0.45(0.02)	0.01(0.00)	0.96	0.026(0.003)	0.30(0.02)	0.01(0.00)	0.97
NDVI	0.079(0.008)	0.48(0.02)	0.02(0.00)	0.96	0.034(0.003)	0.34(0.01)	0.01(0.00)	0.98
SAVI0.5	0.064(0.005)	0.29(0.02)	0.02(0.00)	0.95	0.022(0.001)	0.21(0.01)	0.01(0.00)	0.99
PSSRa	1.065(0.027)	2.51(0.23)	0.01(0.00)	0.96	1.077(0.011)	1.04(0.09)	0.01(0.00)	0.96
OSAVI	0.234(0.011)	0.40(0.02)	0.02(0.00)	0.91	0.094(0.005)	0.40(0.012)	0.02(0.001)	0.98
MSAVI ₂	0.058(0.004)	0.27(0.02)	0.01(0.00)	0.95	0.019(0.001)	0.19(0.01)	0.01(0.00)	0.99
PSSRb	1.133(0.023)	2.08(0.19)	0.01(0.00)	0.96	1.047(0.009)	1.01(0.09)	0.01(0.00)	0.97
VARIgreen	-0.161(0.004)	0.38(0.02)	0.01(0.00)	0.98	-0.018(0.003)	0.13(0.01)	0.01(0.02)	0.89

chlorophyll *a* absorptions (620 and 675 nm). These VIs showed a reduced data dispersion (Figs. 2.4 to 2.7) and the highest coefficient of determination (Table 2.3).

The variable sensitivity of the VIs to the saturation process caused by increasing biomass was clearly visible, from a marked asymptotic response (e.g. VARIgreen, Fig. 2.5) to a more linear behavior (e.g. mSR₇₀₅, Fig 2.6). This sensitivity was estimated by the biomass at half-saturation for every model adjusted for the pooled data (all sediment) to a zero intercept. The picture was very different from the background sensitivity indicating that there were two distinct processes. Indeed, one of the least sensitive VIs to biomass saturation, the mSR₇₀₅, were the least sensitive to background influence. Similarly, the PSSRa, PSSRb, MSAVI₂ showed a limited sensitivity to biomass saturation, while in contrast, the TCARI, the VARIgreen and the MGM₆₂₀ gave the poorest results (Fig. 2.8).

Tableau 2.4 – Results of the non linear regressions between *Zostera noltii* biomass and vegetation index, for the fine sand (n=60) and for all data sets (three types of sediment pooled, n=180). a is the intercept point, b the asymptote value and c the slope value. Indices are indicated according to decreasing coefficient of determination (R^2).

Indices	Fine Sand				All sediment			
	a	b	c	R ²	a	b	c	R ²
mND ₍₇₀₅₎	0.067(0.001)	0.45(0.00)	0.01(0.00)	0.99	0.052(0.004)	0.41(0.01)	0.01(0.00)	0.96
mSR ₍₇₀₅₎	1.11(0.012)	2.3(0.10)	0.01(0.00)	0.99	1.097(0.013)	1.94(0.11)	0.01(0.00)	0.95
mNDVILandsat	0.242(0.008)	0.74(0.01)	0.03(0.00)	0.99	0.197(0.012)	0.78(0.02)	0.02(0.00)	0.92
mNDVIhyper	0.213(0.01)	0.82(0.01)	0.03(0.00)	0.99	0.139(0.016)	0.89(0.03)	0.02(0.00)	0.89
ARVI	-0.023(0.001)	0.42(0.00)	0.01(0.00)	0.99	-0.062(0.007)	0.47(0.02)	0.01(0.00)	0.89
TVI	0.967(0.099)	8.27(0.24)	0.01(0.00)	0.98	0.321(0.141)	8.29(0.33)	0.02(0.00)	0.87
MGM ₆₇₅	0.293(0.008)	0.46(0.01)	0.02(0.00)	0.97	0.213(0.012)	0.55(0.02)	0.02(0.00)	0.87
MGM ₆₂₀	0.051(0.012)	0.51(0.02)	0.03(0.00)	0.96	0.063(0.011)	0.50(0.02)	0.03(0.00)	0.87
REIP	0.001(0.000)	0.00(0.00)	0.02(0.00)	0.97	0.001(0.000)	0.00(0.00)	0.02(0.00)	0.83
NDVIHyper	0.054(0.005)	0.30(0.01)	0.02(0.00)	0.96	0.042(0.007)	0.34(0.02)	0.01(0.00)	0.82
EVI	0.037(0.003)	0.38(0.01)	0.01(0.00)	0.99	0.048(0.006)	0.35(0.03)	0.01(0.00)	0.82
TCARI	0.025(0.001)	0.07(0.00)	0.03(0.00)	0.96	0.01(0.002)	0.08(0.00)	0.03(0.00)	0.81
PSNDa	0.069(0.005)	0.31(0.01)	0.02(0.00)	0.96	0.058(0.007)	0.35(0.02)	0.01(0.00)	0.80
$\delta\delta_{675}$	0.000(0.000)	0.00(0.00)	0.02(0.00)	0.91	0.000(0.000)	0.00(0.00)	0.02(0.00)	0.79
NDVILandsat	0.055(0.005)	0.34(0.01)	0.01(0.00)	0.96	0.055(0.008)	0.37(0.03)	0.01(0.02)	0.77
MGM ₆₄₄	0.118(0.009)	0.45(0.02)	0.01(0.00)	0.95	0.112(0.011)	0.43(0.02)	0.02(0.00)	0.76
PSNDb	0.045(0.005)	0.32(0.01)	0.01(0.00)	0.97	0.056(0.008)	0.34(0.03)	0.01(0.00)	0.74
NDVI	0.060(0.001)	0.35(0.00)	0.01(0.00)	0.99	0.061(0.008)	0.37(0.03)	0.01(0.00)	0.74
SAVI0.5	0.033(0.002)	0.25(0.01)	0.01(0.00)	0.99	0.044(0.006)	0.24(0.03)	0.01(0.02)	0.71
PSSRa	1.131(0.022)	1.16(0.08)	0.01(0.00)	0.93	1.097(0.030)	1.40(0.17)	0.01(0.00)	0.71
OSAVI	0.126(0.004)	0.44(0.01)	0.02(0.00)	0.99	0.166(0.012)	0.40(0.03)	0.02(0.03)	0.69
MSAVI ₂	0.027(0.002)	0.23(0.01)	0.01(0.00)	0.99	0.039(0.005)	0.23(0.03)	0.01(0.00)	0.69
PSSRb	1.080(0.018)	1.17(0.09)	0.01(0.00)	0.94	1.102(0.027)	1.32(0.22)	0.01(0.00)	0.68
VARIGreen	-0.045(0.003)	0.16(0.04)	0.02(0.02)	0.97	-0.088(0.008)	0.21(0.02)	0.02(0.04)	0.62

2.1.5 Discussion

In this study, the signal of interest suffered from interference by background reflectance, a common bias in remote sensing studies applied to vegetation (Huete et al., 1985; Huete, 1988; Demetriades-Shah et al., 1990; Elvidge & Chen, 1995). Striking differences were thus obtained between different types of sediment for equivalent biomasses of *Z. noltii*, showing a significant background influence on many of the VIs tested. The background albedo changes the height of the reflectance curve and, for a darker soil, the reflectance is lower at each point than for a brighter soil. The albedo effect on VIs is variable : Huete & Jackson (1987) found that NDVI values are reduced for brighter soil regardless of the amount of vegetation while soil-corrected indices (SAVI, MSAVI₂, TSAVI, EVI) may have lower values or increased values depending on the amount of vegetation. In this study, higher NDVI values were found for brighter soils. The spectral contrast corresponds to the magnitude of the slope between the visible and the NIR wavelength range and is another source of variation among substrata, related to soil sediment composition associated with

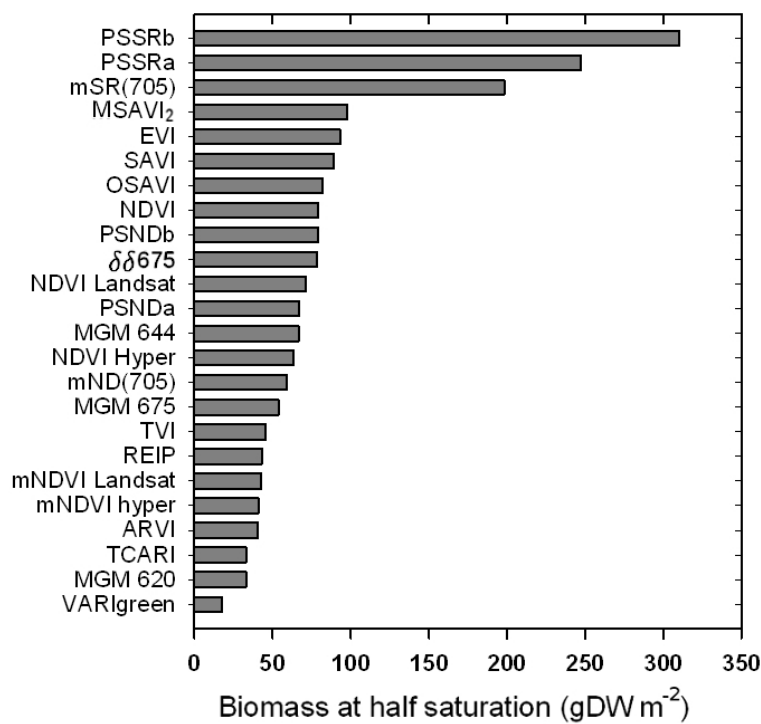


FIGURE 2.8 – The sensitivity of the vegetation indices to biomass saturation for the models depicted 2.4 to 2.7 was estimated by biomass (in g DW m⁻²) at which the VI reaches half of its maximum value

different colors (Huete et al., 1985; Huete & Escadafal, 1991). In this study, all sediment curves increase with increasing wavelengths but their positive slope, from the visible to the NIR, is more or less accentuated. The medium sand and non-autoclaved fine sand have steeper slopes than the autoclaved fine sand and a higher spectral contrast is known to artificially increase VIs (Elvidge & Lyon, 1985; Escadafal & Huete, 1991; Murphy et al., 2005). Finally, the non-linear mixing effects can be considered as another source of variability linked to the soil-plant spectral mixture and the radiant transfer processes within the canopy described by Huete (1996). The sediment background response thus also depends on the transmittance properties of the overlying vegetation (Huete et al., 1985). In this study, the intimate spectral mixture probably occurred for lower biomasses whereas for higher biomasses, the leaves were piled and radiation reflected from the substrata was less transmitted back. Non-linear spectral mixing is known to cause an increase in vegetation indices (Roberts et al., 1993). Potentially, all of these factors may have been present during this experiment, making it difficult to determine which one has the major influence on VIs. However, for most of the indices tested in this study, the relationships were closer

for the medium and fine sand compared to the autoclaved fine sand, in spite of a greater brightness difference. This suggests that the albedo variations had a smaller effect than the spectral contrast (slope effect) among background influences.

Broge & Leblanc (2000) found that the broad band indices were generally more sensitive to the pooled effects of illumination geometry, canopy architecture, and leaf biochemistry, and were more affected by the spectral properties of the background, compared to narrow-band VIs. In fact, in this study, the main distinction was not between multispectral and narrow-band or hyperspectral VIs. The least sensitive VIs were those incorporating a blue band correction, regardless of the spectral resolution, namely mNDVILandsat, mNDVIhyper, mSR₍₇₀₅₎ and mND₍₇₀₅₎. Among these indices, two, mSR₍₇₀₅₎ and mND₍₇₀₅₎, have been proposed by Sims & Gamon (2002) to remove the effects of leaf surface (specular) reflectance. These authors mentioned that it was the most important source of variability for VIs applied to different terrestrial species with different leaf structures. These indices use a blue band correction at 445 nm, where all pigments have a strong absorption and where other influential factors remain (soil characteristics, leaf geometry), to remove the effect of specular reflectance. The results obtained in this study suggest that specular reflectance at the leaf surface is an additional source of variability for the estimation of *Z. noltii* biomass by spectral reflectance. Specular reflectance can also be observed in the field where this species lies flatly spread out at low tide. This phenomenon can also occur at the sediment surface as a function of its roughness and water content (Coelho et al., 2009). Kaufman & Tanré (1992) also used the blue band to obtain an index (ARVI) less dependent on atmospheric effects, with a self-corrected approach. ARVI showed a limited sensitivity to background, emphasizing the need for blue band correction. The sediment background influence was substantially reduced by the MGM indices at 620 and 675 nm based on the spectral continuum removal. This technique removed the contribution of the sediment itself, which modifies the albedo and other unknown processes that contribute to the overall shape of reflectance spectra (Combe et al., 2005; Barillé et al., 2007). Since MGM is more complex to calculate than the blue band corrected VIs, its application may be less suitable for biomass estimation of *Z. noltii*. The REIP and the $\lambda\lambda_{675}$, supposed to be insensitive to various factors showed a sensitivity to background closed to the MGM

indices. The REIP shifts in response to low biomass variations were not significant, as observed by Murphy et al. (2005) who suggested that this VI was not useful for benthic vegetation with low spectral features. Contrary to their primary use, indices originally designed to correct background influences, such as SAVI, MSAVI₂ and OSAVI gave poor results when all sediments were pooled together, being particularly sensitive to slope effects. Broge & Leblanc (2000) similarly found that soil-corrected Red-NIR indices were sensitive to background effects. The lower efficacy of soil-corrected VIs may be explained by the structural differences between terrestrial canopies and *Z. noltii* seagrass beds. Soil-corrected VIs account for the different optical depth parameters of red and NIR radiations through a 3-dimensional canopy to the soil surface (Huete, 1988), while *Z. noltii* leaves are in a 2-dimensional plane at low tide. As expected, NDVI showed a strong dependency on background influences (Huete, 1988), even though it was less sensitive when calculated with high spectral resolution (NDVIhyper).

This study showed that the spectral resolution of sensors was not a limitation to mapping intertidal monospecific seagrass beds, even though hyperspectral indices may provide more information than broad band indices (Fyfe, 2003). Phinn et al. (2008) used a similar approach to map the above-ground seagrass biomass, using a regression function. They observed better results with a CASI sensor, using a more suitable band placement and band-width combined with a higher radiometric resolution, compared to the Quickbird sensor. Nevertheless, VIs for seagrass mapping must be applied with caution, considering their sensitivity to the background influences of sediment, especially as intertidal seagrass environments can exhibit considerable sediment heterogeneity linked to particle size, mineralogy, interstitial moisture, organic matter and sediment brightness (Bryant et al., 1996; Rainey et al., 2000; Carrère et al., 2004). Particular attention must be paid to select the least sensitive VI in meadows with low seagrass coverage and low biomass, where the sediment background may potentially yield the highest bias. The blue band corrected indices which gave the best results in this study may be used with caution, being sensitive to changes in atmospheric diffusion and to albedo variations. Changes in atmospheric conditions occurring during hyperspectral image acquisition (common in temperate zones) could hamper the efficacy of blue band corrected VIs. However, these indices were

less sensitive to the saturation process with high biomasses than indices commonly used to map vegetation (MSAVI₂, SAVI, NDVIs), especially the mSR₇₀₅, the PSSRa and the PSSRb which had nearly linear relationships. Their application on high biomass meadows may thus be preferably selected regardless of the other VIs. Some indices like the VARIgreen can already be discarded for their high sensitivity to this saturation process. The use of both multispectral and hyperspectral images applying blue band corrected VIs may be considered for future remote sensing applications, particularly for inter-ecosystem comparisons with marked sediment differences. These indices should now be tested *in situ* and compared to field samples before being applied to satellite or airborne images. The indices proposed in this study to map *Z. noltii* intertidal beds are easy to compute compared to sophisticated hyperspectral processing and may find wide applications. Hyperspectral investigations are nonetheless required to retrieve data related to seagrass pigment composition that can be interpreted in terms of physiology and epiphytic cover. Further investigations should test the efficiency of blue band corrected indices taking into account *Z. noltii* pigment content variations during a seasonal cycle.

Des erreurs ont été constatées dans la première version de l'article publiée dans Aquatic Botany. La version présentée ici est corrigée. Un erratum a été envoyé au journal afin de faire état de ces modifications.

2.2 Article 2 : Seasonal spectral response of intertidal seagrass *Zostera noltii*.

A. BARGAIN, M. ROBIN, V. MÉLÉDER, P. ROSA, E. LE MENN, N. HARIN, L. BARILLÉ Article soumis à Journal of Experimental Marine Biology and Ecology.

2.2.1 Abstract

The influence of phenological variations on the reflectance of the intertidal marine angiosperm *Zostera noltii* have been studied using spectroradiometry and pigment analysis. Leaves were sampled each month from March to November and spectral reflectance was measured in the 400-900 nm wavelength range in the laboratory for increasing biomass. High Performance Liquid Chromatography (HPLC) was used to assess pigment composition and concentration of the leaves and their epiphytes. Several vegetation indices (VIs) were tested for their sensitivity to seasonal variations, from NDVI-like ratios to indices based on derivative analysis. Pigment concentration showed a seasonal effect, with highest concentrations observed in summer, synchronous with the above-ground biomass peak. The seasonal variations were clearly visible in the leaf reflectance spectrum, showing for the same amount of vegetation lower reflectance in summer for the visible wavelengths and a higher near infrared (NIR) plateau compared to the other months. Indices based on the difference between the red and NIR reflectance values, typically all the NDVI-like ratios, were the most sensitive to seasonal pigment concentration variations. In fact, seasonal effects were systematically reduced for VIs integrating a blue band correction, namely the modified Specific Ratio ($mSR_{(705)}$), the modified Normalized Difference ($mND_{(705)}$), the the modified NDVIs for Landsat, FORMOSAT and narrow band NDVI ($mNDVI_{(673)}$) as well as the Atmospherically Resistant Vegetation Index (ARVI). However, these indices showed a faster saturation for increasing seagrass biomass, except for the $mSR_{(705)}$, being the least sensitive to biomass saturation. The interesting properties of this index suggest that it should now be tested for air-borne or satellite remote sensing mapping of *Z. noltii* beds but it requires a high spectral resolution and cannot be applied to multispectral satellite images.

Keywords : HPLC ; Pigments ; Seasonal ; Seagrass ; Spectroradiometry ; Vegetation index ; *Zostera noltii*

2.2.2 Introduction

The measurement of spectral reflectance (ratio of upwelling radiance and downwelling irradiance) allows non destructive estimation of biophysical and biochemical properties of vegetation. Typically, plant spectral responses are characterized by absorption of radiations in the visible (VIS) range in relation to photosynthetic and accessory pigments and a reflexion in the Near-Infra Red (NIR) associated to scattering processes by the leaf surface and internal structures. Marine and terrestrial angiosperms share overall similar spectral features, but qualitative spectral differences can be detected between species (Sims & Gamon, 2002). Among seagrasses, significant spectral variations have been specifically observed in the green wavelength and in the NIR (Fyfe, 2003; Durako, 2007). Vegetation indices (VIs) calculated from reflectance spectra have been used to discriminate seagrass species from other benthic autotrophs or to assess seagrass standing stocks (Kromkamp et al., 2006; Barillé et al., 2010). The most popular index, the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), originally created to assess the green biomass (Rouse et al., 1973; Tucker, 1979), combined information contained in the two spectral bands, in the red and the NIR. It has successfully been used as a proxy to assess seagrass above-ground biomass, although sensitive to saturation for increasing amount of biomass (Guillaumont, 1991; Bargain et al., 2012). In fact, a large number of VIs are computed like the NDVI, employing band ratios within areas of the spectrum that are sensitive to pigments absorption (Blackburn, 2007). For angiosperms, pigment-specific VIs have been proposed to estimated chlorophyll (chl) *a* and *b* content in leaves (Blackburn, 1998a,b; Datt, 1998; Carter & Spiering, 2002). However, pigment concentration is strongly influenced by light quantity and quality and changes according to spatio-temporal variations (Dennison, 1987; Dring, 1992; Fyfe, 2004). Large seasonal variations have been reported for various seagrass species (Jiménez et al., 1987; Cummings & Zimmerman, 2003; Plus et al., 2005b) among which the intertidal species *Zostera noltii*, which faces additional light variations depending on tides and water. For this species, seasonal changes in pigment concentration may modify

the depth of absorption band observed in reflectance spectra, but the consequences on pigment-based VIs have not yet been investigated. Seasonal changes in spectral reflectance have been detected for seagrass but significant interspecific variability was observed (Fyfe, 2003).

Z. noltii is characterized by a unimodal seasonal development over a broad range of latitude for the Atlantic coast, and leaf dynamic shows a clear summer maximum as revealed by above-ground biomass variations (Auby, 1991; Pérez-Lloréns & Niell, 1993; Vermaat et al., 1993). *Z. noltii* spectral signature may thus also be influenced by structural seasonal variation of leaf morphology (thickness) and anatomy (Enríquez, 2005; Durako, 2007). Seagrass leaves have a single cell epidermis containing most of the photosynthetic and accessory pigments, and an homogeneous mesophyll with air lacunae (Den Hartog & Kuo, 2006). In fact, this restriction of chloroplasts to the leaf epidermis, is responsible for a package effect, which refer to the fact that large variation of pigment concentration result in smaller variation of absorbed light (Cummings & Zimmerman, 2003; Enríquez, 2005; Durako, 2007). This suggests that pigment content variations may have a limited effect on spectral signature and then eventually on VIs. *Z. noltii* leaf biomass variations estimated by the mass of leaf dry weight have been described with spectral reflectance (Guillaumont, 1991; Barillé et al., 2010; Bargain et al., 2012), but the hypothesis that a single relationship may be valid over a seasonal cycle remain to be tested. This could have significant implications for the accurate remote sensing of seagrass beds standing stocks with air-borne or satellite sensors (Armstrong, 1993; Mumby et al., 1997; Phinn et al., 2008). The main purpose of this study is to assess seasonal variations of *Z. noltii* spectral reflectance in relation to seasonal pigments dynamic and their consequences on VIs variability. Spectral measurements were carried out from leaves collected monthly from March to November while pigment content was estimated by High Performance Liquid Chromatography (HPLC). The VIs tested in this work were selected from a previous work analysing their sensitivity to background influences (Bargain et al., 2012), and include indices known for their low sensitivity to leaf structure variations in terrestrial species.

2.2.3 Materials and methods

2.2.3.1 Sampling and spectral measurements

Z. noltii leaves were collected from March to November 2009 during low tides in Bourgneuf Bay, located south of the Loire estuary on the French Atlantic coast (2°05'W, 47°00'N). The sampling station was located in the upper intertidal zone (2°10'W, 46°57'N). A large number of shoots was sampled and no distinction was done between the leaves among a shoot. All samples were brought back to the laboratory in a cooler. A fraction was frozen and preserved in a -80°C dark freezer for pigment analysis, the remaining part was kept at 4°C in dark and processed in less than 24 hours for spectral measurements. Microscopic examinations revealed that leaves were often colonized by epiphytes, which were kept to conform to the remotely sensed field situation. Simultaneously, above ground biomasses were measured each month (n=20). The samples collected with a 25 cm diameter core were oven-dried at 60°C for 48 hours, and weighed on a high precision balance. Spectral measurements of *Z. noltii* leaves were done on background constituted by sediment collected in the same area as the leaf samples, to mimic the natural conditions of *Z. noltii*. This sediment was always characterized as a fine sand, mainly composed of particles comprised between 125 and 250 μm , and did not contribute to albedo or spectral contrast variations between monthes. Measurements were made using an Analyzed Spectral Device (ASD Fieldspec) field portable spectroradiometer, measuring the radiance ($\text{W}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{nm}^{-1}\cdot\text{sr}^{-2}$) from 350 to 2500 nm. To focus on pigment and structural effects on reflectance, and because of the strong influence of water above 900 nm, spectral responses were recorded only in the visible and NIR portions of the spectra (400-900 nm). The instrument has a spectral sampling interval of 1.4 nm in this part of the spectrum, and a spectral resolution of 3 nm. The experiment was conducted in a dark room, and the samples were illuminated by a 12 volt quartz lamp, positioned 41 cm above from nadir. A fiber optic was fixed on a support at 21.5 cm above the experimental trays filled with fine sand, at an angle of 8°. The instrument was calibrated firstly to subtract the dark-current for each radiance measurement, secondly with a white reference Spectralon panel estimating the irradiance ($\text{W}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{nm}^{-1}\cdot\text{sr}^{-2}$) to obtain a reflectance spectrum directly ($\rho=\text{radiance}/\text{irradiance}$). The spectroradiometer field-of-view was limited to a 15 cm^2

(5 × 3cm) rectangle, cut in a black absorbing tissue covering the trays. Each leaf was cut to match the rectangle area exactly, and laid on the sediment surface. The leaves, positioned side to side and piled, were used to obtain a maximum biomass of around 150 g Dry Weight.m⁻² (gDW.m⁻²), which is sufficient to capture the biomass saturation process for a wide range of VIs (Bargain et al., 2012). The leaves were then removed progressively until sediment without vegetation was reached. The leaves were oven-dried at 60°C for 48 hours, and weighed on a high precision balance to obtain the biomass, expressed in gDW.m⁻².

2.2.3.2 Pigments analysis

Pigment analysis of *Z. noltii* leaves was performed by High Performance Liquid Chromatography (HPLC). The protocol for pigment extraction, HPLC equipment and the elution program were adapted from Méléder et al. (2003a). Pigments were extracted in the dark at 4°C during 24 hours, with 5ml of 90% acetone from 0.5g of fresh weight. The solution was then filtered (0.2 μm) and diluted volume-to-volume in ammonium acetate to optimize pigment elution particularly the more polar. 100 μL samples were injected in a separating column in inverse phase C18 and were eluted during 30 minutes following the program developed by Mantoura & Llewellyn (1983). After elution, pigments were identified using their absorbance properties measured by a diode-array (400 to 800 nm) and their time of elution through the column. After identification, their concentration in mg.L⁻¹ were computed following external calibration using pigment standards and chromatograms peak areas at 440 nm. Some pigments were summed : chl *a* and its allomer and all the carotenoids specific of the *Z. noltii* leaves (CAR_z), ratios of major pigments relative to Chl *a* were computed. Six replicates were measured for each date and pigments were expressed in concentration standardized to 1g of leaf dry weight (mg.g⁻¹DW).

2.2.3.3 Selection of spectral indices

Three types of indices were tested in this study : multispectral VIs using a limited number of spectral bands with a spectral resolution (broad spectral bands), narrow-band VIs using discrete wavelengths specific of pigment absorption and an hyperspectral VI requiring a high spectral resolution. The majority of the indices tested in this study were

Tableau 2.5 – Vegetation Indices tested in this study. TM : reflectance values of Landsat bands (TM_1 : 450-500 nm, TM_2 : 520-600 nm, TM_3 : 630-690 nm and TM_4 : 750-900 nm), XS : reflectance values of SPOT bands (XS_1 : 500-590 nm, XS_2 : 610-680 nm and XS_3 : 790-890 nm), B, R, G and NIR : Reflectance values of MODIS bands for a spatial resolution of 250 and 500m (B : 459-479 nm, G : 545-565 nm, R : 620-670 nm and NIR : 841-876 nm) and B1, B3 and B4 : Reflectance values of FORMOSAT-2 (B1 : 450-520 nm, B3 : 630-690 nm B4 : 760-900 nm)

Index	Index Entire Name	Formula	Reference
Multispectral			
NDVI SPOT	Normalized Difference Vegetation Index	$(XS_3 - XS_2)/(XS_3 + XS_2)$	Rouse et al. 1973
NDVI Landsat	Normalized Difference Vegetation Index	$(TM_4 - TM_3)/(TM_4 + TM_3)$	Rouse et al. 1973
NDVI FORMOSAT-2	Normalized Difference Vegetation Index	$(B4 - B3)/(B4 + B3)$	Rouse et al. 1973
ARVI	Atmospherically Resistant Vegetation Index	$[NIR - [R - \gamma(B - R)]]/[NIR + [R - \gamma(B - R)]]$ with $\gamma = 1$	Kaufman & Tanré 1992
mNDVI Landsat	Modified NDVI for Landsat	$(TM_4 - TM_3)/(TM_4 + TM_3 - 2TM_1)$	Bargain et al. 2012
mNDVI FORMOSAT-2	Modified NDVI for FORMOSAT-2	$(B4 - B3)/(B4 + B3 - 2B1)$	This Study
Hyperspectral			
<i>Band ratios</i>			
mSR ₍₇₀₅₎	Modified Simple Ratio	$(R_{750} - R_{445})/(R_{705} - R_{445})$	Sims & Gamon 2002
<i>NDVI-like ratios</i>			
NDVI ₍₆₇₃₎	Normalized Difference Vegetation Index hyperspectral	$(R_{750} - R_{673})/(R_{750} + R_{673})$	
NDVI ₍₆₅₀₎	Normalized Difference Vegetation Index for chl <i>b</i>	$(R_{750} - R_{650})/(R_{750} + R_{650})$	This study
mNDVI ₍₆₇₃₎	Modified NDVI for hyperspectral	$(R_{750} - R_{673})/(R_{750} + R_{673} - 2R_{445})$	Bargain et al. 2012
mND ₍₇₀₅₎	modified Normalized Difference	$(R_{750} - R_{705})/(R_{750} + R_{705} - 2R_{445})$	Sims & Gamon 2002

pre-selected from Bargain et al. (2012) among those giving the best results for their low sensitivity to background variations. However, some other indices used for biomasses estimation or referring to a satellite that may be useful for seagrass mapping (FORMOSAT-2) were added. All VI acronyms tested in this study are detailed in Table 2.5. Six multispectral broad-band indices were thus selected : the NDVI, created by Rouse et al. (1973), was applied to SPOT, Landsat and FORMOSAT-2 spectral resolution, the ARVI developed for MODIS by Kaufman & Tanré (1992) to reduce atmospheric effects (the γ value depending on aerosol type used in this study was 1, the optimum value proposed by the author) and the index mNDVI Landsat proposed in Bargain et al. (2012) as well as the mNDVI FORMOSAT, built on the same way for this study. Five narrow-band indices were also selected, which focus on pigment spectral absorption bands, either at the center or at the edge of the band (705 nm for Chl *a*) : the modified simple ratio mSR₍₇₀₅₎ and modified NDVI, (mND₍₇₀₅₎) created by Sims & Gamon (2002), to remove the effects of specular reflectance at the leaf surface and reduce the biomass saturation effect. Two NDVIs using the Chl *a* or Chl *b* absorption band at 673 nm (NDVI₍₆₇₃₎) and 650 nm (NDVI₍₆₅₀₎) respectively, and a modified NDVI (mNDVI₍₆₇₃₎) that should be more sensitive to biomass saturation. At last, the Red Edge Inflexion Point (REIP), a widely used hyperspectral index proposed by Dockray (1981) was estimated from spectra's first derivative as detailed Bargain et al. (2012). The position of *Z. noltii* pigment absorption bands was investigated using second derivatives analysis (Tsai & Philpot, 1998), showing peaks at the band-centers (Jesus et al., 2006). Spectra were previously smoothed, using a mean-filter with an 11 nm window, sufficient to reduce random noise and preserve spectral features typical of the leaf spectrum. Second derivatives were also calculated from spectra of leaves cleared of epiphytes.

2.2.3.4 Statistical analysis

Sigmastat 3.1 (Systat software) was used to check the normality and heteroscedasticity of HPLC data distributions and subsequent statistical analyses. Temporal variations of pigments were compared by one-way ANOVA and Tukey tests were used in *a posteriori* analyses. Correlation between variables was determined by Pearson correlation tests. For each spectral index tested, relationships with biomass were modeled by an exponential

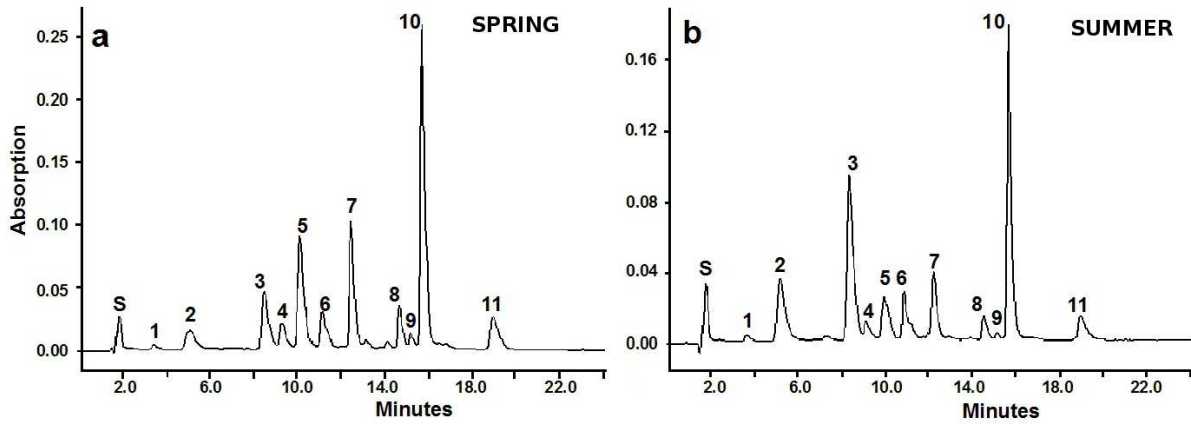


FIGURE 2.9 – Comparisons of chromatograms obtained at two seasons from *Z. noltii* leaves collected in April (a) and in August (b). s is the solvent peak, and each pigment peak is given table 2.6. Note that the same composition is detected, only the relative proportion to the chlorophyll *a* (peak 10) varies.

function $VI = a + b(1 - \exp^{-c \cdot biomass})$, where a is the intercept point, b contribute to the asymptote value and c the slope value. This model was chosen for its ability to describe VIs saturation for increasing biomass (Bargain et al., 2012). Monthly relationships were compared for each VI using an analysis of covariance (ANCOVA) after a log-log linearization. To identify the least sensitive VIs to seasonal variations, all the monthly data were pooled and a unique exponential model was used to fit all the data. The coefficient of determination (R^2) was then used to assess the variability generated by seasonal variations. To compare the sensitivity of each index to biomass saturation, every model was standardized to a zero intercept to obtain comparable half-saturation coefficients ($VI_{max}/2$), corresponding to biomasses at half-saturation.

2.2.4 Results

2.2.4.1 Pigment identification and relation with reflectance spectra

A similar pigmentary composition was detected in samples of *Z. noltii* collected from Spring to Fall (Fig. 2.9). A total of 11 main pigments were identified (Table 2.6) comparing their specific *in vitro* absorptions and retention time to standard (Mélédér et al., 2003a) or literature ones (Jeffrey, 1997). Chlorophyll *a* and its allomer, chlorophyll *b* characteristic of angiosperms, and their breakdown products (chlorophyllids) were systematically

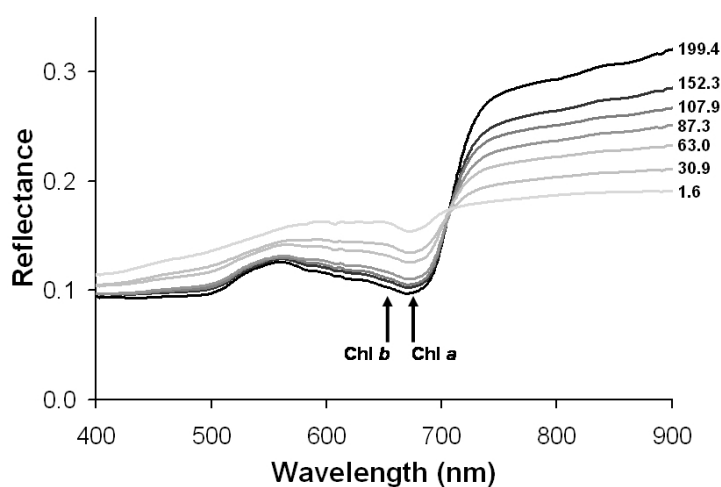


FIGURE 2.10 – Reflectance spectra of increasing above-ground biomasses ranging from 1.6 to 199.4 gDW.m⁻² of *Zostera noltii* (July data). Specific absorption positions of chlorophylls *a* and *b* main absorption band (see Fig. 2.11) are shown with black arrows. Darker lines correspond to higher biomasses

identified, while chlorophyll *c*, a biomarker of the class of diatoms, was found for all months but March. The presence of epiphyte diatoms was confirmed by the concomitant identification of fucoxanthin and diadinoxanthin in all samples but March. Angiosperm carotenoids were systematically detected : neoxanthin, violaxanthin, lutein and β -carotene and ranked according to their respective order of elution (Fig. 2.9). For some samples, additional unidentified carotenoids were detected in very small amount (less than 1% of the total concentration). Chl *a* accounted for more than half of the total pigment while chl *b* represented 14 to 28% (Table 2.7), emphasizing the relevance to test VIs based on Chl *b* absorption. The reflectance spectra of *Z. noltii* leaves in the VIS (400 to 700 nm) resulted from the combination of all these pigments specific absorptions (Fig. 2.10). However, there are no obvious absorption features for this wavelength range, except the broad chl *a* 675 nm absorption band positioned just before the sharp rise to the infrared plateau. Derivative analysis was therefore used to identify other absorption bands and their positions (Fig. 2.11). The main peaks in second derivative spectra of the *Z. noltii* leaves indicated that five additional absorption bands are present at 510, 546, 584, 624 and 650 nm (Fig. 2.11A). No clear differences appeared between both fouled and unfouled leaves except an absorption band at 609 nm for fouled leaves (Fig. 2.11B). For biomass variations measured each month, seagrass reflectance in the VIS decreased in an orderly

fashion throughout the increase in biomass with deeper chl *a* absorption at 675 nm and a sharper rise to the infra-red plateau.

2.2.4.2 Monthly pigments and spectral variations

Monthly total pigment concentrations (Table 2.7 and Fig 2.12) were significantly different (ANOVA, $P < 0.01$) and globally tended to increase from spring with the lowest value measured in March (Tukey, $P < 0.05$) (1.55 ± 0.42 (SD) $\text{mg.g}^{-1}\text{DW}$) to summer (6.61 ± 1.72 $\text{mg.g}^{-1}\text{DW}$ in July), and then to decrease from the end of summer to fall (3.50 ± 0.54 $\text{mg.g}^{-1}\text{DW}$ in November). Significant seasonal differences were observed for the main pigments concentration (chl *a*, chl *b*, Car_z) with a maximum in summer (ANOVA, $P < 0.01$), but chl *a* showed the lowest seasonal variability with a coefficient of variation (CV) of 0.36 (table 2.7). The chl *a* :total pigment ratio was higher from the end of summer to the early fall with the highest value in October (0.64 ± 0.03 , 2.8) illustrating a faster decrease of total pigments than chl *a* only. Chl *b* followed the same variations as chl *a* (Pearson correlation = 0.83, $P < 0.01$), with a maximum concentration of 1.47 ± 0.56 $\text{mg.g}^{-1}\text{DW}$ observed in July, but showed a higher seasonal variability (C.V.=0.55, table 2.7). The ratio Chl *b* :Chl *a* globally showed seasonal variations with high values in summer (0.43 ± 0.03 and 0.42 ± 0.05 in June and July respectively, table 2.8), November

Tableau 2.6 – Absorbance maxima for the main pigments detected in *Z. noltii* leaves sampled from March to November 2009 by HPLC diode array. Asterisks indicate pigments characteristics of epiphyte diatoms.

Peak number	Pigment	Abbreviation	Retention time (min)	Maxima absorbance (nm)		
1	Chlorophyllide <i>a</i>		3.2	432	620	667
2	Chlorophyll <i>c</i>	Chl <i>c</i> *	5.5	444	583	633
3	Fucoxanthin	Fuco*	8.3	452		
4	Neoxanthin	CAR _z	9.5	415	438	466
5	Violaxanthin	CAR _z	10.2	419	440	471
6	Diadinoxanthin	Diad*	10.7	447	477	
7	Lutein	CAR _z	12.2	447	476	
8	Chlorophyll <i>b</i>	Chl <i>b</i>	14.5	467	600	650
9	Chlorophyll <i>a</i> allomer	Chl <i>a</i>	15.1	431	617	664
10	Chlorophyll <i>a</i>	Chl <i>a</i>	15.6	432	618	665
11	β -carotene	CAR _z	18.9	453	480	

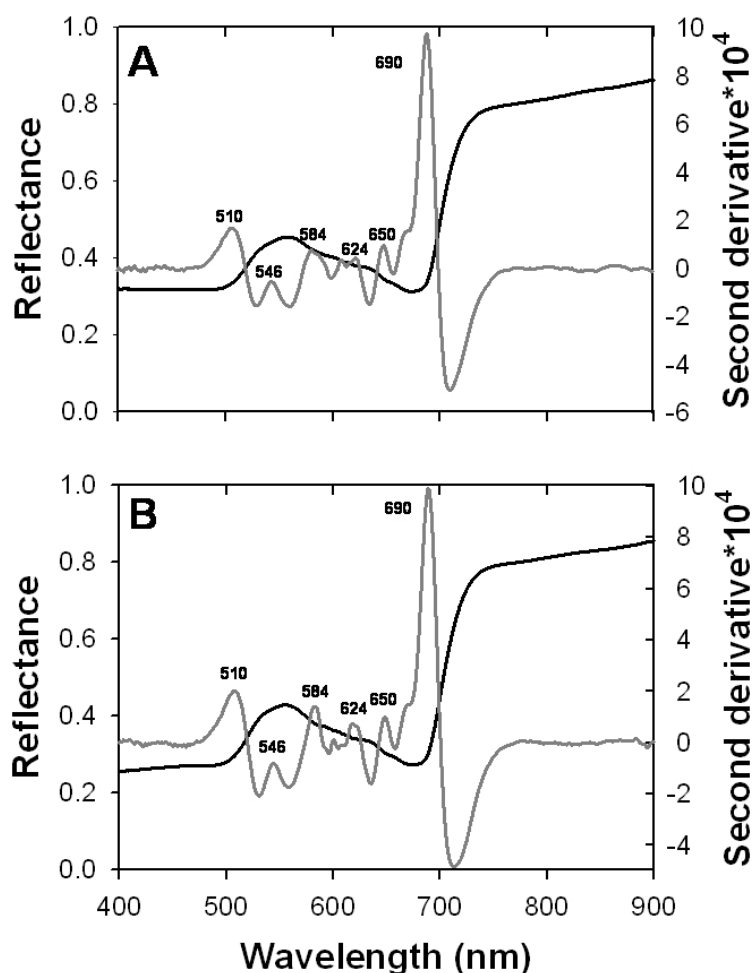


FIGURE 2.11 – A : Reflectance spectrum (black) and second derivative (grey) of unfouled leaves of *Zostera noltii* collected in the upper intertidal zone in July 2009. B : Reflectance spectrum (black) and second derivative (grey) of fouled leaves of *Zostera noltii*. Second derivative peaks show the position of the specific absorption bands of the leaves

excepted. Carotenoids represented between 14 to 33% of the total pigments (Table 2.8) and their concentration showed seasonal variations closer than chl *a* ($r=0.84$; $P<0.001$) compared to chl *b* ($r=0.74$; $p<0.05$). An increase of epiphyte pigments (chl *c*, fucoxanthin, diadinoxanthin) was clearly distinguishable from April, but the highest values were found in August, September and October (Table 2.7). The lack of correlation between chl *a* and chl *c* ($r=0.27$; $p=0.48$) confirms that the epiphyte cycle does not match the cycle of *Z. noltii* pigments and that epiphyte do not contribute significantly to the chl *a* concentration. Pigment seasonal variations had consequences on leaf reflectance spectra (Fig.2.13). For the same biomass, the reflectance values were lowest for all visible wavelengths for

Tableau 2.7 – Seasonal variations of pigment concentration (mg.g^{-1} of dry weight of leaves), from March to November 2009, for *Z. noltii* leaves and their standard deviation (in parenthesis). CV is the coefficient of variation. Pigment abbreviation names are given table 2.6.

Month	Chl <i>a</i>	Chl <i>b</i>	CAR _{<i>z</i>}	Chl <i>c</i>	Fuco	Diad	Total
March	0.77(0.18)	0.26(0.08)	0.51(0.16)	0.00(0.00)	0.00(0.00)	0.01(0.01)	1.55(0.42)
April	3.15(0.44)	1.07(0.30)	1.49(0.25)	0.05(0.01)	0.01(0.00)	0.05(0.02)	5.83(0.76)
May	2.79(0.72)	1.17(0.56)	1.26(0.29)	0.03(0.02)	0.01(0.00)	0.03(0.01)	5.29(1.44)
June	2.28(0.59)	0.98(0.26)	0.97(0.41)	0.01(0.01)	0.03(0.02)	0.02(0.01)	4.29(1.25)
July	3.44(0.92)	1.47(0.56)	1.59(0.40)	0.06(0.03)	0.02(0.01)	0.03(0.00)	6.61(1.85)
August	2.44(0.85)	0.66(0.56)	0.85(0.41)	0.11(0.02)	0.03(0.01)	0.04(0.00)	4.12(1.76)
September	2.20(0.60)	0.56(0.13)	0.76(0.39)	0.10(0.03)	0.03(0.01)	0.04(0.01)	3.69(1.16)
October	2.35(0.18)	0.53(0.18)	0.63(0.07)	0.10(0.01)	0.04(0.05)	0.04(0.01)	3.69(0.29)
November	1.93(0.33)	0.98(0.37)	0.47(0.06)	0.06(0.01)	0.01(0.00)	0.05(0.04)	3.50(0.54)
CV	0.36	0.55	0.49	0.72	0.97	0.50	0.40

Tableau 2.8 – Seasonal variations of pigment concentration ratios, from March to November, for *Z. noltii* leaves and their standard deviation (in parenthesis) and above ground biomass of *Zostera noltii* leaves measured each month in the field ($n=20$), in gDW.m^{-2} . Fucoxanthin/total and Diadino/total ratios were all <0.01 . Pigment abbreviation names are given table 2.6. L.D. : Lacking data

Month	Chl <i>a</i> /tot	Chl <i>b</i> /tot	CAR _{<i>z</i>} /tot	Chl <i>b</i> / <i>a</i>	CAR _{<i>z</i>} /Chl <i>a</i>	Biomass
March	0.50(0.03)	0.16(0.01)	0.33(0.02)	0.33(0.04)	0.66(0.08)	7.32
April	0.54(0.02)	0.18(0.03)	0.26(0.04)	0.33(0.05)	0.48(0.10)	10.3
May	0.53(0.02)	0.21(0.06)	0.24(0.05)	0.40(0.11)	0.46(0.10)	15.0
June	0.53(0.02)	0.23(0.02)	0.22(0.04)	0.43(0.03)	0.41(0.09)	26.9
July	0.52(0.02)	0.22(0.02)	0.24(0.03)	0.42(0.05)	0.47(0.07)	37.5
August	0.60(0.02)	0.16(0.03)	0.20(0.03)	0.27(0.06)	0.33(0.07)	L.D.
September	0.60(0.03)	0.16(0.02)	0.20(0.04)	0.26(0.03)	0.33(0.08)	63.4
October	0.64(0.03)	0.14(0.04)	0.17(0.02)	0.23(0.07)	0.27(0.04)	57.9
November	0.55(0.06)	0.28(0.09)	0.14(0.02)	0.52(0.21)	0.25(0.02)	22.3

leaves collected in summer at the highest seasonal pigment concentration. However, the summer spectrum was also characterized by a higher NIR plateau. (Fig 2.13B). With its lower VIS reflectance and higher NIR values, the relationship obtained in summer, between biomass and a spectral index (*e.g.* for NDVI SPOT, Fig. 2.13B), was significantly higher than those estimated for spring and fall, for the same range of biomass variations (ANCOVA, $P<0.01$). In fact, significant monthly differences were detected for all the VIs tested in this study with the month of July systematically different from the other ones for all indices (ANCOVA, $P<0.05$). However, Tukey *a posteriori* analysis suggested different sensitivity among VIs.

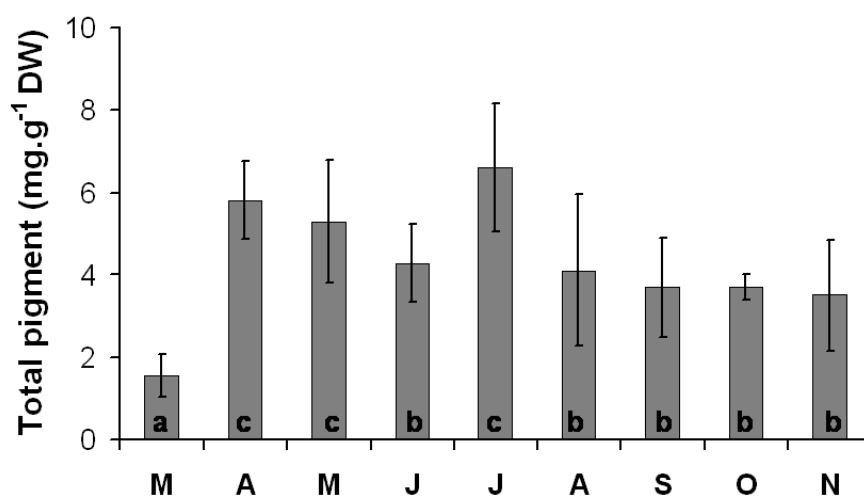


FIGURE 2.12 – Monthly variations of total pigments concentrations in mg.g^{-1} of dry weight (DW) of leaves of *Z. noltii*. Mean values are given with their 95% confidence interval ($n=6$). Bars sharing the same lower case letter are not significantly different (Tukey, $P>0.05$)

2.2.4.3 VIs sensitivity to seasonal variations

When seasonal influence was high, important data dispersion was observed in the relationships between biomass and VIs. This was the case of all the NDVI-like ratios either multispectral (SPOT, Landsat, FORMOSAT) or based on narrow bands (Fig. 2.14). On the contrary all VIs incorporating a blue band correction showed a reduced sensitivity to seasonal variations. The ranking of the values of coefficient of determination obtained for the 12 indices confirmed this dichotomy (Table 2.9). Among NDVI-like ratios there was no trend related to the spectral resolution or the use of specific absorption bands (chl *a*, chl *b*). The highest data dispersion was obtained with the REIP ($R^2=0.61$). Among the VIs showing the lowest sensitivity to seasonal variations ($R^2=0.93$), were the mNDVI Landsat and mNDVI FORMOSAT (Fig. 2.14, table 2.9). However, all blue-band corrected VIs reached asymptotic values faster than uncorrected VIs, except the $\text{mSR}_{(705)}$ specifically designed to be less sensitive to the chl *a* absorption band saturation (Table 2.9).

Tableau 2.9 – Results of the non linear regressions between vegetation indices and *Zostera noltii* biomass, for all data sets (from March to November); a is the intercept point, b the asymptote value and c the slope value. Standard error are indicated between parentheses. Indices are indicated according to decreasing coefficient of determination (R^2). The sensitivity of the vegetation indices to biomass saturation for the models fig. 2.14 was estimated by the biomass (in gDW.m⁻²) at which the VI reaches half of its maximum value.

Index	a	b	c	R ²	Biomass for VImax/2
mNDVI Landsat	0.281(0.008)	0.66(0.01)	0.03(0.00)	0.93	42.7
mNDVI Formosat	0.306(0.008)	0.66(0.01)	0.03(0.00)	0.93	43.8
mND ₍₇₀₅₎	0.067(0.004)	0.37(0.01)	0.02(0.00)	0.92	49.6
mNDVI ₍₆₇₃₎	0.258(0.011)	0.76(0.01)	0.03(0.00)	0.91	41.7
mSR ₍₇₀₅₎	1.129(0.018)	1.50(0.10)	0.01(0.00)	0.87	173.6
ARVI	-0.019(0.006)	0.47(0.01)	0.01(0.00)	0.87	45.4
NDVI ₍₆₅₀₎	0.041(0.006)	0.41(0.01)	0.01(0.00)	0.81	61.9
NDVI SPOT	0.070(0.006)	0.41(0.02)	0.01(0.00)	0.80	71.6
NDVI Landsat	0.070(0.007)	0.41(0.01)	0.01(0.00)	0.80	70.3
NDVI Formosat	0.070(0.007)	0.35(0.01)	0.02(0.00)	0.80	70.5
NDVI ₍₆₇₃₎	0.070(0.007)	0.40(0.01)	0.01(0.00)	0.79	70.0
REIP	0.001(0.000)	0.00(0.00)	0.03(0.00)	0.61	34.2

2.2.5 Discussion

2.2.5.1 Pigment composition and reflectance spectra

Z. noltii pigments detected by HPLC analysis in this study were the same as those identified by Casazza & Mazzella (2002) for this marine angiosperm. However, these authors removed the epiphytes while they were kept here to conform to a remote sensing situation, which explain the detection of chl *c*, fucoxanthin and diadinoxanthin. These pigments are biomarkers for the class of Bacillariophyceae (Millie et al., 2002; Barillé et al., 2007) and microscopic examination confirmed the systematic occurrence of the diatom *Cocconeis scutellum* (Ehrenberg). This species was identified as the main epiphyte of *Z. noltii* leaves in the nearby Marennes-Oléron bay (Lebreton et al., 2009). However, the diatom pigments did not contribute to more than 5% of the total pigment concentration and no differences could be done between reflectance spectra of fouled and unfouled leaves using derivatives analysis. Diatom reflectance spectrum has a diagnostic absorption band at 632 nm (Méléder et al., 2003a) which is clearly evidenced on second derivative spectra. In this study, no distinct feature appeared at this wavelength for leaves covered with

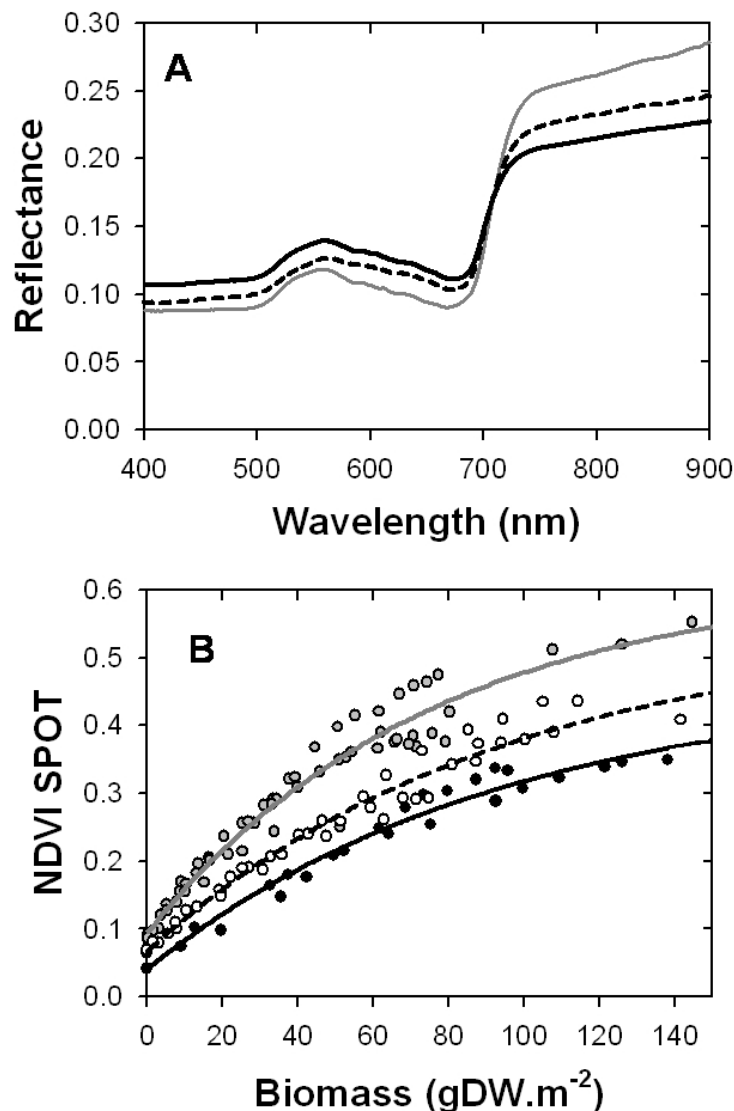


FIGURE 2.13 – A. Reflectance spectrum of the 3 months, April (Black line), July (Grey line) and September (dashed black line), for the same biomass (around 75 gDW.m⁻²) of *Z. noltii* leaves. B. Monthly non linear regression between NDVI SPOT and *Zostera noltii* biomasses, for 3 months : April (Black line), July (Grey line) and Septembre (dashed black line).

epiphytes. Fyfe (2003) similarly showed that fouling had little influence on *Z. capricorni* reflectance, the most obvious effect was a reflectance increase in the 575-630 nm region. However, Drake et al. (2003) who analysed the optical properties of *Z. marina* epiphytes have shown that they could absorb up to 63% of the incident light in the chlorophyll *a* absorption bands. The fact that epiphytic diatoms had no influence on *Z. noltii* spectral response can be related with observations showing that they represent a very low biomass

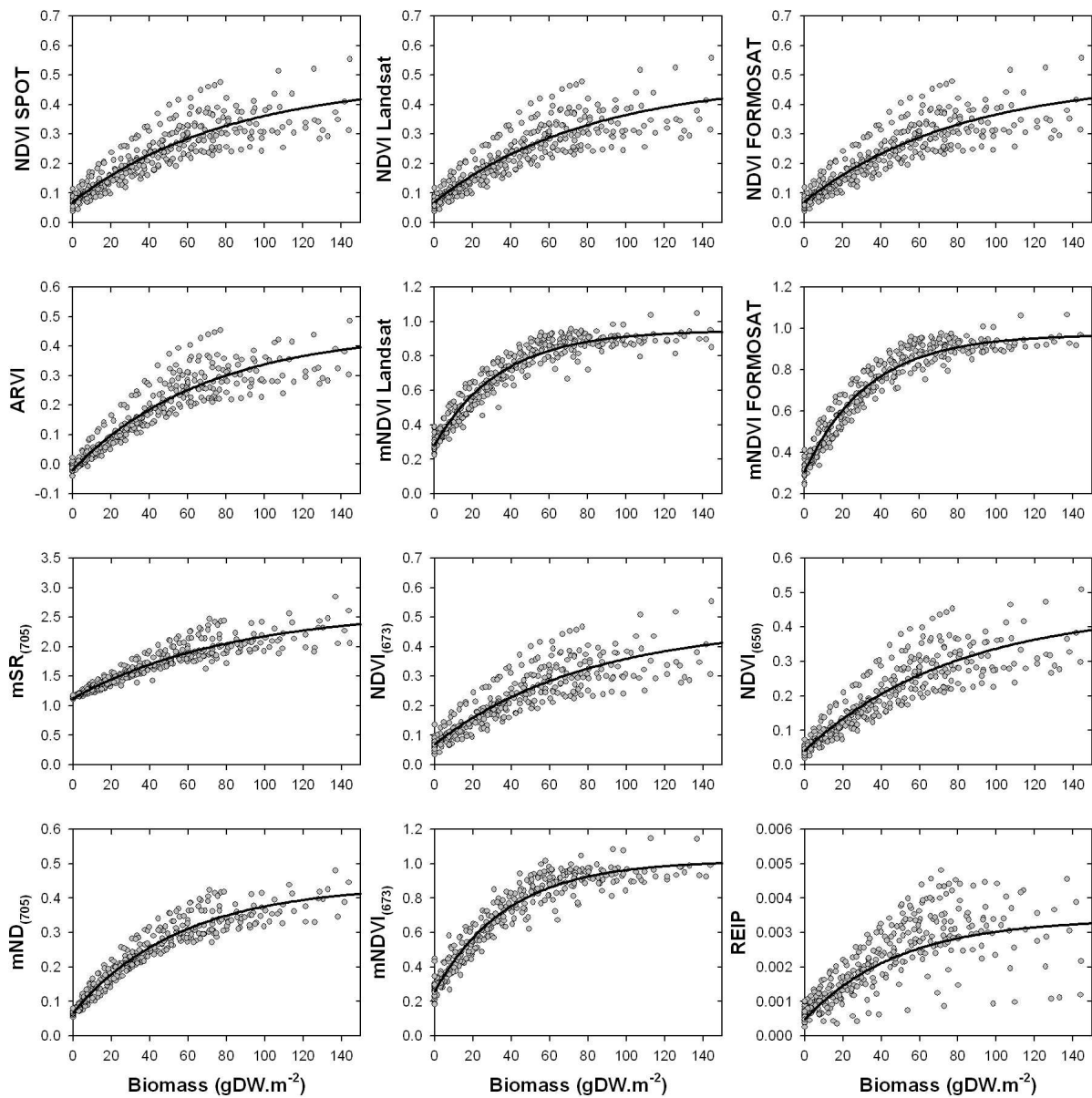


FIGURE 2.14 – Vegetation index sensitivity to *Z. noltii* seasonal variations for increasing biomass. All the data from March to November were pooled together. The VIs acronyms and calculation are provided table 2.5. The same non linear model (see material and methods) was adjusted to the data for all VIs

relative to the above-ground biomass, being distributed as a simple monolayer covering the leaf surface (Asmus & Asmus, 1985; Lebreton et al., 2009). Nevertheless, the shoots sampled in this study were collected in the high intertidal and Cabaço et al. (2009) have shown a significant higher epiphyte load in the low intertidal. Moreover, Philippart (1995) considered that epiphytic organisms can considerably reduces the light conditions depending of the time of the year, from 10 to 90% for *Z. noltii* in the Dutch wadden sea. Further

investigations with an imaging spectroradiometer (HySpex) acquiring data at a very high spatial resolution (ca. 300 μm) are required to confirm that epiphytes cannot be remotely sensed at the surface of *Z. noltii* leaves.

Pigment concentration was dominated by Chl *a*, *b* and carotenoids which were in the same range and proportions described for this species (Jiménez et al., 1987; Peralta et al., 2000) and other marine angiosperms (Fyfe, 2004; Silva, 2004). The Chl *b* : *a* ratios obtained in this study, from 0.23 to 0.52, were comparable to those found by Jiménez et al. (1987), between 0.18 and 0.30. Chlorophyll *b* showed a maximum absorption peak detected by HPLC at 650 nm which can be related to the reflectance absorption band identified by a second derivative peak at the same wavelength. In this case, the *in vivo* absorbance maximum matches the *in vitro* measurement (reflectance), but it should be reminded that this is generally not true, with significant wavelength shift varying according to the pigments (Méléder et al., 2003a). Spectral indices using the 650 nm wavelength had already been proposed to estimate the chlorophyll *b* concentration in terrestrial angiosperm leaves (Chappelle et al., 1992; Blackburn, 1998b), with some variations around the band center to reduce the saturation effect for increasing biomass. At 650 nm, no confusion can arise from the carotenoids which do not absorb red wavelengths (Table 2.6), while the peak identified at 624 nm in second derivative can probably be attributed to chlorophyll *a* and its breakdown products.

2.2.5.2 Temporal variations of pigments in *Z. noltii*

Light is considered as one of the main driving force that regulates seagrass survival and fitness (McMillan & Philipps, 1979; Hemminga & Duarte, 2000; Olivé et al., 2007) and is the primary environmental factor influencing photosynthesis, growth and depth distribution of submerged plant (Dennison, 1987). Besides long-term morphologic evolutions which serve to maximize light absorption and reduce light scattering (Dennison & Alberte, 1982; Cabaço et al., 2009) (*e.g.* absence of stomates, chloroplast localisation), a number of studies found that aquatic angiosperms, as terrestrial vegetation, had adaptative response to photon densities variations, changing pigment concentration and composition (Jiménez et al., 1987; Gitelson et al., 1996; Peralta et al., 2002) and thus their photosynthetic capacity (Vermaat & Verhagen, 1996), during a seasonal cycle. *Zostera noltii* collected from

March to November 2009 in the Bourgneuf Bay exhibited a seasonal cycle in above-ground biomass and leaf pigment concentration that followed the typical irradiance/temperature cycle for the European temperate zone. The highest values for total pigment and individual pigment concentration (Chl *a*, Chl *b*, Car_z) were observed in summer, as well as the above-ground biomass. While *Z. noltii* biomass (above- and below-ground) usually peaks in summer (Perez & Camp, 1986; Philippart, 1995; Auby & Labourg, 1996; Vermaat & Verhagen, 1996; Cabaço et al., 2009), the pigment data observed in this study differed with the general tendency for angiosperms and marine plants, for which pigment concentration increased with a diminution of light availability, to mitigate a possible reduction of the photosynthesis (McMillan & Philipps, 1979; Wiginton & McMillan, 1979; Dring, 1992; Abal et al., 1994; Mercado et al., 2003). Such a seasonal variation of pigment concentrations with winter maxima was shown for *Z. noltii* (Jiménez et al., 1987), but these authors also evidenced an increased pigmentary concentration following a short-term irradiance increase. Short term responses may have affected pigment composition, especially for this species with smaller root system, changing faster than those with a deeper anchorage (Abal et al., 1994), but this certainly cannot explain the seasonal pigment trend observed in this study. Moreover, samples were collected at the same tidal height excluding depth influence (Dennison & Alberte, 1986; Cabaço et al., 2009) and no variations can be imputable to leaves sampling position (Wiginton & McMillan, 1979; Olivé et al., 2006). The intra and inter-shoot variability was indeed strongly smoothed since at least 30 shoots were pooled to obtain one pigment analysis. The most likely explanation may be provided by Peralta et al. (2000), who observed a similar discrepancy between two *Z. noltii* morphotypes, with a higher pigment concentration found for the high versus low intertidal form, submitted to higher irradiance. They suggested that it could be the consequence of self-shading due to the high density of packed leaves, preventing dessication in southern Europe intertidal meadows (Silva & Santos, 2003). Macauley et al. (1988) also found highest summer chl *a* and *b* concentrations for *Thalassia testudinum* in the Gulf of Mexico, as well as lower chl *a* :*b* ratios during the period of high light intensity and when biomass was high. The discrepancy was not true for all pigments and carotenoids displayed an expected temporal variation with a peak in summer when the light is highly harvested by chlorophyll pigments, a trend consistent with their photo-protective role. With the

seasonal light decrease the CAR_z concentration decreased steadily compared to Chl *a*, suggesting a reduced need for photoprotection. This coincides with a lower absorption in the blue region of the reflectance spectra, where carotenoids have their maximal absorptions. Eventually, epiphytic pigments also showed a seasonal variation, but a shift was observed in their cycle since the highest concentrations of fucoxanthin, diadinoxanthin and chl *c* were observed from August to October. This result slightly differs from the finding of Lebreton et al. (2009) who measured the highest *Cocconeis* cell density in summer for *Z. noltii* leaves in Marennes-Oléron Bay. However, this discrepancy can be explained by the observation of Philippart (1995) showing that epiphyte pigment dynamics do not necessarily coincide with that of the biomass.

2.2.5.3 VIs sensitivity to seasonal variations

Z. noltii reflectance spectra showed seasonal variations, evidenced by the comparison of spectra with the same biomass but distinct responses in the visible and NIR wavelength ranges. Pigment variations modified the leaf reflectance spectrum, as the reflectance of vegetation is controlled by the absorption of pigment, within the photosynthetically active radiation region of the electromagnetic spectrum (400 to 700 nm) (Blackburn, 1998b). In fact, the spectral reflectance of leaves is mainly controlled by two processes: the physical scattering of light by the leaf surface and internal structure and absorption of radiant energy by leaf biochemicals (Datt, 1998). Hence, Fyfe (2003) discriminated species of seagrasses with consistent differences in their visible spectral response, attributed to constant differences in the relative concentrations of photosynthetic and accessory pigments in their leaves. Since the majority of vegetation indices are based on specific absorption bands, these variations should change the index value. Index seasonal variations observed in this study matched with the pigment seasonal variations: they were all more important in summer, when pigment concentration reached its maximum. The absorption band of chl *a* between 670 and 680 nm, used in many VIs, was more accentuated with the summer increase of this photosynthetic pigment in the leaves. Therefore, all VIs calculated with red wavelengths, typically NDVI-like ratios, were mechanically increased in summer and showed the highest sensitivity to pigment variations (NDVI SPOT, Landsat, FORMOSAT, NDVI₍₆₇₃₎). However, an increase of pigment content does not necessarily imply a better light absorption

efficiency (Cummings & Zimmerman, 2003) and a modification of the optical properties of the leaves. In fact, the increase of pigment concentration may lead to a significant package effect resulting in self-shading (Durako, 2007). In this study, the package effect was probably not significant since monthly variation of reflectance spectra was synchronous with pigment variations, in particular at the highest summer concentration. The effect of increasing pigment concentration on the deepening of absorption bands is nevertheless only effective until a saturation concentration (Datt, 1998). To overcome this problem of saturation and to keep a dynamic behavior of the index over a wide range of biomass, some VIs are built using wavelengths outside the main pigment absorption bands, Datt (1998, 1999) used wavelength of 550 and 708 nm, and Sims & Gamon (2002) developed their indices using 705 nm on the edge of the 675 nm. Many VIs were indeed sensitive to the saturation caused by increasing biomass, especially those using a blue-band correction, except the $mSR_{(705)}$ and the REIP. These indices could not detect biomass higher than $80 \text{ gDW}\cdot\text{m}^{-2}$, while the $mSR_{(705)}$ had a saturation point higher than $300 \text{ g DW}\cdot\text{m}^{-2}$, rarely reached in field (Philippart & Dijkema, 1995; Auby & Labourg, 1996; Vermaat & Verhagen, 1996). This index showed indeed the lowest sensitivity to the saturation process and had the interesting property of a low sensitivity to pigment seasonal variations. In fact, indices incorporating a blue band correction were all less sensitive to seasonal pigment variations, regardless of the spectral resolution, namely the $mNDVI$ Landsat, $NDVI_{(673)}$, ARVI, $mSR_{(705)}$ and $mND_{(705)}$. The blue band correction reduced the spectral seasonal variations since VIs values would be raised with a low blue-band absorption (less pigments), while they are attenuated with a high absorption (more pigments). Moreover, Sims & Gamon (2002) showed that blue-band corrected VIs also reduced the effect of light scattering for a wide range of terrestrial species and leaf structures. For *Z. noltii*, the variation in NIR reflectance for the same amount of biomass suggest that differences in light scattering was related to the phenology of internal tissues. Mesophyll structure variations are known to cause an additive offset and a multiplicative effect to the leaf reflectance (Datt, 1998).

2.2.5.4 Conclusions

The need to have a regular cartography in time and space is critical to have a good assessment of seagrass health and remote sensing is a useful technique for assessing seagrass ecosystem changes, quantifying species diversity and abundance in a spatial context (Phinn et al., 2008). In particular, it can play an increasing role in future seagrass management and protection, relative to aerial photography (Dekker et al., 2006). The use of VIs to map monospecific seagrass bed extent and biomass with satellite or airborne imagery is a simple empiric method (Ward et al., 1997; Barillé et al., 2010), compared to radiative transfer approaches (Dekker et al., 2006). However, VIs must be selected carefully to reduce all variability sources that can affect the index value, as the pigment variations studied here, or those linked to background influences, such as the soil spectral contrast, the albedo variations or the specular reflectance at the leaf surface (Bargain et al., 2012). This study also confirmed that index sensitivity to biomass saturation was a main constraint for most VIs except the Modified Simple Ratio at 705 nm ($mSR_{(705)}$) which was nearly insensitive to saturation. The index is already a standard for terrestrial vegetation studies and is available in commercial remote sensing software. It should now be tested for *Z. noltii* biomass cartography using sensors with a band at 705 nm, which limits the possibilities to hyperspectral instruments.

2.3 Conclusions du chapitre

Les résultats obtenus dans ce chapitre ont montré la possibilité de mettre en relation les valeurs de biomasses des feuilles de *Z. noltii* avec différents indices de végétation. Les relations obtenues offrent la possibilité, par calcul des réciproques, d'estimer des valeurs de biomasse à partir des valeurs des IVs. Cependant, ces relations varient sous l'influence du substrat sur lequel sont posées les feuilles d'herbier. Selon sa couleur, sa granulométrie ou sa composition, celui-ci va augmenter ou diminuer la réflectance et jouer sur l'albédo et la forme générale des spectres et ainsi sur les calculs d'IVs. De même, la phénologie de la feuille, avec un contenu pigmentaire plus élevé en été, a également un impact sur les spectres de biomasses et les IVs, tant dans le visible que dans le PIR. Certains IVs permettent néanmoins de diminuer l'influence à la fois du sol sous-jacent et des variations saisonnières, comme les IVs utilisant des bandes de réflectance dans le bleu (ARVI, mSR₍₇₀₅₎, mND₍₇₀₅₎, mNDVI₍₆₇₃₎, mNDVI Landsat ou mNDVI FORMOSAT). Ces indices sont donc à choisir préférentiellement, mais avec cependant quelques réserves : l'utilisation du bleu est fortement soumis aux variations d'éclairement et aux phénomènes de diffusion. L'application de ces indices sur une image où tous les pixels ont été acquis simultanément (image multispectrale comme Landsat ou FORMOSAT) ne sera pas problématique, l'éclairement étant le même partout. Sur des images hyperspectrales au contraire, les différences entre les lignes de vol acquises à des moments différents pourront être rehaussées. De plus, le phénomène de saturation des indices limite l'utilisation de ceux-ci. Cependant, un indice semble être quasiment insensible à la saturation, le mSR₍₇₀₅₎. En outre, le problème de non concordance entre les mesures en laboratoire, de terrain ou celles réalisées à partir des capteurs aéroportés ou satellitaires est possible. La réflectance à 300 mètres de hauteur serait déjà 30% moins élevée que celle du laboratoire, à cause du phénomène de dispersion et de la densité du couvert végétal (sur le terrain, les mesures concernent l'ensemble du couvert végétal et sont plus sensibles aux réflectances internes que les mesures de laboratoire qui ne concernent que quelques portions de feuilles) (Bariou, 1978). Il s'avère alors parfois difficile de comparer directement les mesures réalisées au laboratoire avec les spectres des images. Des mesures de biomasse et de couverture réalisées sur le terrain en 2008, 2009 et 2010 permettront de valider ou non ces estimations.

Chapitre 3

Étude de la dynamique spatio-temporelle des herbiers de *Zostera noltii* par télédétection multi et hyperspectrale

Les mesures réalisées en laboratoire ont été utilisées pour la cartographie des herbiers de *Zostera noltii* à partir d'images multispectrales et hyperspectrales. Cependant, ces mesures ne sont pas toujours directement transposables à macro-échelle, les relations entre les paramètres physiologiques mesurées en laboratoire à l'échelle des feuilles ne sont pas systématiquement applicables à l'échelle de l'écosystème (Bariou, 1978; Fyfe, 2004). Cela s'explique par les différences d'éclairement et la présence de l'atmosphère qui peuvent modifier les valeurs de réflectance, ainsi que par des différences de résolution spatiale et spectrale des capteurs. Les mesures en laboratoire ont un rapport signal/bruit très élevé car les mesures se font dans des conditions contrôlées, avec des spectroradiomètres caractérisés par une résolution spectrale élevée. Au contraire, ce rapport est beaucoup plus faible et le bruit beaucoup plus important lors de l'acquisition par des capteurs aéroportés (Clark et al., 2005). Cette variabilité est susceptible d'empêcher la détection des changements photosynthétiques ou physiologiques (concentration pigmentaire, changement de la structure des tissus). Néanmoins, la transposition des relations expérimentales aux images présente moins de contraintes lorsque la cartographie ne concerne qu'une seule et même espèce (Fyfe, 2004), ce qui est le cas dans notre étude. De plus, lorsque la structure de la canopée est simple, comme c'est le cas pour les herbiers intertidaux à marée basse, les interactions complexes se produisant dans un espace tridimensionnel sont réduites.

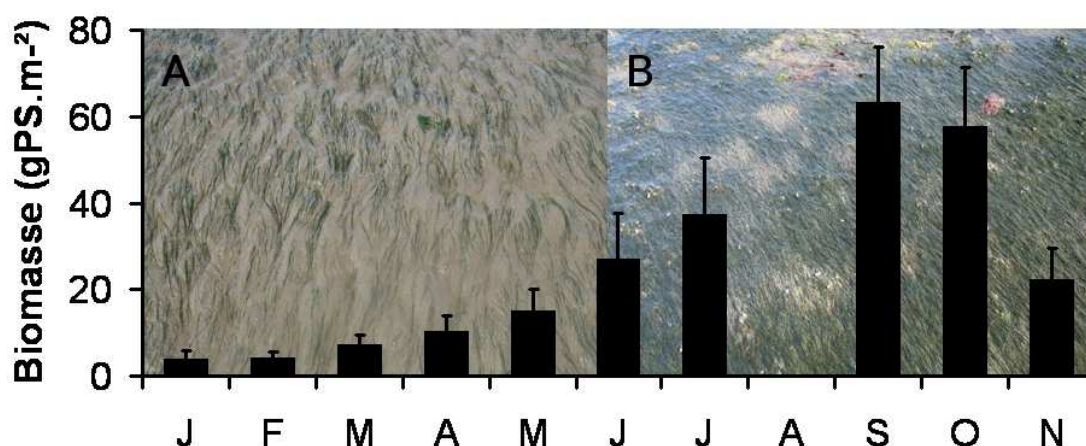


FIGURE 3.1 – Biomasses mensuelles de la partie épigée de l’herbier de *Zostera noltii* en baie de Bourgneuf durant l’année 2009 (Bargain et al. submitted, Tab. 2.8). Les histogrammes représentent les moyennes ainsi que les intervalles de confiance (barres verticales). Lo-sange : absence de données. Photographies réalisées dans la partie haute de l’herbier . A : Mai 2010. B : Août 2010 (photographies : A. Bargain)

L’objectif de ce chapitre est de tester la possibilité de réaliser des premières cartographies de biomasse des herbiers de *Z. noltii* à partir d’images multispectrales SPOT et d’images hyperspectrales HySpex, en utilisant les résultats de spectroradiométrie obtenus précédemment. Toutes les images traitées ont été acquises au mois d’août, septembre ou octobre, pendant le développement maximal de la plante (Philippart, 1995; Vermaat & Verhagen, 1996; Plus et al., 2005a; Cardoso et al., 2004; Andrade & Ferreira, 2011). Les herbiers des côtes européennes atlantiques croissent en effet à partir du mois d’avril, pour atteindre leurs plus fortes biomasses en fin d’été (Fig. 3.1). Afin de réaliser de telles cartographies, il convient en premier lieu de déterminer quels sont les pixels de l’image où se rencontrent les entités recherchées, afin de ne pas appliquer les calculs de biomasses sur l’ensemble de la végétation de l’image. Pour se faire, les différentes méthodes de classifications supervisées ou non supervisées ou l’utilisation des IVs évoqués antérieurement ont été utilisées pour distinguer les principaux organismes photo-autotrophes (Ward et al., 1997, 2003; Pasqualini et al., 2005; Howari et al., 2009). Une première cartographie des herbiers a été réalisée à partir d’images SPOT, à l’aide de l’indice de végétation NDVI (Rouse et al., 1973; Tucker, 1979). Des seuillages ont été appliqués en utilisant les signatures spectrales des organismes photosynthétiques uni et pluri-cellulaires de l’estran (les



FIGURE 3.2 – Mesures des biomasses de *Z. noltii* par le spectroradiomètre GER3700. Les herbiers sont disposés de façon à couvrir exactement le champ de vision du spectroradiomètre (photographie N. Harin)

angiospermes *Z. noltii* et *Z. marina*, les diatomées benthiques les macroalgues) ainsi que les différents substrats (vase, sable) (fig. 3.2). Afin d'obtenir des cartographies de la distribution spatiale de la biomasse à partir d'images multispectrales, les régressions obtenues dans le chapitre précédent entre les valeurs de biomasse et les IVs ont été appliquées aux images multi et hyperspectrales.

Les IVs testés précédemment ont été choisis pour atténuer l'influence des facteurs extérieurs sur le signal (atmosphère, réflexion spéculaire attribuable à la pellicule d'eau demeurant à la surface des feuilles, couleur ou granulosité du substrat...). Certains de ces indices ne sont cependant pas systématiquement applicables car ils dépendent de la résolution spectrale des capteurs. Ainsi, les bandes spectrales SPOT, au nombre de 4 (bien que seules 3 bandes ont été utilisées) et d'une résolution spectrale large, ne permettent pas de calculer une large gamme d'indices de végétation et la résolution hyperspectrale est nécessaire pour sélectionner des indices plus performants, car moins sensibles à l'influence du substrat ou plus spécifiquement adaptés à la biochimie foliaire. La résolution des capteurs hyperspectraux permet de mesurer les profondeurs de bandes d'absorption pigmentaires, comme celle de la chlorophylle *c* à 632 nm (Méléder et al., 2003b), pigment présent chez les diatomées et absent chez les angiospermes. Les données hyperspectrales



FIGURE 3.3 – Campagne de validation terrain de l’herbier de *Zostera noltii* dans la baie : mesures de recouvrement de l’herbier dans des cellules de 10*10 mètres localisées au GPS, à partir de quadrats, Septembre 2009.

permettent également de tester des classifications basées sur la forme globale du spectre, comme le Spectral Angle Mapper (SAM) (Kruse et al., 1993). Dans cette étude, elles ont permis l’utilisation d’autres outils exploitant l’intégralité des spectres, comme le linear spectral unmixing (Hedley & Mumby, 2002a), qui déconvolue l’information spectrale et détermine la part de chaque pôle pur dans un pixel où plusieurs informations sont mélangées. Cette technique repose cependant sur l’hypothèse que les mélanges à l’intérieur d’un pixel sont linéaires (surfaiques) et non intimes (Combe et al., 2005). Pour valider ces différentes méthodes, les cartographies réalisées à partir des missions aéroportées ont été confrontées à des mesures synchrones réalisées sur le terrain (Fig. 3.3 et ANNEXE 1).

3.1 Article 3 : Increase in seagrass distribution at Bourgneuf bay (France) detected by spatial remote sensing

L. BARILLÉ, M. ROBIN, N. HARIN, A. BARGAIN AND P. LAUNEAU. *Aquatic Botany*, 92 (2010) 185-194

3.1.1 Abstract

The changes in spatial distribution of intertidal *Zostera noltii* seagrass beds were studied with multispectral visible-infrared remote sensing in Bourgneuf Bay (France) over a 14-year period, between 1991 and 2005. Six SPOT satellite images acquired at low tide were calibrated using *in situ* spectroradiometric data and processed with the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI). A steady and linear increase in meadow areas was observed between 1991 and 2005 with total surfaces colonized by *Z. noltii* increasing from 208 to 586 ha, respectively. A greater increase in the densest part of the meadow (NDVI > 0.4) was also observed : it represented only 15% of total meadow surfaces in 1991 vs. 35% in 2005. The seagrass expansion took place mainly towards the lower part of the intertidal zone, while in the upper intertidal zone the meadow appeared strictly limited by the +4 m (Lowest Astronomical Tide) bathymetric level. The influence of *Z. noltii* above-ground biomass variations on spectral reflectance was analyzed experimentally by spectrometry. *Z. noltii* displays a characteristic steep slope from 700 to 900 nm, increasing with increasing biomass. A quantitative relationship obtained experimentally between NDVI and the dry weight of leaves was used to produce a biomass distribution map. The distribution of Bourgneuf Bay intertidal seagrass beds is certainly constrained by the water turbidity and we suggest that tidal flat accretion could be a significant variable explaining the observed expansion downwards. With very limited spatial interactions, oyster aquaculture cannot be considered as a threat, while a recent increase in recreational hand fishing of Manila clams within the beds could become problematic.

Keywords : seagrass distribution ; shellfish ecosystem ; spectrometry ; visible-infrared remote sensing ; *Zostera noltii*

3.1.2 Introduction

Historically, information on seagrass distribution has been obtained by field mapping and aerial photography. However, these methods do not allow synoptic coverage for large stands of seagrass. Aerial photography with its high spatial resolution may remain relevant up to macroscale meadows (Kendrick et al., 2000; McKenzie et al., 2001), but the specific spectral properties of seagrass, related to the reflected sunlight in the visible and near-infrared parts of the electromagnetic spectrum (Fyfe, 2003), cannot be exploited with panchromatic photographs. The advances in satellite remote sensing, with higher spatial and spectral resolution, as well as repeatability, now provides opportunities for cost-effective qualitative and quantitative mapping, particularly for large, monospecific meadows (Zacharias et al., 1992; Dekker et al., 2006; Phinn et al., 2008). This study examined the spatial distribution and the development of *Zostera noltii* Hornem. seagrass beds in the intertidal area of Bourgneuf Bay (France) using multispectral remote sensing. Multispectral imagery with low spectral resolution (limited number of broad spectral bands) has been successfully used to detect temporal changes in large and remote seagrass beds citepWar97,Dek05, and appears well suited to assess the areal extent and spatial variations of monospecific meadows. Intertidal *Z. noltii* beds are common in the Northern Hemisphere, widely distributed along the north-eastern coasts of the Atlantic, extending from the north of United Kingdom to Mauritania (Green & Short, 2003). This species colonizes sandy-muddy soft bottoms of shallow sheltered bays and has developed the most extensive western European meadow in Arcachon Bay along the Atlantic coast, covering an area of *ca.*70 km² in 1984 (Auby & Labourg, 1996).

Monospecific intertidal seagrass beds provide simplified case-study for remote-sensing applications. The discrimination with other benthic species is not an issue as critical as it can be in rocky environments since macroalgae usually do not grow on soft bottom sediments, while the absence of water column, considerably reduces the complexity of light interactions at the air-water interface and through the water column (Dekker et al., 2006). This situation is therefore favorable to retrieve biomass or abundance from remote

sensing images. This can be achieved using empirical relationships between a spectral index and seagrass biomass measurements (Armstrong, 1993; Mumby et al., 1997), but has seldom been applied to multispectral imagery. This is mostly due to the fact that benthic environments are inherently heterogeneous and that a low spectral resolution does not allow a rigorous deconvolution of spectral signatures for mixed pixels with different type of vegetation.

In this study we document the application of a satellite image time-series to map changes of intertidal seagrass beds over a 14-year period, on the north-west coast of France. SPOT multispectral imagery (visible near-infrared) combined with in situ spectroradiometric field measurements were used to obtain spatial distribution maps from which observed changes are discussed in the context of local threats. In spite of the monospecific nature of the intertidal seagrass beds studied, a comparison between spectral reflectance of other benthic photoautotrophs was performed. Eventually, we propose a quantitative relationship between a vegetation index and *Z. noltii* above-ground biomass, which may be applied to monospecific meadows. This relationship was applied to one image and the resulting biomass distribution map was critically evaluated.

3.1.3 Materials and methods

3.1.3.1 Study site

Bourgneuf Bay, located south of the Loire estuary on the French Atlantic coast (2°10'O, 46°57'N) (Fig. 3.4), is a macrotidal bay with a maximum tidal amplitude of 6 m during spring tides, receiving freshwater inputs from a 980 km² watershed, which includes 350 km² of marshes adjacent to the bay. The bay total surface area is 340 km², of which 100 km² are constituted by the intertidal zone. It is a site of extensive aquaculture of the oyster *Crassostrea gigas* (Thunberg), ranking sixth in France with a production of 8 600 metric tons on 1 000 ha of intertidal cultures (2001 data). Oysters are grown in plastic bags placed on racks, 70 cm from the bottom. This bay is highly turbid with annual mean concentrations of suspended particulate matter ranging from 27 to 129 mg.L⁻¹ according to a south-north gradient and with maximum values > 400 g.L⁻¹ during spring tides. *Z. noltii* beds occur in the western part of the bay, protected from the Atlantic

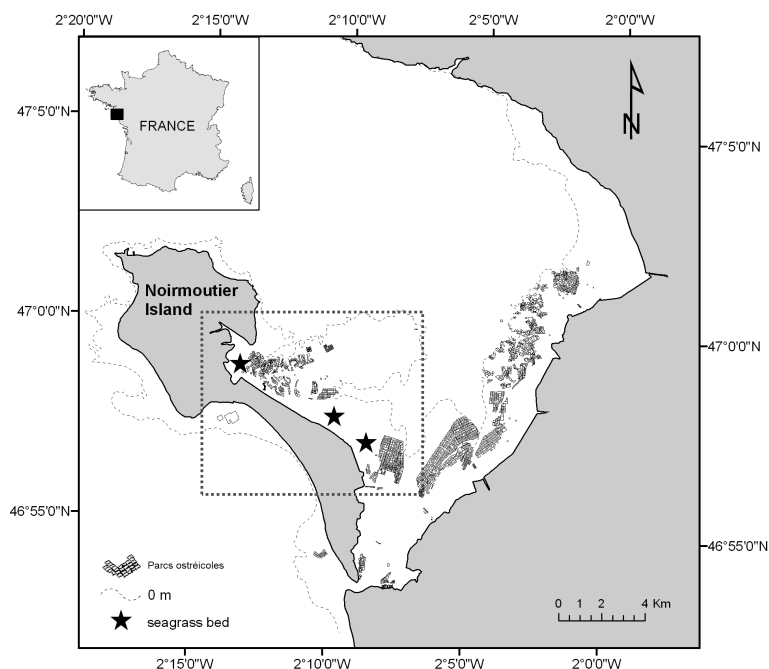


FIGURE 3.4 – Bourgneuf Bay (France) showing the location of the main *Zostera noltii* beds (stars). Note the presence of oyster-farming sites in the intertidal zone. The dotted rectangle indicates the portion of SPOT scene displayed in Fig. 3.8

swell by Noirmoutier Island (Fig. 3.4). There is a striking geomorphological analogy with their location in the southward Marennes-Oléron Bay (45°55'N, 1°12'W), where they are similarly protected by Oléron Island (Guillaumont, 1991). Early studies mentioned the presence of intertidal meadows in Bourgneuf Bay (Géhu, 1976; Gruet, 1976), while regional reports roughly located seagrasses based on field observations (Bredin & Métais, 1982). *Z. noltii* has never been found in the Bourgneuf Bay subtidal zone, whereas some sparse stands of *Zostera marina* were found there 40 years ago (Gruet, 1976). The latter species was observed during this study, forming < 1 m² isolated patches in intertidal pools, generally near oyster-farming sites. *Z. noltii* grows as monospecific stands in sandy-muddy sediment, stretching out along the shoreline, in areas unoccupied by oyster-farming (Fig. 3.4).

3.1.3.2 Satellite imagery

Six SPOT multispectral satellite images were chosen according to optimal imaging criteria for the acquisition of seagrass distributional data (Orth & Moore, 1983) : tidal stage, plant growth, sun angle, and atmospheric conditions. They were acquired at low tide, during spring tides cycle, with the satellite acquisition coinciding on the French Atlantic coast with low tides around noon (Table 3.1). All the images were acquired for cloud-free conditions (<10%) and an almost zenithal sun. They covered a period ranging from mid-August to mid-September, and one image was taken in mid-October. The *Z. noltii* biomass cycle in Western Europe is characterized by a unimodal distribution, with a maximum development in summer (Philippart & Dijkema, 1995; Auby & Labourg, 1996; Vermaat & Verhagen, 1996) and Bourgneuf Bay seagrass beds follow a similar pattern (Harin, pers. comm.). The images, therefore, encompass the period of maximum above-ground biomass that can be remotely sensed. It was decided to process the October 1997 image in spite of the delay to catch the maximum biomass, because an important variation occurred between 1996 and 1998. SPOT images were calibrated to reflectance with the empiric line method (Smith & Milton, 1999), using bright (white) and dark (black) references on the field and the image (dry sand in the upper beach -2°2'24W 47°4'45N - and non-turbid water pond - 2°8'W 47°4'7N). Spectral responses of the targets were obtained with a GER 3700 (Geophysical and Environmental Research Corporation) field portable spectroradiometer, measuring the radiance ($\text{mWatt.cm}^{-2}.\text{nm}^{-1}.\text{steradian}^{-1}$) between 350 and 2550 nm. They were resampled to SPOT-HRV sensor spectral resolution and regressions were calculated between *in situ* targets reflectance and target digital numbers retrieved from each image. More details of the calibration are provided in Méléder et al. (2003b). The scenes were registered in the French coordinates system Lambert II, using an array of control points scattered over the body of the images. The intertidal zone is delimited at its lower range by the 0m LAT (Lowest Astronomical Tide).

3.1.3.3 Field and laboratory spectrometry

Prior to image processing, field spectral measurements were obtained with a GER 3700 spectroradiometer. Spectral responses of the main macrophytes and sediments found in the

Tableau 3.1 – Satellite imagery used to assess *Z. noltii* spatial distribution in Bourgneuf Bay (France). U.T.= universal time.

Satellite scene	Acquisition date	Pixel resolution (m)	Time of acquisition (U.T.)	Time of low tide (U.T.)
SPOT 2	August 28, 1991	20	11 :37	11 :39
SPOT 2	August 20, 1993	20	11 :33	11 :35
SPOT 2	September 16, 1996	20	11 :30	11 :47
SPOT 2	October 17, 1997	20	11 :20	12 :37
SPOT 1	September 21, 1998	20	11 :27	11 :15
SPOT 5	September 18, 2005	10	11 :29	9 :58

intertidal area within and outside seagrass beds were recorded in the visible near-infrared range between 400 and 900 nm, as absorption by residual water of the intertidal flats is strong over 900 nm. The spectral sampling interval is 1.5 nm for this wavelength range with a Full Width Half Maximum of 3 nm. Seagrass leaves and macroalgae thalli were piled on a black background in several layers to obtain a pure signal. After a spectral resampling to SPOT-HRV sensor spectral resolution, mean reflectances ($n = 5$) for each spectral band were compared with analysis of variance (ANOVA) and a posteriori Tukey-tests. Spectra of benthic diatom biofilms, experimentally obtained by Méléder et al. (2003a), were added for spectral comparison. The influence of variation in *Z. noltii* biomass on reflectance spectra was investigated in November 2005 and July 2006 through an experimental addition and removal of leaves to and from an 80 cm² surface matching the spectroradiometer Field Of-View (FOV). The measurements ranged from an unvegetated substratum to overfilling the FOV with seagrass leaves, progressively adding several layers to detect a saturation process. Leaves were subsequently dried at 60°C for 48 h and weighed (dry weight : DW). Biomasses were reported in relation to surface area and expressed by surface unit, in mg DW m⁻². The data were modeled by an hyperbolic function of Michaelis-Menten type : $NDVI = (NDVI_{max} \times biomass) / (K_{sat} + biomass)$, where $NDVI_{max}$ and K_{sat} are two parameters, respectively the NDVI at saturation and the biomass at which the NDVI reaches half of its maximum value. Microscopic examinations revealed that the leaves were colonized by the diatom *Cocconeis scutellum* Ehrenberg and it was decided to keep this microscopic epiphyte to conform to the remotely sensed field situation.

3.1.3.4 Image processing

The Normalized Difference Vegetation Index (NDVI; Tucker (1979)) was applied to the six images calibrated in reflectance (ρ), using red (XS2 : 610-680 nm) and near-infrared (XS3 : 780-890 nm) SPOT spectral bands : $NDVI = [\rho(XS3) - \rho(XS2)] / [\rho(XS3) + \rho(XS2)]$. This index was chosen among various vegetation index because it provided very similar results with soil-corrected indices such as (Huete, 1988), MSAVI (Qi et al., 1994) or TSAVI (Baret et al., 1989). In a preliminary study on microphytobenthos spatial distribution in Bourgneuf Bay (Mélédér et al., 2003b), a micro- or macrophyte distinction was achieved using threshold values, determined using spectrometric knowledge, image analysis and ground-truthing. This method was combined here with a Geographical Information System (GIS) overlay processing, to focus on intertidal seagrass beds, using bathymetric data (exclusion of subtidal area), and substrate information (exclusion of rocky areas with macroalgae). Nevertheless, confusion between low coverage of seagrass and sediment colonized by microphytobenthos remained possible in the intertidal zone. A threshold on the NDVI range was therefore applied, using their respective spectral features and the knowledge gained from previous studies of microphytobenthos in Bourgneuf Bay (Mélédér et al., 2003b; Combe et al., 2005). Moreover, in situ spectral measurements of bare sediments were collected within the meadow, and their NDVI calculated. Above this threshold, the NDVI range was related to *Z. noltii* biomass variation and it was subdivided into two classes to visualize the densest areas of the meadows, arbitrarily chosen above an NDVI value of 0.4. A quantitative relationship was established with the spectrometric data between NDVI and biomass, after a spectral resampling from GER 3700 to SPOT spectral resolution. The relationship was then applied to the September 2005 image calibrated in NDVI. It was thus assumed that each pixel was homogeneous and that seagrass/sediment spectral mixing was characterized by surfacic (linear) mixtures (vs. intimate mixtures, Combe et al. (2005)). Indeed, the experimental NDVI-biomass relationship is characterized firstly by surfacic mixtures between seagrass and sediment (linear portion of the relationship), while above a saturation threshold corresponding to 100% seagrass coverage, the spectral responses are characterized by intimate mixtures (increasing leaves layers). Synchronous ground truth data were not available to test the accuracy of the resulting biomass distri-

bution map. However, two transects perpendicular to the shoreline were applied on the biomass map, in the main seagrass stands, with a systematic random sampling every 36 m ($n = 39$). To assess the consistency of the mean biomass retrieved from the image, it was compared with September 2006 biomass measurements, sampled in situ with a 12.5 cm sediment core, and also with data available from nearby ecosystems of the French Atlantic coast.

3.1.4 Results

3.1.4.1 Spectral reflectance

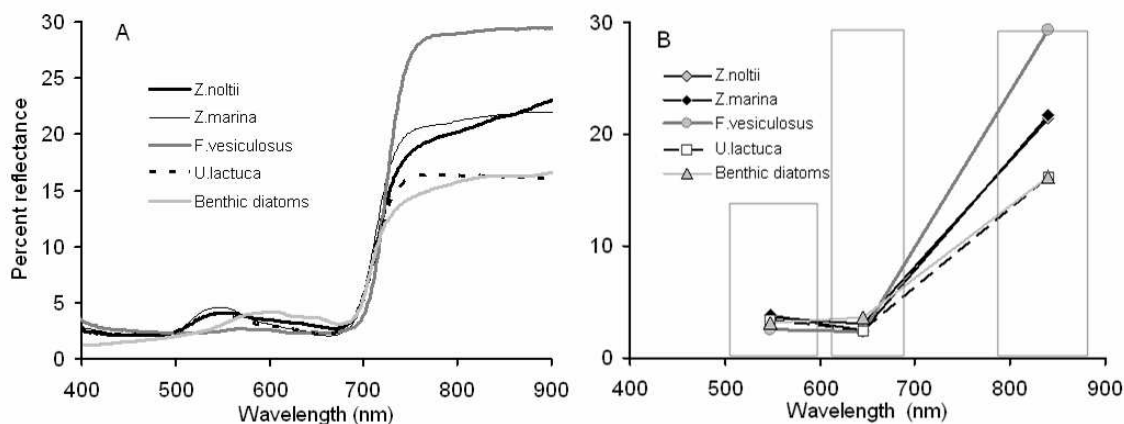


FIGURE 3.5 – Spectral signatures of the main intertidal vegetation in Bourgneuf Bay : the seagrasses *Zostera marina* and *Zostera noltii*, the ubiquitous pheophyte *Fucus vesiculosus*, the chlorophyte *Ulva* sp. and benthic diatoms. (A) Each spectrum acquired at the spectral resolution of a GER 3700 spectroradiometer and (B) averaged spectra ($n=5$) degraded at SPOT spectral resolution. Histograms represent the position of SPOT spectral bands in the visible and the NIR. Confidence intervals not represented for clarity.

Field reflectance spectra of the main benthic photoautotrophs of Bourgneuf Bay intertidal zone presented different overall shapes in the visible near-infrared (NIR) range between 400 and 900 nm (Fig. 3.5A). Both seagrass species, *Z. noltii* and *Z. marina*, are characterized by a common reflectance between 500 and 600 nm, but share this spectral feature with green macroalgae (Chlorophyta). NIR reflectances, however, allow discrimination between these two types of vegetation. Moreover, *Z. noltii* has a distinct NIR spectral response compared to *Z. marina*, with a characteristic steeper increasing slope from 700 to 900 nm (Fig. 3.5A). Brown macroalgae of the *Fucus* species are very common

on the rocky areas of the bay. They can be easily discriminated by their high NIR reflectance and a flat spectral form in the visible, due to their efficient pigment absorption. Benthic diatoms have a distinct spectral response in the visible compared to seagrasses and a lower NIR reflectance. Nevertheless, after a spectral resampling from 1.5 nm (spectroradiometer, 327 spectral bands from 400 to 900 nm) to the ca. 100 nm SPOT three spectral bands (Fig.3.5B), the differences disappeared in the first two spectral bands in the visible (ANOVA, respectively $p = 0.86$ and $p = 0.76$) while it remained significant in the NIR (ANOVA, $p < 0.05$). However, the two seagrass species could no longer be discriminated for these wavelengths (Tukey-test, $p = 0.62$). Moreover, the overall shape of their degraded spectral signature tended to resemble that of benthic diatoms, knowing that NIR distinction between angiosperms and microalgae may be attenuated by biomass variation, particularly at low *Zostera* cover.

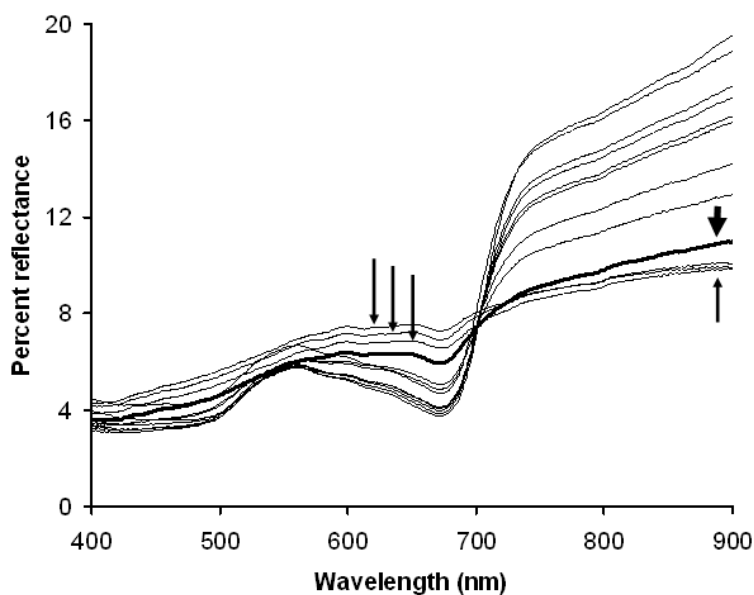


FIGURE 3.6 – Spectral signatures of increasing biomass of *Zostera noltii* leaves on natural sediment. Thin arrows correspond to muddy-sandy substrate with a few seagrass leaves (lowest fractional cover $<5\%$). These spectra can be confused with spectra of benthic diatom biofilms (Mélédér et al., 2003b). The thick arrow indicates the NIR slope increase, characteristic of *Zostera noltii*.

The analysis of *Z. noltii* spectra for a wide range of biomass confirmed this hypothesis. At the lowest biomass, with a few leaves on the sediment, *Z. noltii* has a spectral response similar to that of a benthic diatom biofilm on a muddy substrate (Fig. 3.6; compare with Combe et al. 2005 Fig. 5). However, a distinction can be made as soon as the

characteristic *Z. noltii* NIR slope is observed, as shown in Fig. 3.6, with the spectrum indicated by the hick arrow. With increasing biomass, the seagrass reflected more light in the NIR wavelength range, with increasing positions of the NIR slope, while the 675 nm absorption band, due to chlorophyll *a*, is deepening. An NDVI of 0.21 was calculated from the first spectrum clearly identifiable as an angiosperm response. *In situ* spectral measurements of the sediment within the meadow but without seagrass, systematically showed a discernible 675 nm absorption band associated to a 632 nm diagnostic absorption, revealing the presence of benthic diatoms, but the NDVI obtained from each field spectrum never exceeded 0.2 (mean = 0.13 ; S.D. = 0.04).

The relationships between NDVI and *Z. noltii* biomass, observed at two different dates, are consistent with the early data of Guillaumont (1991) (Fig. 3.7A). It was described by a significant saturation function ($r^2 = 0.98$, $p < 0.001$) :

$$\text{NDVI} = \frac{(0.87 \times \text{biomass})}{(112.49 + \text{biomass})}$$

The NDVI increases linearly up to the biomass at which it reaches half of its maximum value, $K_{sat} = 112.49 \text{ gDW.m}^{-2}$, and begins to saturate above this value. An inverse empirical relationship : $\text{Biomass} = 610.61(\text{NDVI})^{1.88}$ ($n = 31$, $r^2 = 0.97$) was calculated for SPOT image calibration, pooling all the data (Fig. 3.7B).

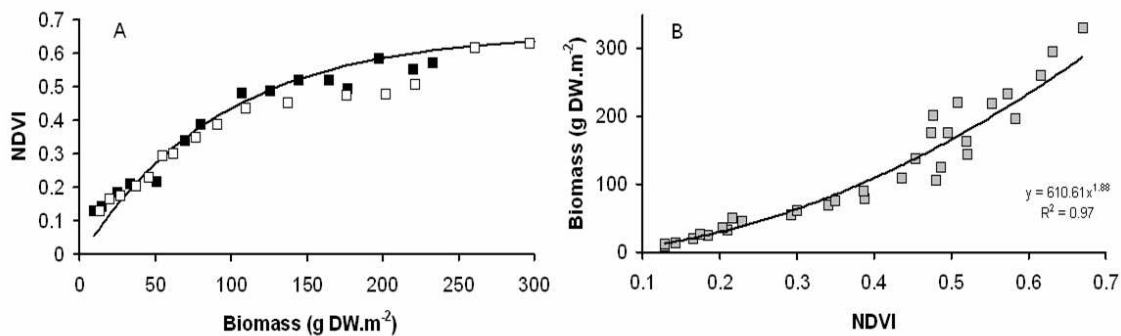


FIGURE 3.7 – (A) Relationship between NDVI and *Z. noltii* above-ground biomass, obtained at two different dates (black square : November 2005; empty square : July 2006). The data were fitted with the saturation curve (solid black line, $r^2 = 0.98$) : $\text{NDVI} = (0.87 \times \text{biomass}) / (112.49 + \text{biomass})$. These data are compared with the relationship obtained by Guillaumont (1991), dashed line and (B) inverse empirical relationship : $\text{biomass} = 610.61(\text{NDVI})^{1.88}$ ($n = 31$, $r^2 = 0.97$), used to calibrate the 2005 SPOT image in biomass.

Tableau 3.2 – Decision rules used to characterize *Z. noltii* seagrass beds with the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI).

NDVI range	Description
-1 to 0	Turbid water and bare sediment
0 to 0.2	Sediment with microphytobenthos and/or low <i>Z. noltii</i> cover
0.2 to 0.7	<i>Z. noltii</i> with biomass variations

Tableau 3.3 – Development of the total surface in hectares (ha) and percentage of the densest part of the meadow of *Zostera noltii* seagrass bed in Bourgneuf Bay from 1991 to 2005, estimated by multispectral remote sensing. The densest part of the meadows was characterized by NDVI values > 0.4 (see Fig. 3.8).

Years	Total surface (ha)	Fraction of dense meadow (%)
1991	208	17
1993	236	8
1996	249	19
1997	313	30
1998	423	32
2005	586	34

3.1.4.2 Development of seagrass beds

SPOT images calibrated in NDVI were analyzed following simple decision rules (Table 3.2). Seagrass beds were mapped using the 0.2-0.7 NDVI range, excluding the values for which low seagrass coverage can be confused with microphytobenthos. An increase in meadow areas is observed between 1991 and 2005 (Fig. 3.8), with total surfaces colonized by *Z. noltii* of 208 and 588 ha, respectively (Table 3.3). This evolution can be described by a significant linear relationship (not shown, $r^2 = 0.90$). A greater increase was also observed in the densest part of the meadow (NDVI > 0.4) : it represented only 15% of total meadow surfaces in 1991 vs. 35% in 2005 (Fig. 3.8 and Table 3.3). The examination of the evolution of the dense meadow areas for the main stand of Bourgneuf Bay indicated that the seagrass extension took place mainly towards the lower part of the intertidal zone, while in the upper intertidal zone the meadow appeared strictly limited by the +4 m LAT bathymetric level (Fig. 3.9). At the maximal extension in 2005, the meadow reached its lowest limit downwards around the isobath +2 m LAT.

The calibration of the September 2005 image with the biomass-NDVI relationship

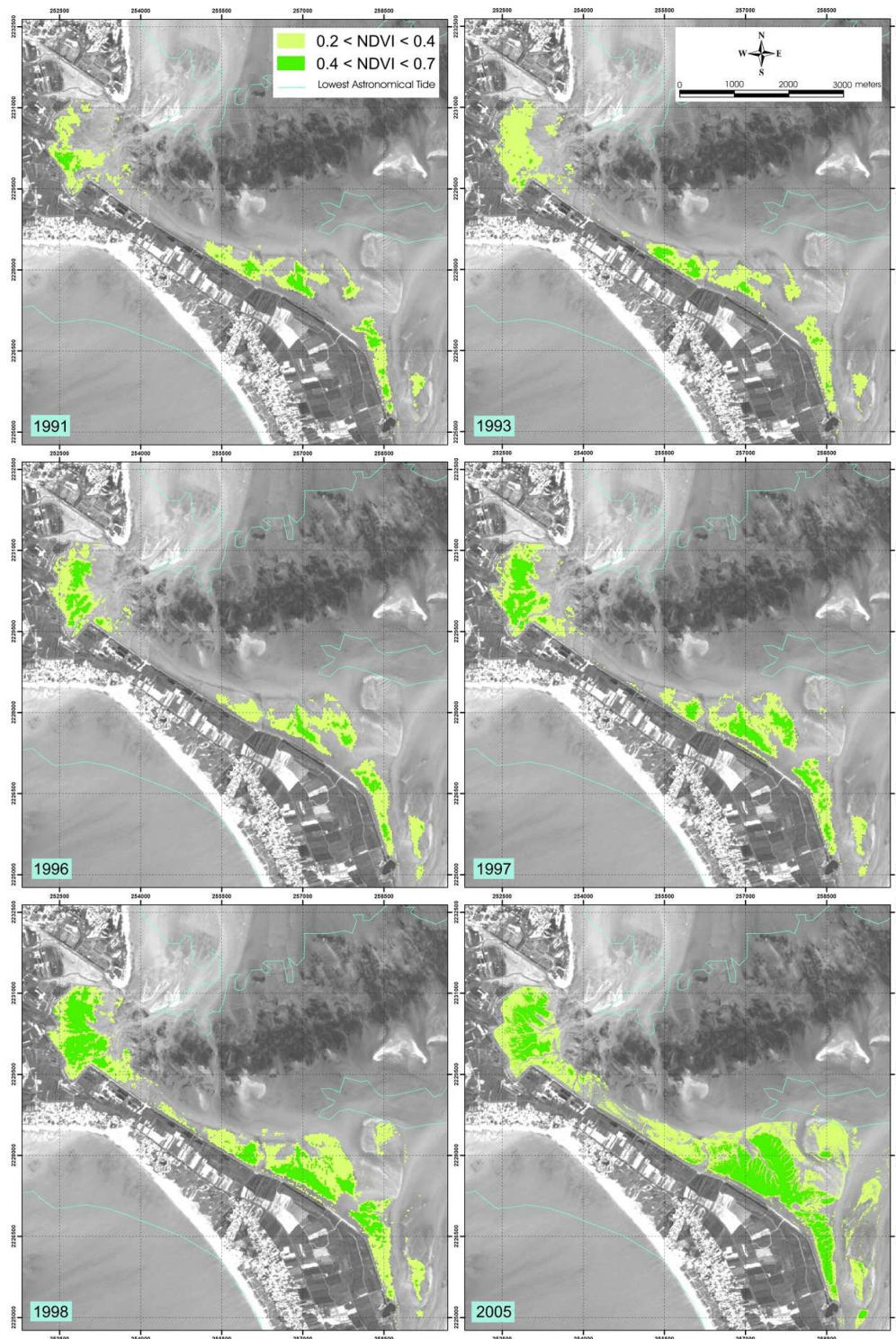


FIGURE 3.8 – Evolution of the spatial distribution of *Zostera noltii* seagrass beds from 1991 to 2005. Seagrasses are mapped using the 0.2-0.7 NDVI range, excluding the values for which low seagrass coverage can be confused with microphytobenthos biofilms. The densest part of the meadows was identified by an NDVI range from 0.4 to 0.7. Map coordinates in Lambert II extended

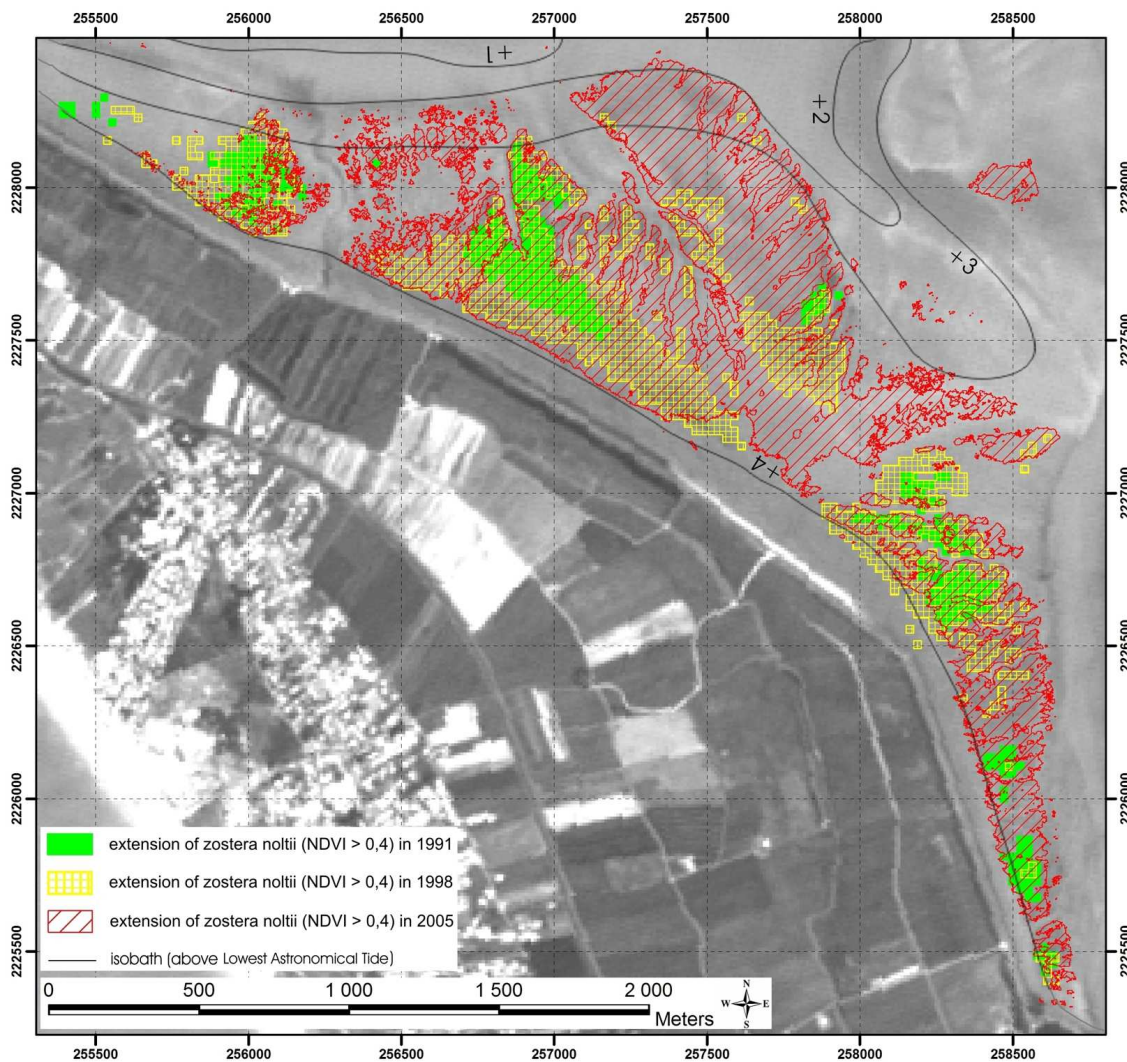


FIGURE 3.9 – Spatial evolution of the dense *Zostera noltii* meadow areas (NDVI > 0.4) from 1991 to 2005 for the main stand of Bourgneuf Bay. Map coordinates in Lambert II extended.

showed a pattern with maximum biomass around +3.5 m LAT and lower biomass in the upper intertidal and lower intertidal zones (Fig. 3.10). The biomass range varied from 29 to 312 gDW.m⁻², and the mean biomasses retrieved from the image in the two transects (Fig. 3.10), were, respectively, 129.7 gDW.m⁻² (southern transect, S.D. = 82.2gDW.m⁻², n = 39) and 153.2 gDW.m⁻² (northern transect, S.D. = 70.5gDW.m⁻², n = 39). The mean biomass measured in situ in September 2006 in the southern stand, 150.9gDW.m⁻² (S.D. = 65.9gDW.m⁻², n = 11), was not significantly different from the value obtained in 2005 (t-test, p = 0.75).

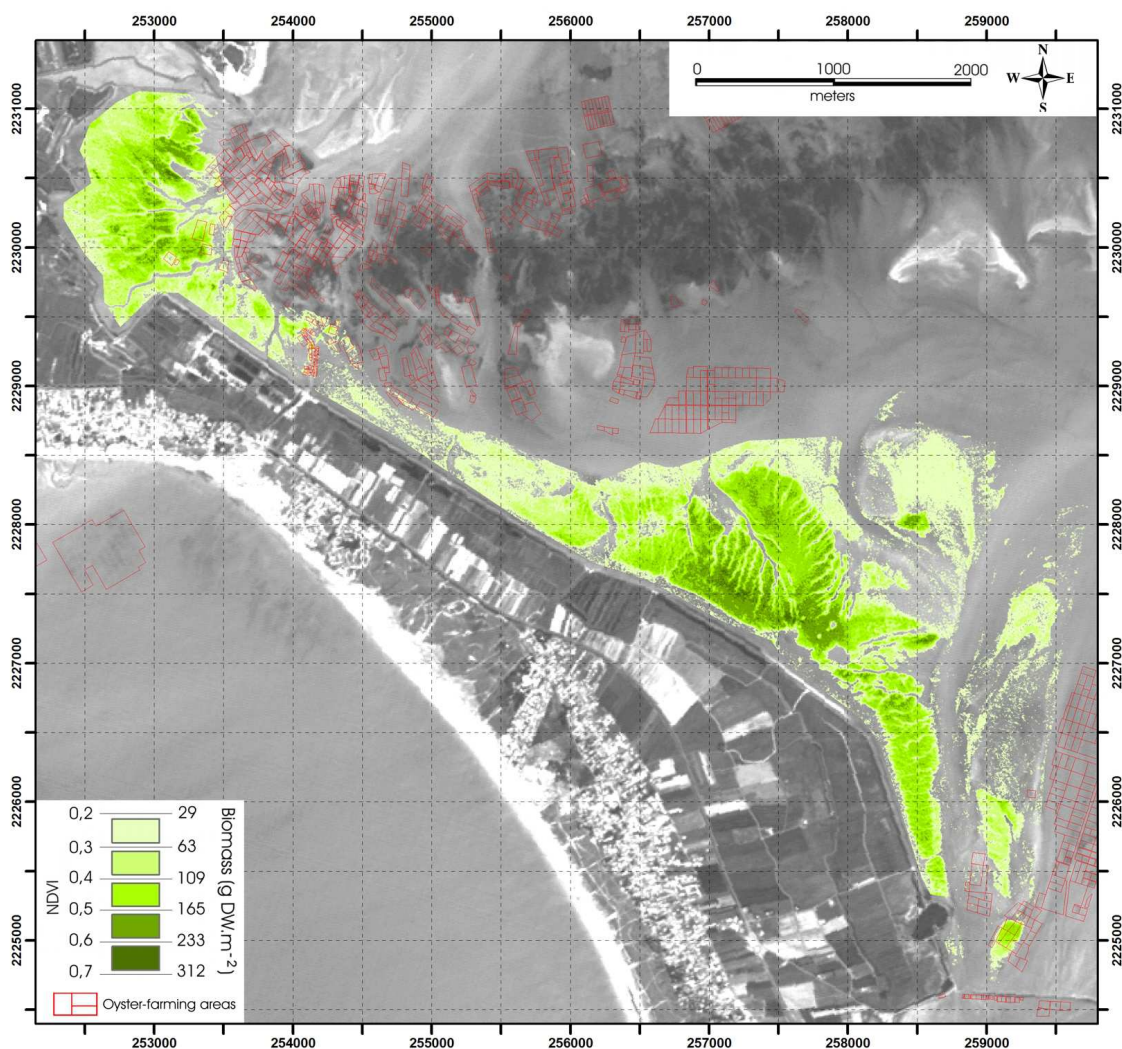


FIGURE 3.10 – Spatial distribution of the above-ground biomass of *Zostera noltii* beds in Bourgneuf Bay. Calibration of the September 2005 SPOT image with the biomass-NDVI relationship (Fig. 3.7). The biomass range varied from 29 to 312 gDW.m⁻², and the mean biomasses retrieved from the image in the two transects T1 and T2 were respectively 129.7 gDW.m⁻², (S.D. = 82.2 gDW.m⁻², n = 39) and 153.2 gDW.m⁻² (S.D. = 70.5 gDW.m⁻², n = 39). Map coordinates in Lambert II extended.

3.1.5 Discussion

3.1.5.1 Seagrass spectral reflectance

Both seagrass species were spectrally distinct from macro- and microalgae, particularly at NIR wavelengths. This NIR distinction was still present at SPOT-HRV sensor spectral resolution, while no differences could be detected in the visible range. This confirms the relevance of the 700-900 nm wavelength range for mapping intertidal vegetation compared

to submerged vegetation with a low NIR signal (Armstrong, 1993). However, residual water layers on the tidal flats affect NIR reflectance as soon as 800 mm (Combe et al., 2005). At high spectral resolution, *Z. noltii* may be distinguished from *Z. marina* using their respective NIR slope features, which might be related to the influence of epibionts (Fyfe, 2003). Indeed, Armstrong (1993) reported a similar slope increase in NIR reflectance for a *Thalassia testudinum* leaf fouled by algal epiphytes vs. a green unfouled one. The same pattern was observed for *Posidonia australis* (Fyfe, 2003). The *Z. noltii* NIR specific response may be due to the diatom *Cocconeis scutellum*, which forms a monolayer of cells at the leaf surface (Lebreton et al., 2009). However, diatom biofilms are partially transparent and their spectral response is fundamentally influenced by the substratum in the NIR (Méléder et al., 2003a). It was beyond the scope of this work to analyze this phenomenon further, but we suggest that *Z. noltii*-*C. scutellum* represents an attractive duo for future spectroscopic studies of epiphytism. Field investigations in 2005 showed that *Z. noltii* was the main living macrophyte in the mapped intertidal area, while a few senescent drifting macroalgae were occasionally present. The summer development of filamentous green macroalgae observed in the southern Marennes-Oléron meadow (Barillé, pers. comm., 2006) did not occur in Bourgneuf Bay. The spectral detection of vegetation equated to the detection of *Z. noltii*, even though confusion with microphytobenthos could occur at the lowest reflectance values. The NDVI threshold proposed in this study, to discriminate seagrass from benthic diatoms, may not be restrictive enough for the angiosperm. However, high biomass benthic diatoms biofilms do not occur in the sandy-muddy meadow, contrary to the eastern mudflats of the bay, where mesoscale epipellic assemblages, characterized by NDVI values up to 0.3, have previously been remotely sensed with SPOT multispectral images (Méléder et al., 2003b). This threshold may also erroneously detect seagrass when sparse macroalgae are found attached to endofaunal bivalve shells, which may happen in the bay. The validity of this threshold should be tested in future investigations, since it has a strong influence on total surface estimation. A higher spectral resolution would allow a finer discrimination using characteristic absorption features in the visible wavelength range. A number of analytical techniques are available for estimating biomass from reflectance spectra (Murphy et al., 2005) but their application at the ecosystem level depends on the availability of hyperspectral images. Simple multispectral band-ratio indices

Tableau 3.4 – Possible explanatory mechanisms for the downward expansion of *Zostera noltii* beds from 1998.

1. More light	(a) A trend exists in increasing light fluxes at the water surface (b) Tidal emersion pattern changes, due to local accretion (c) Attenuation declines due to less re-suspension, less phytoplankton or less periphyton	No trend detected (1970-2005) Local accretion observed Periphyton reduction plausible : reduction in nutrient load observed
2. Higher temperature	Net photosynthesis increases due to changing temperature	Not very plausible (optimum curve)
3. Sediment becomes suitable	Absence of previously intense bioturbation	No data

should be compared with other hyperspectral indices, such as the Red Edge Inflection Point, commonly used for terrestrial vegetation (Blackburn, 1999), and those estimated from the derivative analysis (Demetriades-Shah et al., 1990), or retrieved after Gaussian deconvolution (Barillé et al., 2007). The actual NDVI-based biomass calibration applied to the SPOT image provided biomass values consistent with field data, though not synchronous. However, they are also consistent with summer maximal above-ground biomass measured in nearby ecosystems, namely the southern Arcachon Bay (110-150 gDW.m⁻²) and the northern Morbihan Gulf (70-120 gDW.m⁻²) (Auby & Labourg, 1996). Nevertheless, the robustness of this quantitative relationship should be tested over an annual cycle to account for pigment variability linked to the irradiance seasonal cycle (Jiménez et al., 1987). In addition, the reflectance saturation process at increasing biomass must be further investigated, since it will set a limit on the detection of the highest biomass.

3.1.5.2 Seagrass beds at Bourgneuf Bay

A significant linear increase in seagrass areal extent was observed over a 14-year period from 1991 to 2005, with a concomitant higher increase in the densest part of the meadow. Similar increase in seagrass cover has been reported for the nearby Brittany region (Hily et al., 2003) and in the Wadden Sea (Reise & Kohlus, 2008). This trend diverges from the overall decline in seagrass habitats recognized worldwide (Short & Wyllie-Echeverria,

1996; Orth et al., 2006). A posteriori interpretations trying to relate this expansion with partial historical data is not straightforward and the plausibility of explanatory mechanisms is presented Table 3.4. The Bourgneuf Bay environment is characterized by limited direct freshwater inputs from the adjacent marshes and cultivated land upstream (annual average daily-flow rate of the main outlet $<6 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, Barillé-Boyer et al. (2001)). The influence of the Loire River, which may be crucial with respect to the fluvial discharge (annual average of ca. $1000 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) remains controversial (Gouleau (1975); Barillé-Boyer et al. (2001) but see Froidefond et al. (2003)). Nutrients of the Loire River did not show a significant increase from 1985 to 2003 (IFREMER et Ministère de l'Écologie et du Développement Durable, 2003) except for nitrates, which steadily increased up to 1998 and then declined. This decline may have limited the periphyton load on the seagrass leaves, therefore improving the light conditions. Suspended particulate matter concentrations within the bay did not show any trend in the past two decades, with semi-diurnal tidal variations equivalent to the annual variability (Haure & Baud, 1995). A possible explanation of the bed extension can be linked to the tidal flat accretion estimated by Gouleau (1975) at $+0.01 \text{ m} \cdot \text{an}^{-1}$, a conservative estimate obtained during drought periods with low fluvial discharges. A 14 cm positive accretion, estimated for this study, may have increased the duration of emersion and thus improved the seagrass light history conditions in the mid-intertidal zone, as suggested by the observed expansion downwards. Vermaat & Verhagen (1996) have shown that *Z. noltii* photosynthesis largely occurred during low tide in a similar turbid estuary. Meanwhile, the upper limit of the meadow remained almost unchanged, with a marked delimitation probably reflecting a physiological threshold above which the negative effects of desiccation cannot be counterbalanced (Keller & Harris, 1983). Light availability is probably one of the most significant factors explaining *Z. noltii* spatial distribution in Bourgneuf Bay, being severely restricted by turbidity and reaching its highest values around low tide, according to a typical tidal resuspension process. The potential positive co-influence of a temperature and carbon dioxide increase linked to global climate change (Short & Neckles, 1999) remains hypothetical but, in Bourgneuf Bay, the increase in water temperature has already boosted the reproduction of cultivated oysters, with an unexpected proliferation of feral populations disseminated from oyster-farming sites (Cognie et al., 2006; Dutertre et al., 2010). The annual changes in insolation do not show

however a similar increasing pattern. The 14-year expansion described in this study has to be confirmed since *Z. noltii* meadows can be highly dynamic over short time scales (Philippart & Dijkema, 1995; Charpentier et al., 2005). Nevertheless, Bourgneuf Bay is an open coastal bay less sensitive to large fluctuations and extreme events than enclosed systems (Frederiksen et al., 2004a). The observed gradual linear increase indicates that the 1999 winter storm, which broke sea dikes and spilled heavy fuel oil from the Erika into the bay (Laubier et al., 2004), did not significantly affect the seagrass abundance, as confirmed by field observations. The analysis of recent SPOT images, along with historical aerial photographs (back to 1932, Glémarec et al. (1997)) should bring a wider temporal perspective of *Z. noltii* variations in the bay. Eventually, the absence of a previously intense bioturbation, which may have limited the spread of intertidal seagrass before 1998 (Philippart, 1994; Dumbauld & Wyllie-Echeverria, 2003), remains hypothetical (Table 3.4).

3.1.5.3 Local threats for *Z. noltii* seagrass beds

Oyster aquaculture is a significant coastal activity in the bay. Oyster-farming structures occupy ca. 10% of the intertidal area, and seagrass beds are surrounded by oyster-farming sites. In the northern part of the bay, these sites are closely connected with the lower distribution range of *Z. noltii* beds, but overlapping remain limited (Fig. 3.10). However, the possible extension or redistribution of farming sites in the vicinity of seagrasses should be considered carefully. Despite the generally negative impact of aquaculture (Short & Wyllie-Echeverria, 1996; Orth et al., 2006), interactions between seagrass and bivalves are not only unilateral and detrimental (Alexandre et al., 2005; Dumbauld et al., 2009). In the similar context of a shellfish ecosystem, Ward et al. (2003) did not observe any detectable losses of *Z. marina* beds, despite an increase in the number of oyster racks. In fact, two positive feedback interactions have already been identified. Suspension-feeding bivalves produce a considerable amount of biodeposits (pseudofaeces and faeces) consisting of a fraction of organic particles, bound with mucus. The mineralization of these biodeposits, along with bivalve dissolved excretion, releases significant amounts of nutrients at the water-sediment interface (Smaal & T.C., 1993). In the Baltic Sea, Reusch et al. (1994) showed that the growth of *Z. marina* was stimulated by the nutrients released by *Mytilus*

edulis beds. Seagrass may also become a trophic resource for cultivated bivalves, following the decomposition of above- and below-ground plant tissues. The oyster *Crassostrea virginica* can use refractory C and N from marine angiosperms after bacterial mediation of detrital complexes (Crosby et al., 1990). In Bourgneuf Bay, the diet of *Crassostrea gigas*, studied in the eastern part of the bay by stable isotope analysis, was characterized by a substantial contribution of plant detritus (Decottignies et al., 2006). A more worrying anthropogenic factor in this bay is the increasing recreational hand fishing of endofaunal bivalves during low tide in the *Z. noltii* beds. In the past 3-4 years, there has been a significant increase, although not quantified, in a wild population of Manila clam, *Ruditapes philippinarum*. This highly prized resource, which can be sold at 20 euros per kg, is exploited by ca. 50 professionals, but also attracts thousands of amateurs, leading to very destructive practices using various types of rake. Moreover, the seagrass beds are accessible even during some neap tides, so there can be almost daily direct mechanical damage. The repeated stamping is such that wide paths of bare muddy sediment have been created in the meadows, which can even be detected by remote sensing. This threat, already mentioned a decade ago (Den Hartog & Hily, 1997), should now be seriously considered but the current lack of data hampers a rigorous assessment. Other factors could have a potential impact, although presumably less harmful than the previous one. Bourgneuf Bay intertidal seagrass should be protected against benthic trawling by a regional restriction limiting this activity to one nautical mile from the shoreline, beyond their lower intertidal limits. Examinations of aerial photographs do not show the characteristic lines of bare sediment within the beds, resulting from destruction of the habitat along dredge tracks (Hily et al., 2003). Eventually, the effect of biomass consumption by the Brent goose *Brenta bernicla* should be addressed. Indeed, Bourgneuf Bay is a significant wintering site on the French Atlantic coast (Mahéo, 1994), with a population reaching ca. 8000 individuals in some years.

3.2 Étude de la dynamique des herbiers de *Z.noltii* depuis 2005 à partir des images multispectrales SPOT

L'étude de la dynamique des herbiers de Zostères par télédétection a été complétée par le traitement de 4 images SPOT de 2006 à 2009 (Tableau 3.5). Cependant, les images de 2007 et 2008 ayant été acquises en juin et juillet, elles ne sont traitées qu'à titre d'illustration, ne pouvant être réellement comparées avec celles acquises lors des mois où le développement des herbiers de *Z. noltii* est le plus important (fin août, septembre et début octobre). Les images SPOT fournies par la société SPOT image sont corrigées radiométriquement (correction des distorsions dues aux écarts de sensibilité entre les détecteurs de l'instrument) et géométriquement. Malgré cela, il a été nécessaire de recalibrer les images afin qu'elles se superposent correctement, à partir de points dont les coordonnées géographiques sont connues. L'ensemble des images SPOT a ensuite été soumis à une correction atmosphérique à l'aide du modèle de transfert radiatif MODTRAN utilisé par le module FLAASH, décrit dans le chapitre 1. Puis le même masque géographique utilisé par Barillé et al. (2010), basé sur la bathymétrie, les zones rocheuses et les parcs à huîtres, a été appliqué aux images afin de ne prendre en considération que la zone intertidale à sédiment sablo-vaseux, où se développent des herbiers.

Tableau 3.5 – Images satellitales SPOT utilisées pour la cartographie de la dynamique des herbiers de *Zostera noltii* dans la baie de Bourgneuf depuis 2005. T.U. = Temps Universel.

Satellite	Date d'acquisition	Résolution spatiale(m)	Heure d'acquisition (T.U)	Heure de basse mer (T.U)	Coefficient de marée
SPOT 2	6/09/2006	20	10 :56	8 :24	77
SPOT 2	2/06/2007	20	11 :23	10 :29	74
SPOT 2	22/07/2008	20	11 :13	12 :28	80
SPOT 5	8/09/2009	10	11 :22	11 :46	87

Afin d'obtenir la cartographie du recouvrement spatial des herbiers, la méthode décrite précédemment (Barillé et al., 2010) a été modifiée. Les valeurs du NDVI calculés sur chaque pixel de l'image pour identifier les herbiers sont toujours comprises entre 0,2

Tableau 3.6 – Évolution de la surface totale (ha) et du pourcentage de zones denses des herbiers de *Zostera noltii* en baie de Bourgneuf entre 1991 et 2009. La surface totale des herbiers est estimée à partir des valeurs de NDVI extraites des images satellitales, et comprises entre 0,2 et 0,7. La partie plus dense des herbiers est caractérisée par des valeurs de NDVI comprises entre 0,3 et 0,7.

Année	Surface totale (ha)	Surface de l'herbier peu dense (ha)	Surface de l'herbier dense (ha)	Fraction dense de l'herbier (%)
1991	208	101	107	52
1993	236	118	118	50
1996	249	102	147	59
1997	313	112	201	64
1998	423	143	280	66
2005	586	288	298	51
2006	437	149	288	66
2009	452	296	156	34

et 0,7, seuils déterminés à partir des spectres de laboratoire et terrain des herbiers de *Z. noltii*. Cependant, entre 0,2 et 0,3, l'analyse comparative de l'image SPOT de 2009 (programmation) et de l'image hyperspectrale HySpex a révélé qu'une confusion était possible avec des pixels de microphytobenthos : deux classes de valeurs du NDVI ont donc été créées à partir d'un seuil intermédiaire : la première classe traduit la présence d'herbier peu dense, une confusion restant possible avec la présence de microphytobenthos, tandis que la deuxième classe indique les zones exclusives et denses des herbiers à *Zostera noltii*. Le calcul du seuil intermédiaire de NDVI a été réalisé grâce à l'analyse comparée de l'image multispectrale SPOT du 8 septembre 2009 et de l'image hyperspectrale acquise le 22 septembre 2009. Une cartographie de variations temporelles distinguant les zones peu denses (1ère classe de valeurs du NDVI) des zones denses des herbiers de zostères (2e classe de valeurs du NDVI) a été obtenue en appliquant ces nouveaux seuils à l'ensemble des images SPOT disponibles (Fig. 3.9 et Fig. 3.12). Cette modification a permis d'obtenir des nouvelles valeurs surfaciques (ha) de la partie dense de l'herbier entre 1991 et 2009 (Tableau 3.6) mais ne change pas les surfaces totales et n'altère en rien la perception de la dynamique de l'herbier.

Une augmentation de la surface occupée par les herbiers avait été constatée entre 1991 et 2005 (Barillé et al., 2010) sur les images SPOT. Néanmoins, entre 2006 et 2009, les parties denses des herbiers de *Zostera noltii* ont nettement régressé (Fig. 3.11, Fig. 3.12 et Tableau 3.6) : les surfaces associées à ces zones denses sont ainsi passées de 288 ha en 2006, à 156 ha en 2009 (tableau 4, Fig.13). En 2009, les zones d'herbiers denses sont en outre plus

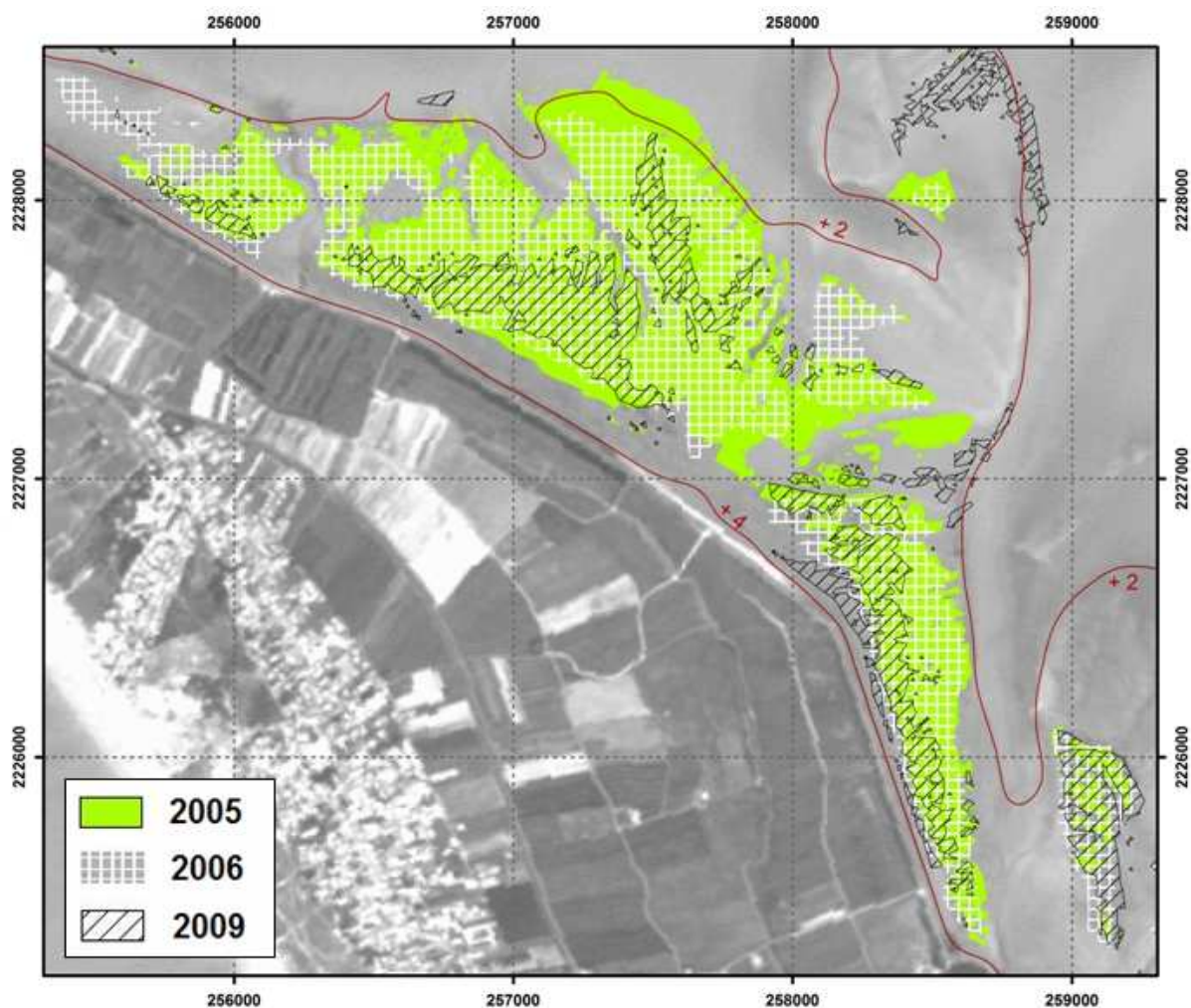


FIGURE 3.11 – Évolution spatiale des zones denses (NDVI compris entre 0,3 et 0,7) des herbiers de *Zostera noltii* en baie de Bourgneuf de 2005 à 2009. Les lignes bathymétriques ajoutées à la carte sont issues de données acquises lors d'une campagne de mesures par laser aéroporté (LIDAR) réalisée en 2008 dans le cadre du programme régional GERRICO. Les coordonnées de la carte sont en Lambert II étendu.

morcelées en comparaison avec les autres années (Fig. 3.12). Il faut néanmoins remarquer qu'en dépit de la régression de la surface totale des herbiers cette année-là, de nouvelles zones denses se sont développées aux alentours de l'isobathe +2m, ce qui confirme la tendance des herbiers à s'accroître vers la partie inférieure de la zone intertidale. La superficie de l'herbier en 2009 est quasiment revenue à celle de 1996. On peut néanmoins remarquer que l'herbier croît probablement d'abord en son cœur, où il atteint déjà des biomasses plus importantes qu'ailleurs en juin et juillet (images de 2007 et 2008). L'herbier de 2007, cartographié pourtant au mois de juin, semble déjà avoir un recouvrement plus

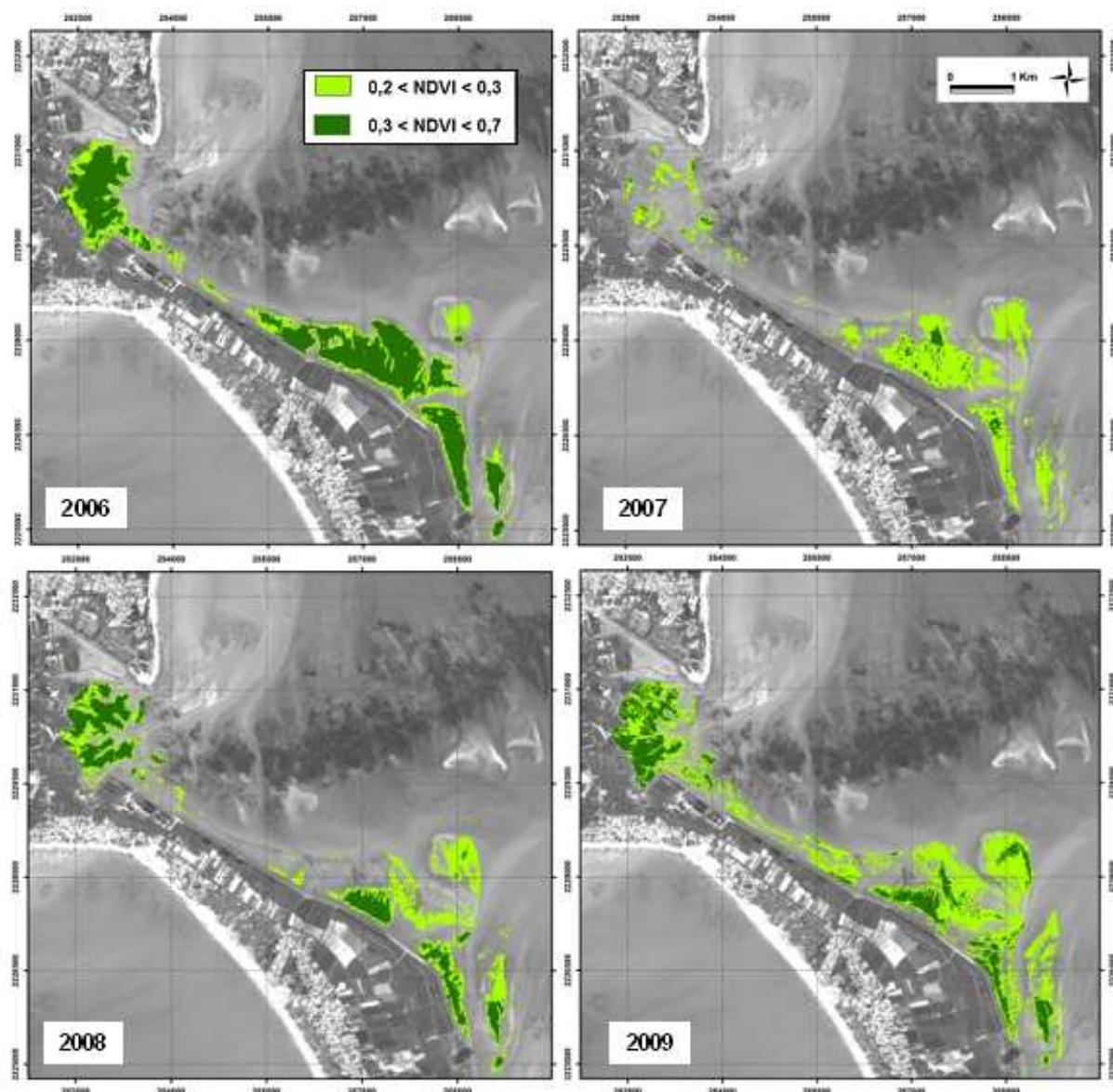


FIGURE 3.12 – Évolution de la répartition spatiale des herbiers denses (NDVI entre 0,3 et 0,7) et moins denses où les confusions sont possibles (NDVI entre 0,2 et 0,3) de *Zostera noltii* en baie de Bourgneuf entre 2006 et 2009 à partir des images SPOT.

important que l'herbier cartographié en juillet 2008, excepté dans la zone protégée par le port de Noirmoutier-en-l'Île, plus au nord. L'herbier a cependant des biomasses déjà plus importantes, dans la zone stable, n'ayant pas ou très peu bougé depuis 1991, l'herbier de 2007 n'étant qu'au début de sa croissance et n'a pas encore atteint son développement maximal. Une perspective d'étude serait d'identifier précisément désormais les cœurs de stabilité de l'herbier, comme cela a été fait pour les banquettes à *Lanice conchilega* par Godet et al. (2011).

3.3 Article 4 : Evaluating the potential of hyperspectral data for seagrass biomass assessment

A. BARGAIN, M. ROBIN, P. ROSA, P. LAUNEAU, L. BARILLÉ

Article à soumettre à *International Journal of Remote Sensing*.

3.3.1 Abstract

The potential of mapping the intertidal *Zostera noltii* seagrass beds using hyperspectral data was studied using an HySpex hyperspectral camera image acquired in September 2009, during the highest annual cycle biomass development stage of *Z. noltii*. Two methods for seagrass cover assessment were used and compared with field sampling : one method using vegetation indices (VIs) based on specific spectral absorption bands and the other method using the Spectral Angle Mapper applied with the ENVI software. The second method gave better results for seagrass mapping, although it should be competed with the use of a VI to removed aberrant values. However, results obtained with VIs only were not so far from the SAM, and showed the possibility of using those simplest method for seagrass mapping. In both cases, pixels with low cover of *Z. noltii* were removed, which signified that lowest densities of *Z. noltii* can not to be mapped using remote sensing. Seagrass cover has been studied using two parameters, the Agregation Index and the index of Relative Change. Furthermore, the leaf biomasses were also studied and compared using two process, a quantitative linear relationship between a VI, the Modified Simple Ratio ($mSR_{(705)}$ Sims & Gamon 2002), and biomass values, obtained with laboratory measurements and a linear spectral unmixing. Those results were compared with seagrass biomass samplings measured in the field during the same period as the image acquisition, which showed a better efficiency using the $mSR_{(705)}$ for *Z. noltii* biomass assessment using hyperspectral data. The methods has been applied to two other images, acquired in September 2010 and August 2011. The seagrass cover showed the same global pattern as the results obtained in Barillé et al. (2010), increasing in coverage and biomass from 2009 to 2011.

Keywords : Seagrass distribution ; Hyperspectral remote sensing ; Spectral Angle

Mapper ; Linear unmixing ; Visible-infrared remote sensing ; Bourgneuf bay ; *Zostera noltii*

3.3.2 Introduction

Although seagrass species colonize a small area of the ocean, with only 0.15% of the total surface (Charpy-Roubaud & Sournia, 1990), they are one of the most productive ecosystem on earth (Short & Neckles, 1999; Hemminga & Duarte, 2000) and play a critical role in marine functioning. Indeed, extensive beds of seagrasses provide many valuable resources like feeding or nursery habitat for many species, including commercial, stabilizing bottom sediment or improving water quality. In that way, they need to be watched over carefully for a good management and protection, within a long time scale, to evaluate either their spatial dynamic or health and status. This is usually done with assessment of various quantitative parameters such as biomass, green leaf area index, density or chlorophyll content (Creed & Amado Filho, 1999; Duarte & Chiscano, 1999; Eckrich & Holmquist, 2000; Kendrick et al., 2000; Ward et al., 2003; Turner & Schwarz, 2006). Biomass is a good variable to assess seagrass beds vitality, and considerable progress in estimating this variable has been made over the past three decades (Duarte & Chiscano, 1999). Drawing up a good mapping and spatially extensive information acquisition of those habitat around the world appeared thus to be essential and usefull for assessing changes over time (Phinn et al., 2008). Remote sensing have already been successfully applied for seagrass mapping (Guillaumont, 1991; Meinesz et al., 1991; Kirkman, 1996; Mumby et al., 1997; Chauvaud et al., 2001; Dekker et al., 2005; Gullström et al., 2006; Phinn et al., 2008; Howari et al., 2009), providing synoptic assessment of this habitat and being a cost-effective method for detecting large changes in seagrass distribution (Mumby et al., 1999).

Remote sensing is actually an efficient tool to obtain a synoptic description of all surfaces in the world, including the less accessible, with a regular monitoring in time and space, and being moreover geometrically highly repeatable (Dekker et al., 2005). However, the majority of the studies have been limited to multispectral devices, using few broad band of satellite data and coarser spatial resolution to map seagrass species. Only few studies used hyperspectral images, having a higher spatial and spectral resolution than satellite images and providing the ability to discriminate beds that are small and

patchy (Fyfe, 2004), to map seagrass species (Phinn et al., 2008). Nevertheless, numerous methods, usually derived from established methods in multivariate statistics (Tsai & Philpot, 1998; Yuan & Zhang, 2008), have been developed for hyperspectral remote sensing, with both a higher number of bands available and a higher spectral resolution, and this tend to be increasingly used. Most of the methods lean on the selection of specific absorption bands on the reflectance spectrum recorded by the sensor, to optimize the existing algorithms or create new algorithm of multispectral data analysis. In that way, narrow-band indices may reduce spectral disturbance and noise caused by external factors (Demetriades-Shah et al., 1990; Peñuelas & Filella, 1998). VIs computed with narrow bands should improved the biomass or Leaf Area Index estimation (Cho et al., 2007) and predict the physiological status of vegetation from proxy or biophysical variable such as chlorophyll or other pigment content, nitrogen content (Haboudane et al., 2002) or plant stress (Zarco-Tejada et al., 1999; Fyfe, 2004), focusing on the specific spectral absorption bands of pigments (Blackburn, 2007). Hyperspectral data allow in particular the estimation of pigment contents within leaves (Chappelle et al., 1992; Blackburn, 1998b), with the potential to map vegetation to species level, provided the plant species under study are spectrally distinct (Fyfe, 2003), with their different pigment composition and content and their leaf physiology, those two parameters ruling the global shape of the spectrum. Those differences can not be detected with multispectral spectral resolution, spectral bands being too large to highlight those dissimilarities. Moreover, VIs limit the use to only two or three spectral bands, and omit a large part of the information of the reflectance spectrum, narrow band versions of VI having only slightly better accuracy than their broad-band counterparts (Elvidge & Chen, 1995). From this perspective, Elvidge & Chen (1995) found that background effect were most attenuated with derivative analysis, permitting for exemple the detection and position of specific absorption bands not visible on the unprocessed spectrum, enhancing the inflexion points of the spectrum. Several studies have thus indicated that high spectral resolution measurements of the chlorophyll red edge region can be used to detect trace quantities of green vegetation (Elvidge & Chen, 1995) and derivative analysis have often been used to characterize red edge position, being less sensitive to water content. Furthermore, Hyperspectral data allow also the use of different techniques such as inversion model using spectral library (Fearn et al., 2011).

The main objective of this study is to evaluate the potential of hyperspectral data for seagrass mapping, using different processing methods, a first one focusing on some specific absorption bands using a series of VIs and a second one using the totality of the spectrum shape. Hyperspectral data will contribute to map seagrass habitats in the Bourgneuf bay (French Atlantic coast), as a case study. Moreover, the present paper aims to estimate the spatial distribution of *Z. noltii* biomass at three different dates, using laboratory measurement obtained in Bargain et al. (submitted) and HySpex image acquisitions. This requires the ability to discriminate first the seagrass species from the other ground entities and to quantify the biomass of the plant with regression between VIs and biomass values. Ground survey will be used to validate the results obtained with hyperspectral remote sensing.

3.3.3 Data and Methods

3.3.3.1 Study area

Bourgneuf Bay is a macrotidal bay located on the French Atlantic coast, South of the Loire Estuary (2°10'W, 46°57'N) (Fig. 3.13). It is exposed both to marine and Loire influences, with a maximum tidal amplitude of 6 m during spring tides and receiving freshwater inputs from the 980 km² watershed of the river Loire, making it a highly turbid bay (concentrations of suspended particulate matter ranging from 27 to 129 mg.L⁻¹). This bay, with more than 30% of its total surface constituted an intertidal zone (more than 100 km²), is colonized in its western part protected by the Noirmoutier Island by dense seagrass beds of *Zostera noltii*, with more than 580 ha surface recorded by Barillé et al. (2010) in 2005 using multispectral remote sensing. *Z. noltii* grows as monospecific beds, in sandy-muddy sediment, forming both large beds and less than 1 m² isolated patches. Seagrass beds are under different anthropogenic influences : the bay is a site of extensive aquaculture of the oyster *Crassostrea gigas* (Thunberg), ranking sixth in France with a production of 8 600 metric tons on 1 000 ha of intertidal cultures (2001 data), and of increasing recreational hand fishing of endofaunal bivalves directly in the beds. Despite of those impacts, seagrass beds in the Bourgneuf bay are increasing in surface between 1991 and 2005 mostly in the lower part of the intertidal zone, in areas unoccupied by oyster-farming (Fig. 3.13), with highest biomass values in the seagrass bed core (Barillé

et al., 2010).

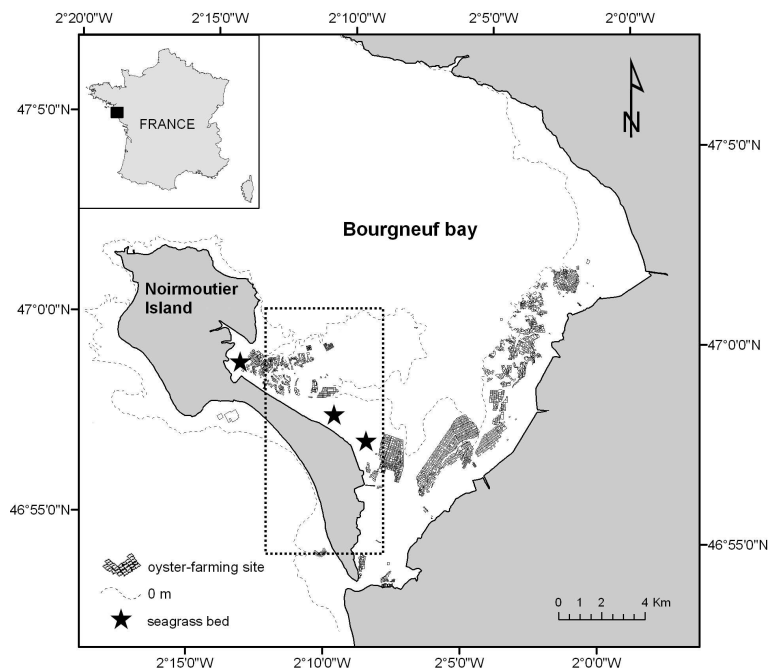


FIGURE 3.13 – Location of the Bourgneuf Bay (France) and the main *Zostera noltii* beds (black stars). Oyster-farming (black polygons) sites in the intertidal zone are situated next to the main *Z. noltii* beds. The dotted gray rectangle indicates the spatial extent of the 2009 HySpex image

3.3.3.2 Hyperspectral image and pre processing

Three hyperspectral images were acquired in 2009, 2010 and 2011 (Table 3.7) with HySpex VNIR-1600 airborne sensor (developed by Norsk Elektro Optikk), in the GER-RICO program (Gestion Globale des Ressources Marines et des Risques dans les Espaces Côtiers) and GEOPAL program supported by the Pays de Loire region. The images were taken according to optimal imaging criteria for the acquisition of seagrass distributional data : tidal stage, plant growth, sun angle and atmospheric conditions (Orth & Moore, 1983). They were acquired at low tide during the highest annual cycle biomass development of *Z. noltii*, which is characterized in Western Europe by a unimodal distribution, with a maximum development in summer (Philippart & Dijkema, 1995; Auby & Labourg, 1996; Vermaat & Verhagen, 1996; Bargain et al., submitted). HySpex sensor is characterized by 160 spectral bands, between 400 and 1000 nm, with a spectral resolution of 4.5 nm

and spectral sampling of 3.7 nm, scanning the scene using a pushbroom mode (line by line). The images were acquired at 2600 m altitude, allowing a spatial resolution of 1×1 m. At least 12 to 14 flight lines were necessary to have nearly complete view of seagrass beds zone. HySpex images were georeferenced and geometrically corrected by ActiMar (French company for airborne campaigns), in the UTM 30N system, with the GPS data recorded simultaneously to airborne image acquisition. The processing of HySpex imagery applied in the laboratory consisted in atmospheric corrections and reflectance adjustments using field reflectance spectra. FLAASH atmospheric correction model (Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes), incorporating the MODTRAN4 radiation transfer code (Adler-Golden et al., 1999; Matthew et al., 2000), was used to remove aerosol effects. This atmospheric model used image acquisition parameters such as the specific sensor settings, the altitude, the flight date and time, and the position in latitude and longitude, supplemented with the U.S. standard atmospheric model profile and a maritime aerosol model with a visibility set of 40 km. The 820 nm peak was used to estimate the atmospheric vapor water. Furthermore, the images were calibrated to reflectance with the empiric line method (Smith & Milton, 1999), using a same bright (white) reference for the three dates (dry sand in the upper beach $2^{\circ}11'18''\text{W}$, $46^{\circ}56'37''\text{N}$). Spectral responses of the targets were obtained with an Analyzed Spectral Device (ASD Fieldspec) field portable spectroradiometer, measuring the radiance ($\text{mWcm}^{-2}\text{nm}^{-2}\text{sr}^{-1}$) between 350 to 2500 nm with a spectral sampling width of 1.4 nm between 350 and 1050 nm and a spectral resolution from 3 to 10 nm. They were resampled to HySpex sensor spectral resolution and regressions were calculated between *in situ* target reflectance and target digital numbers retrieved from each image. As seagrasses in the bay only grow on sandy or muddy substratum (Bargain et al., 2012) of the intertidal zone, a digital mask was used for further analysis to eliminate land areas and rocky areas, as well as zones below the bathymetric limit of 0 m LAT (lowest astronomical tide).

3.3.3.3 Laboratory spectral measurements

Preceding the image pre-processings, laboratory measurements were made using the Analyzed Spectral Device (ASD Fieldspec) field portable spectroradiometer, described above. All the methodology of the experiment is detailed in Bargain et al. (2012). The

Tableau 3.7 – HySpex imagery used to assess *Z. noltii* spatial distribution in Bourgneuf Bay (France). U.T.= universal time.

Acquisition date	Time of acquisition (U.T.)	Time of low tide (U.T.)	Number of flight lines
September 22, 2009	11 :00	11 :53	12
September 10, 2010	11 :00	10 :46	12
August 29, 2011	11 :00	10 :14	14

leaves used for spectral measurement were sampled in the Bourgneuf bay in September 2009, the same period as the 2009 image acquisition, brought back in a cooler and processed the same day. Because of the strong influence of water on spectral absorption above 900 nm, spectral responses were recorded only in the visible and near infrared (NIR) portions of the spectra (400-900 nm). Measurements of bare sediment and high *Z. noltii* biomass were acquired (leaves were piled on the sediment in several layers, to entirely cover the sediment, and reach an important biomass value) to build a spectral library. Leaves were then oven-dried at 60°C during 48 hours and weighed with a high precision balance to measure seagrass biomass value used for the spectroradiometry measurements. Biomasses were reported in relation to surface area and expressed by surface unit, in mg DW m⁻². Spectra obtained from the spectroradiometer were resampled to HySpex spectral resolution, to be used for remote sensing mapping.

3.3.3.4 Data analysis and field validation

Assessment and characterization of seagrass cover

Two methods were used, compared and validated with field data obtained in 2009 to assess the *Z. noltii* surface cover (Fig. 3.14). The first one is the Spectral Angle Mapper (SAM), performed by ENVI software. It is a useful and efficient technique for species-level monitoring, limiting background or atmospheric influences (Hestir et al., 2008), being insensitive to gain factor and so to the light variations, as the spectra are normalized before comparison (Kutser et al., 2006b). It is a supervised classification, which compares the pixel spectra to library spectra defined by the user, and determines the spectral similarity between two spectra by calculating the angle between both treating them as a vector in a space where the number of spectral bands represent the dimensionality (Kruse et al., 1993). Smaller angle between both spectrum represent closer matches. The rule image

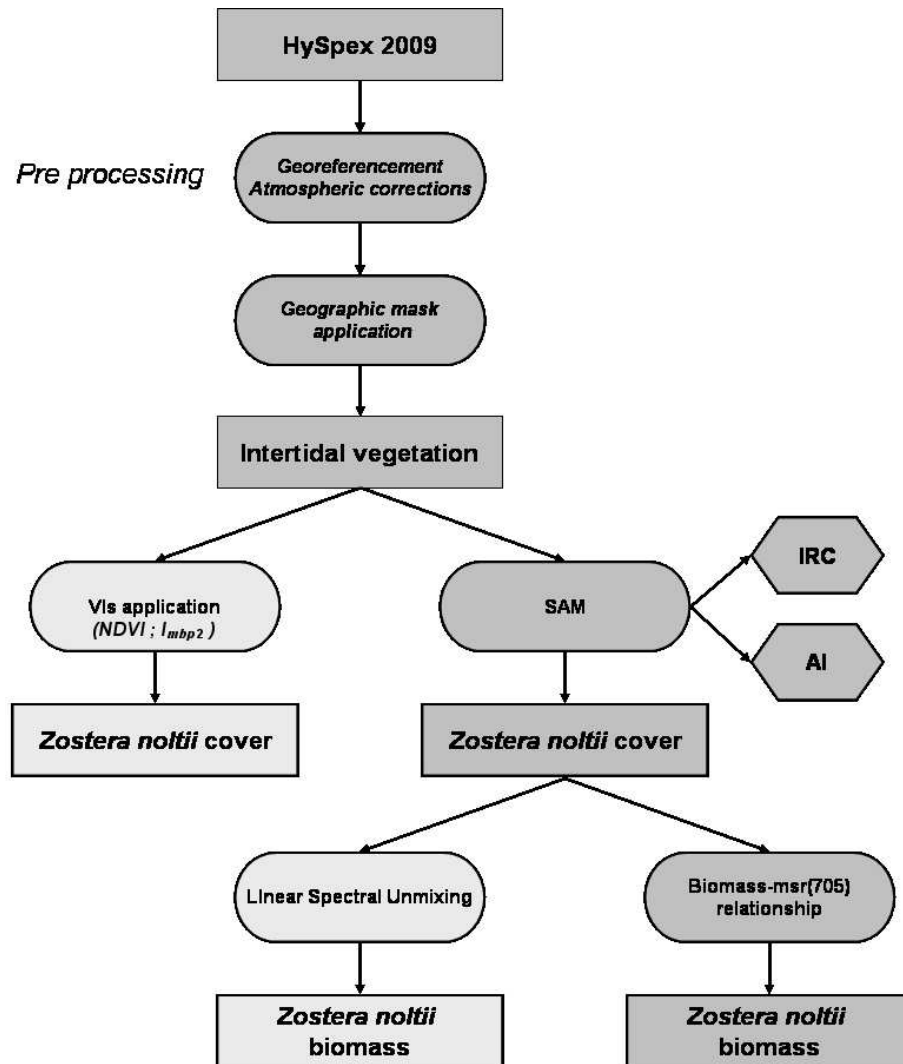


FIGURE 3.14 – Methods and process used in this study for hyperspectral remote sensing of *Z. noltii* beds and biomasses. In pale grey, methods which has been tested but not selected for further analysis, in comparison to field samplings. In dark grey, tested methods selected for analysis and applied to the other images (2010 and 2011).

was used with threshold values to identify each pixel of the image. As the aim of the study is to discriminate seagrass species to other entities, the spectral library with only the 2 spectra described above were employed. The SAM was used with a maximum angle of 0.1 radians, which gave the optimal results (angles between 0.1 and 0.4 radians were also tested). The second method used a series of VIs based on the specificity of each reflectance spectrum, with decision rules (threshold values). The Normalized Difference Vegetation Index (NDVI Rouse et al. 1973; Tucker 1979) has been first applied to remove all pixels that were not comparable to vegetation. Nevertheless, pixel of low coverage of

Z. noltii could have been confused with pixels of microphytobenthos, due to their spectral similarity. Spectrum of both of them have been thus compared in order to built a VI able to differentiate one to the other, using threshold values. An NDVI-like ratio index, named the Microphytobenthos Index 2 (I_{mpb2}), using the specific absorption band of chlorophyll *c* (630 nm), a pigment absent in the angiosperms, was applied then to differentiate those two species, with the following algorithm :

$$I_{(mpb2)} = \frac{(R_{650} - R_{630})}{(R_{650} + R_{630})}$$

. Pixels with negative values should be attributed to microphytobenthos and values above 0 to *Z. noltii* leaves.

The two methods were then compared to field samplings. The method with the highest efficiency for mapping *Z. noltii* cover in the bay has then been applied to HySpex 2010 and 2011 images. Then, the seagrass total cover was estimated for each year seagrass and characterized using two ecological index. The Index of Relative Change (IRC) was calculated to assess the relative changes between one year to an other, describing the proportion of seagrass lost or gained from year 1 to year 2 (Frederiksen et al., 2004b), with :

$$IRC = \frac{\text{loss} + \text{gain}}{\text{loss} + \text{gain} + \text{common}}$$

Loss, Gain and Common refer to the area (m²) of *Z.noltii* that disappeared, was formed or remained in the same position, respectively, from year 1 to year 2. If no change occurred, the index was 0 and if all eelgrass had changed the value was 1. Furthermore, the Agregation Index (AI) has also been used to characterize the seagrass beds. This index measures the level of aggregation of seagrass pixels (Frederiksen et al., 2004b).

$$AI = \frac{\text{total adjacent edges of the eelgrass class with itself}}{\text{maximum possible adjacent edges of the eelgrass class with itself}}$$

The AI values range from 0 to 1, the aggregation being maximum with AI=1, which mean that all pixels are aggregated to form one single seagrass bed.

Biomass assessment and mapping

To quantify seagrass biomasses, two methods were then performed on the seagrass pixels obtained above (Fig. 3.14). The first one used a quantitative relationship between the seagrass biomass and a vegetation index (VI) giving the best result for estimating *Z. noltii* biomass, with less sensitivity to seasonal or background variations and a high saturation point (Bargain et al., 2012, submitted). The VI applied was the Modified Simple Ratio ($mSR_{(705)}$), created by Sims & Gamon (2002) to retrieve specular reflectance, using a blue band correction and the reflectance value at 705 and 750 nm, being less sensitive to pigment saturation for chlorophyll *a* assessment, with the following algorithm :

$$mSR_{(705)} = \frac{(R_{750} - R_{445})}{(R_{705} - R_{445})}$$

VIs values for spectrum of different seagrass leaf biomasses have been measured in (Bargain et al., 2012). Those measurement have been done for seagrass leaves sampled in September 2009, simultaneously to the image acquisition, to limit VI variations due to the phenology of the leaves (Bargain et al., submitted). A relationship between the $mSR_{(705)}$ and biomasses values has been obtained, modeled by linear relation. This model has been chosen to avoid saturation process occurring with high leaf biomass (Guillaumont, 1991; Huete & Liu, 1994; Liu & Huete, 1995; Blackburn, 1999; Bargain et al., 2012). The inverse relationship, determining biomass from VI values has been then applied for each pixels. To compare, the linear spectral unmixing, frequently found to be powerful for vegetation analysis (McGwire et al., 2000; Dennison & Roberts, 2003; Combe et al., 2005) was applied. This technique admits that all spectra are contained in a mixture and aims to determine the relative abundance of each entity in this mixture, using spectral signature, the pixel spectrum being a linear sum of different pure endmembers spectra weighted by their relative abundance (Hedley & Mumby, 2002b). They are thus linearly proportional to their relative abundance in the sensor field of view ignoring the effects of occlusion and multiple scattering of radiation between elements (Lucas et al., 2002). To perform the spectral linear unmixing, it was necessary to identify endmembers that correspond to the components to be mapped. As seagrass beds have no canopy structure, pixels, which were previously classified as *Z. noltii*, are therefore a mix between background (sandy-muddy

sediment) and *Z. noltii* leaf reflectance (Louchard et al., 2003) and the same spectral library as the one built for the SAM was used.

3.3.3.5 Field survey and accuracy assessment

Field survey for seagrass cover evaluation

Field data collection effort were done during same period than image acquisitions. In September 2009, a transect perpendicular to the shore line in the seagrass beds was performed, measuring the percent cover of the *Z. noltii* leaves in 10×10 m. cells on a line going from the upper intertidal to the lower intertidal zone. To be done, 5 quadrats of 50×50cm have been placed within the cell and the average of those 5 quadrats was used to category the total cover of the cell in 5 cover classes : 0 %, 0-25%, 25-50%, 50-75% and 75-100%. To compare field and image processing, each *Z. noltii* pixels obtained from the remote sensing in the 10×10 cells were summed, to approximate the percent cover of *Z. noltii* in the same cell spatial resolution. Each cells with their number of pixels covered by *Z. noltii* in the images and the class cover estimating from the field observations were then compared by one-way ANOVA and Tukey tests were used in a posteriori analyses.

Field survey for seagrass biomass evaluation Simultaneously, above ground biomass samples were done in the seagrass beds, synchronous to the 3 images (from 15 to 29 ground control points), using a 25 cm diameter core, geopositioned in the seagrass beds using a Ground positioning System (GPS). Leaves were taken and bring back in the laboratory, and processed for biomass measurement with the same method as for the spectral library acquisition. Image biomass values and field measurements were compared using a simple linear regression, $y=ax$ between both measurements. The efficiency of the method has been assessed with the value of the slope (a), being more effective if it is closed to 1, and the coefficient of determination R^2 was used to assess the accuracy of the remote sensing methods.

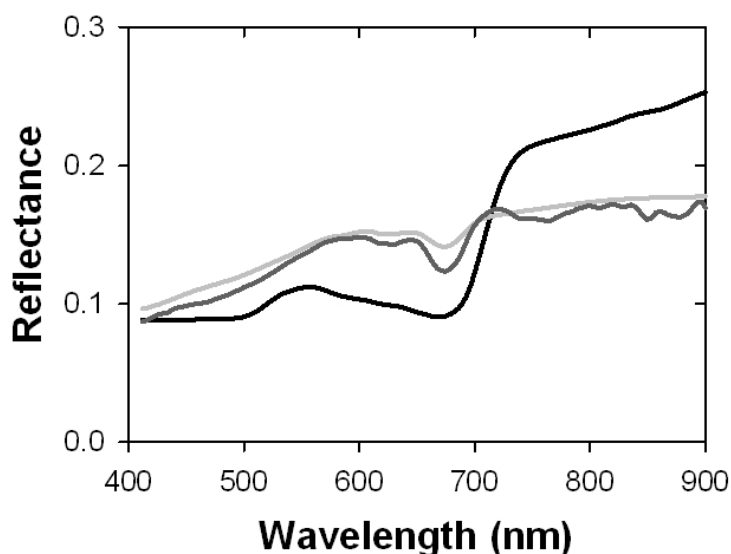


FIGURE 3.15 – Reflectance spectra used for the Spectral Angle Mapper resampled at the HySpex spectral resolution. In black the maximum biomass (260 gDW.m^{-2}) of *Zostera noltii* leaves. In dark grey the microphytobenthos spectrum. In pale grey the bare sediment.

3.3.4 Results

3.3.4.1 Spectral reflectance for seagrass identification

The two spectra measured in the laboratory in order to create the spectral library for further analysis are presented Fig. 3.15. The high biomass (equal to 260 gDW.m^{-2}) *Z. noltii* reflectance spectrum was characterized by a low reflectance in the visible part (from 400 to 700 nm) due to strong absorption by the photosynthetic and accessory pigments, especially in the blue and red wavelength, with a transmittance window in the green wavelength (around 550 nm) and the chlorophyll *a* absorption peak at 675 nm, and higher reflectance in the infrared, forming an increasing slope from 700 to 900 nm. On the contrary, the sediment reflectance spectrum was more regular, increasing slowly from 400 to 900 nm, with small absorption at 675 nm due to the organic content. The microphytobenthos spectrum, also presented Fig. 3.15, showed the absorption band around 630 nm attributed of chl *c* content, which was not visible on the *Z. noltii* spectrum. Those results confirm the efficiency of using the I_{mpb2} to differentiate seagrass from benthic diatoms.

3.3.4.2 Seagrass cover assessment and characterization

For the VIs processing, the threshold values used for the NDVI was 0.1. All the pixels below this value has been first removed. This value has been chosen because bare sediment could have an NDVI value above 0, due to their organic content. The application of those decision rules allow the discrimination of vegetative pixels to bare sediment and water pixels. The I_{mpb2} have been then applied, and pixels values attributing to microphytobenthos (<0) have been removed. The two seagrass cover mapping obtained from the two methods, SAM and VIs, gave almost the same localisations for the main meadows, on the north-western part of the bay (results of the SAM process shown Fig. 3.16, of the VIs process not shown). However, the meadow obtained with the SAM processing was broader than the one obtained with th VIs computing (91.5 ha in total for the first one instead of 75.4 ha for the other), specially going towards the subtidal North part of the zone. More isolated seagrass patches were also mapped with the SAM. Nevertheless, the main meadow was more scattered than the seagrass meadow mapped using the VIs. The seagrass cover obtained from the remote sensing processings have been compared with the field samples. All the class percent cover had significative differences according to the number of *Z. noltii* pixels in each cells (ANOVA, $p < 0.01$), both for SAM and VIs results. However, Tukey test showed that for SAM processing, the 0% cover and the first class cover (from 0 to 25%), were not significantly different. The same thing has been observed for the VIs processing, the first and second class being not significantly different from the third one (from 25 to 50% cover). Given those results, the SAM has been applied to the 2010 and 2011 HySpex.

Tableau 3.8 – Development of the total surface in hectares (ha) and of each biomass classes ($g\ DW.m^{-2}$), Relative Change Index (IRC) and Aggregation Index (AI) of the meadow of *Zostera noltii* seagrass bed in Bourgneuf Bay from 2009 to 2011, estimated by hyperspectral remote sensing. The surfaces and biomasses have been estimated using respectively the SAM process and the use of the $mSR_{(705)}$ VI.

Year	[0-30]	[30-50]	[50-75]	[75-150]	>150	Total	IRC	AI
2009	40.4	17.3	12.1	11.8	2.4	84.2	-	0.60
2010	44.7	30.7	12.1	11.8	2.4	107.4	0.65	0.67
2011	30.9	25.1	30.3	82.0	11.4	179.4	0.58	0.62

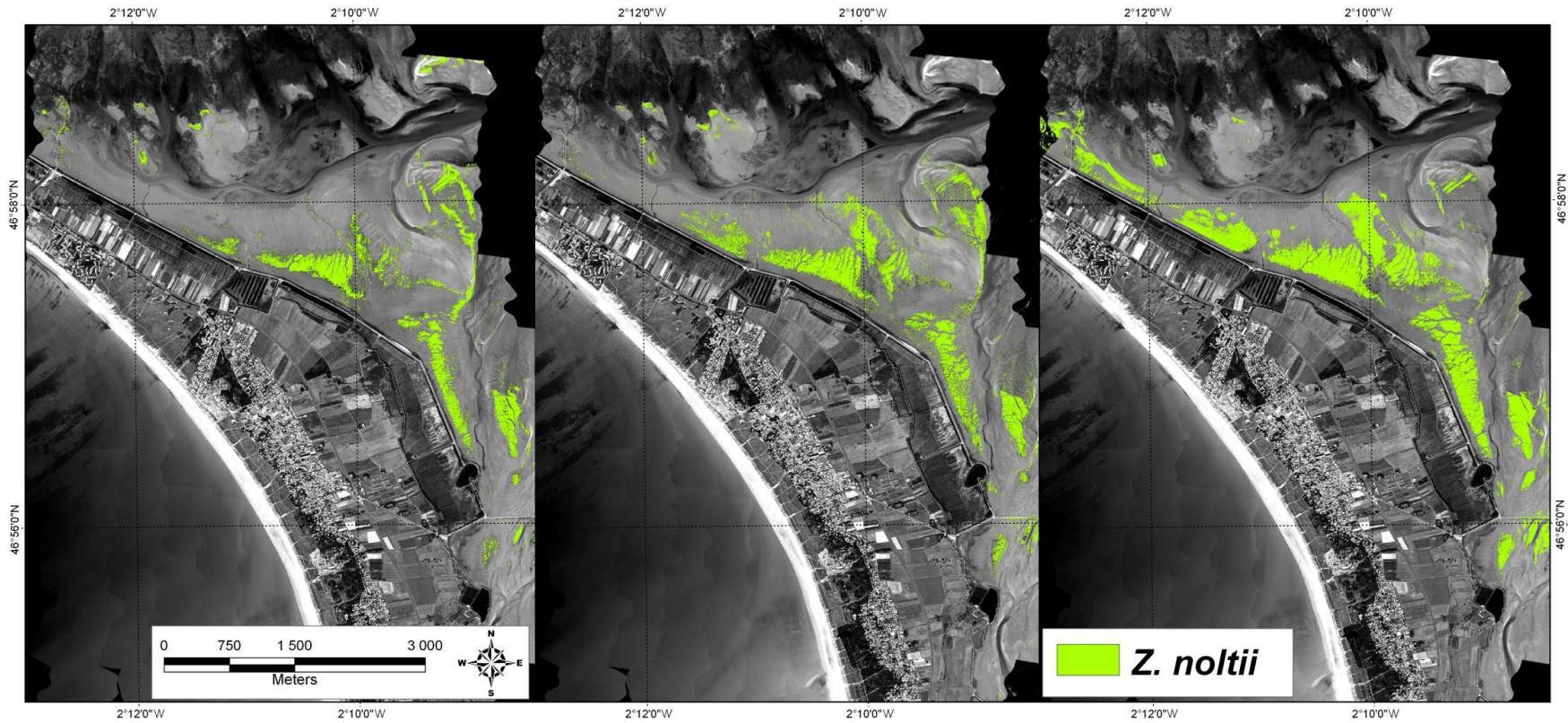


FIGURE 3.16 – Spatial evolution of the *Zostera noltii* meadow areas from 2009 to 2011 for the main stand of Bourgneuf Bay obtained with HySpex hyperspectral data

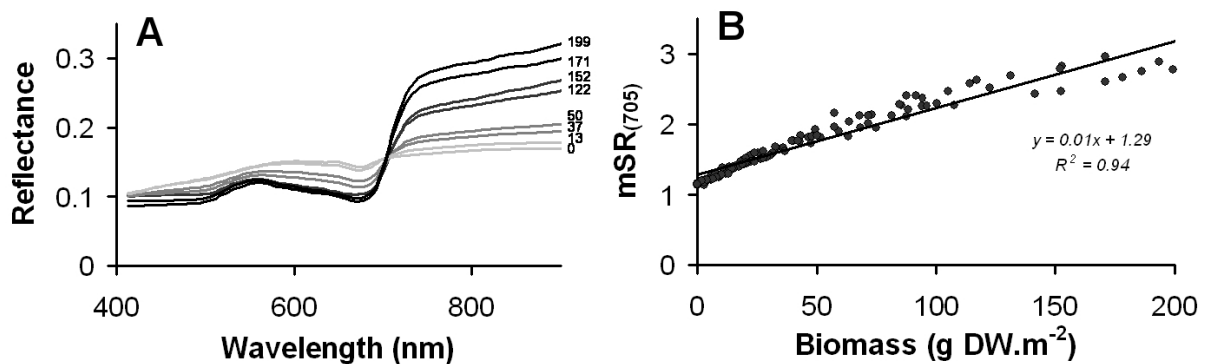


FIGURE 3.17 – A. Spectra of different biomasses of *Z. noltii* with their correspondant biomasses measured with the ASD Fieldspec and degraded to the spectral resolution of HySpex. B. Linear relationship obtained between the biomasses and the $mSR_{(705)}$ obtained from the reflectance spectra at the HySpex spectral resolution.

An increase of the total surface occupied by the seagrass beds can be observed from 2009 to 2011 (Fig. 3.16 and Table 3.8), which has more than doubled in these 3 years, ranging from 84.2 ha in 2009 to 179.4 ha in 2011. The seagrass beds have extended specifically from its core to its peripheral areas, essentially going towards the deepest zones, although mostly staying between +4 and +2 m LAT bathymetric level. The IRC was more important in 2010 than in 2011. Few areas have disappeared between 2009 and 2010, concerning particularly only few patches in the sandy Northern part of the area. The main seagrass loss between 2010 and 2011 occurred in the same zone. The AI had approximatively the same ranges for the three dates, being higher in 2010, were the seagrass beds have thus been less fragmented, with less isolated patches.

3.3.4.3 Seagrass biomass assessment

The spectra of the different biomasses of *Z. noltii* measured in the laboratory with the ASD has been degraded to the HySpex spectral resolution (Fig. 3.18) and showed a proportional decreased in the VIS, and an increased in the NIR of the reflectance values, with an increase of the biomass ranges. The linear relation obtained from biomass- $mSR_{(705)}$ on that spectra was $mSR_{705} = 1.3 + 0.01 * biomass$ (Fig. 3.17). The inverse relation to applied to the image was then $biomass = (mSR_{705} - 1.3)/0.01$. Using this relationship, the map obtained showed a maximum biomass in the upper intertidal zone, between +3 and +4m LAT, in the most extensive part of the main meadow (46°57'48"N, 2°09'52"W,

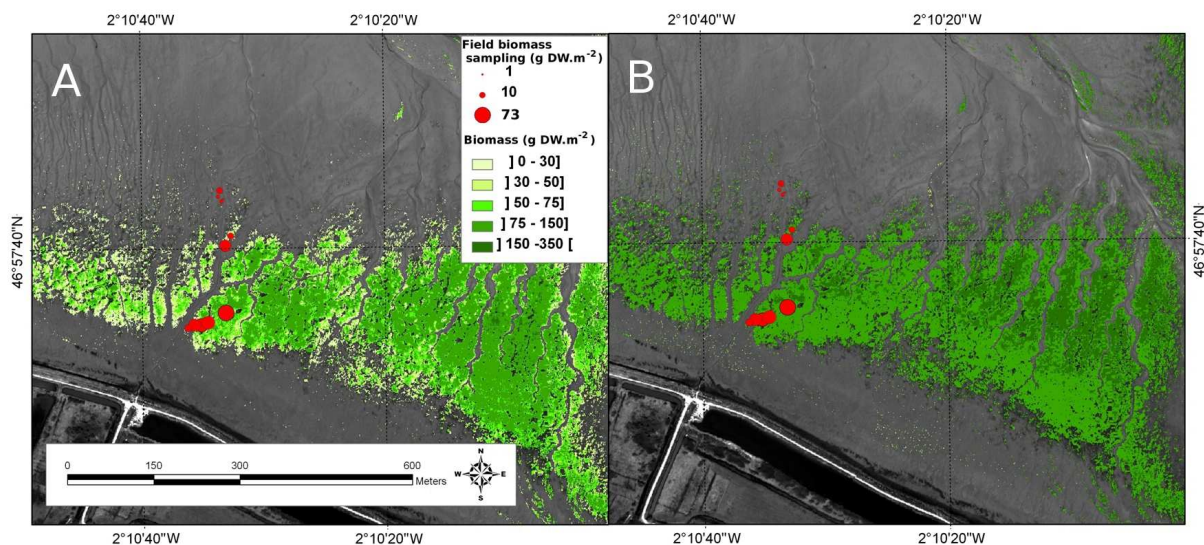


FIGURE 3.18 – A. *Zostera noltii* biomass obtained by remote sensing with the mSR₇₀₅ processing on the SAM image. B. *Zostera noltii* biomass obtained by remote sensing with the linear unmixing processing on the SAM image. The proportional red circle shown the field sampling biomass

Fig. 3.20). Some values were negative and have been removed. The biomass range varied between 0.3 to 350 g DW.m⁻² for some pixels in the meadow core. The mean biomass of all the *Z. noltii* meadow was 23.2 g DW.m⁻² and 50.0 g DW.m⁻² in the main meadow. The majority of the seagrass pixels in the northern part (closer to the subtidal zone) had a biomass lower than 30 g DW.m⁻² but the majority of the pixels in the main meadow had a biomass ranging from 75 to 150 g DW.m⁻². However, some beds were mapped with higher biomass in some sand banks. Using the linear unmixing, almost all the pixel had a biomass comprised between 50 and 100 g DW.m⁻². As for the VI method, the highest biomasses were situated in the core of the main meadow (46°57'48"N, 2°09'52"W). However, there were less variations of biomass values using the linear spectral unmixing than using the mSR₇₀₅, as nearly all the pixels had the same range of biomass values using the first method (Fig. 3.18). All the biomasses measured in the field ranged from 0 to 73 g DW.m⁻² and were situated in the external part of the main seagrass meadow. Comparing the results of the regression obtained between those field measurement and the values obtained with remote sensing processing, good coefficient of determination has been obtained for both methods, even if it was higher for the mSR₇₀₅ ($R^2 = 0.97$) than for the linear spectral unmixing method ($R^2 = 0.77$) (fig. 3.19), but the value of the slope was

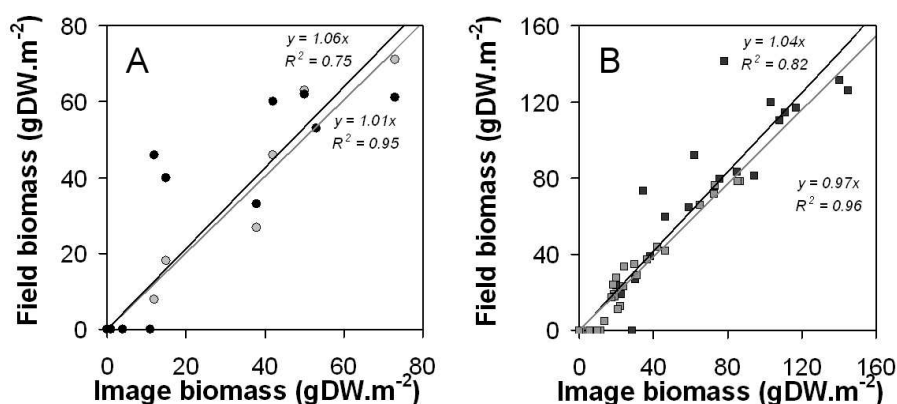


FIGURE 3.19 – A. Linear regression and coefficient of determination (R^2) obtained between biomass samples in the field and the correspondent biomass computed with remote sensing processing on the 2009 HySpex image, using the mSR_{705} (in grey) and the Linear Spectral Unmixing (in black). B. Linear regression and coefficient of determination (R^2) obtained between biomass samples in the field and the correspondent biomass computed with the $mSR_{(705)}$ -biomass relationship on seagrass pixels obtained with SAM processing on the 2010 (grey squares) and 2011 (black squares) HySpex image

for both very closed to 1 (1.06 for the linear spectral unmixing and 1.01 for the VI), which means that both methods were effective for biomass assessment, but the method using the linear unmixing had more variability. The mSR_{705} has thus been selected to be applied to 2010 and 2011 images.

The biomasses obtained in 2010 and 2011 were comparable to the field results acquired simultaneously ($n=29$ and $n=23$), with an a slope value closed to 1 (respectively 1.04 and 0.99) (Fig. 3.19). The biomass extent had also variations in the bay during these three years (Table 3.8 and Fig. 3.20). High biomasses were more present in the bay in 2011, with an important increase of the area covered by more than 75 g DW.m^{-2} (80 ha more in 2011, comparatively to the other dates). The seagrass beds became denser between those 3 dates, both in the peripheral and in the core of the main beds, with less surface occupied by biomasses comprised between 0 and 50 g DW.m^{-2} (30.9 ha in 2011 instead of more than 40 ha the other years), the *Z. noltii* beds were then more homogeneous in 2011 than in 2010 or 2009. However, the higher biomasses remained in the core of the main seagrass beds for each year.



FIGURE 3.20 – Spatial distribution of the above-ground biomass of *Zostera noltii* beds in Bourgneuf Bay in 2009, 2010 and 2011. Calibration of HySpex images were done with the biomass- $mSR_{(705)}$ relationship.

3.3.5 Discussion

3.3.5.1 Seagrass detection

The use of reflectance spectrum for seagrass remote sensing have already been used with success (Guillaumont, 1991; Chauvaud et al., 2001; Phinn et al., 2008; Barillé et al., 2010) and this work obtained good results for *Z. noltii* mapping at low tide using hyperspectral data with both method : VIs or spectral angle mapper. High-radiometric resolution increases the level of mapping precision, small differences in reflectance being associated with differences between seagrass cover levels or species (Phinn et al., 2008). Remote sensing processing in this study allowed the detection of *Z. noltii* between pixels of microphytobenthos or bare sediment, using VIs based on specific absorption bands or SAM using angle values between two spectra assimilated as vectors. *Z. noltii* had a spectral response similar to that of a benthic diatom biofilm when the biomass of leaves on the sediment is low (Barillé et al., 2010). The small absorption at 630 nm for the microphytobenthos was probably due to the chlorophyll *c* absorption, present in the benthic diatoms (Méléder et al., 2003b) and not in the angiosperms. Those differences permit the creation of a VI to differentiate the two types of organism : benthic diatoms and *Z. noltii* intertidal seagrass. However, the study was facilitated by the mono-specific character of the seagrass beds, with only a single species of seagrass in the intertidal zone (Barillé et al., 2010). In this work, the extent of the *Z. noltii* beds obtained was much lower than the one obtained using SPOT images in 2005 by Barillé et al. (2010) in the same zone (586 ha), but the HySpex images did not cover the entire area recovered by the seagrass beds, specially in the Northwestern part of the bay. Furthermore, the HySpex spatial resolution is more precise, with 1×1 m pixels instead of 10×10 m for the SPOT-5 image, which is hardly comparable. Nevertheless, the main beds were found in the same zones, in the Northern part of the bay, and in the South West, along the Noirmoutier island. The two methods used gave almost the same results, although the method using VIs removed more pixels than the Spectral Angle Mapper. This last method was more in line with the seagrass density observed in the field and looked more efficient, and has thus been conserved for the further processing. However, some pixels with very low density of *Z. noltii* leaves (between 0 to 25% of cover) seemed to have been confused with bare sediment and removed from

the study, for both methods. Furthermore, some pixels, probably belonging to another entity, have been removed with biomass assessment, giving negative results. Regardless of their reflectance spectrum shapes, they appeared to be closer to microphytobenthos spectrum. Those results showed that the SAM mapping was not even perfect and should have been completed with VI uses. But using only VIs, the results were not better, even if those pixels were removed using the I_{mpb2} , the NDVI was too restrictive and using a lower threshold value (<0.1) did not give better results, including too many pixels of bare sediment in the entire intertidal zone. Using the SAM, the same thing was observed : with other decision rules, the method was not enough discriminative and the seagrass cover assessment should have been over-estimated. The discrimination of seagrass species using remote sensing needs thus a minimal leaf biomass to be performed. This limits the use of remote sensing for seagrass mapping to the highest cycle development of *Z. noltii*. Kutser et al. (2006b) also showed that low coverage of coral reef made mapping more difficult. Moreover, the main difficulty in remote sensing is the heterogeneity in a pixel itself. A pixel may be located at a boundary of two distinct features, and assigning an exclusive class seem inappropriate (Lucas et al., 2002). Nevertheless, the use of a high spatial resolution image reduce this heterogeneity. Besides this difficulties, some variability between field and image results could be imputable to the error due to position of the GPS itself, estimated to ± 2 meters, or to the sampling method, not always easy in the field.

3.3.5.2 Biomass estimation

The large majority of studies about seagrass biomass assessment are done using sampled collection and data interpolation (Ochienga & Erftemeijer, 1999; Abu Hena et al., 2007; Sheppard et al., 2007; Lean Sim Ooi et al., 2011). However, remote sensing is a useful and fast technique to estimate those quantitative data with a synoptic approach. The two methods used here only needed laboratory biomass measurements and each pixels had its biomass values. The results of the spectral linear unmixing gave the majority of the seagrass pixels comprised between a narrow range of values. This may be due to an over or under-estimation of the proportion of seagrass or sediment cover. The application of the narrow band VIs gave better seagrass biomass estimation, with values in the same range than the ones obtained in Barillé et al. (2010), with higher maximum biomass va-

lues obtained in this study (350 instead of 312 gDW.m⁻²). The use of regression obtained between VIs and biomass in laboratory is critical because VIs values could be not comparable. Testing other VIs like NDVI showed VIs values on the image higher than the VI maximum value in laboratory, and applied the regression on that values is impossible. This mean that all indices and all results obtained with laboratory measurements are not always directly transposable to the image. Furthermore, according to Fyfe (2004), the use of the blue wavelength for a VI in remote sensing should have been avoided, being too sensitive to the atmospheric diffusion. However, the blue wavelengths can reduce the specular reflectance (Sims & Gamon, 2002), background (Bargain et al., 2012) and seasonal variation (Bargain et al., submitted) influences and appeared to be effective in this study. It is also a simple, fast and efficient method to map seagrass biomass but need to have the VI-biomass regression values. The heterogeneity in pixels can be resolved with high spectral resolution imaging to improve discrimination of target species (Hestir et al., 2008), specially using models like the linear spectral unmixing. However, this method did not give good results in this study, classifying all the biomass values in the same range, which mean that the discrimination of the different biomass values was not effective.

3.3.5.3 Seagrass beds dynamic in the Bourgneuf bay

Seagrass beds in the Bourgneuf bay mapped with the HySpex images have highly increased from 2009 to 2011, with a total area more than 2 times broader in 2011 than in 2009. However, some hectares of the increasing surface could be attributed to the spatial image extent, which is more extended towards the western part of the bay in 2011, covering a portion of one of the main seagrass beds found by Barillé et al. (2010) using SPOT remote sensing. In spite of that, this additional area did not measured more than 20 hectares, the global *Z. noltii* bed cover increased at least by more than 70 ha. The IRC, greater in 2010, showed that the main changes of the seagrass physiology occurred between 2009 and 2010. Nevertheless, those results, with an IRC higher than 0.60, were significantly superior to the ones found by Andrade & Ferreira (2011), equal to 0.22 for a *Z. noltii* and *Z. marina* seagrass bed found in the West of the Portugal, but closer to the ones found by Frederiksen et al. (2004b) for the more exposed beds to the ocean currents, around 0.62, instead of 0.32 for the most protected areas. The overall pattern of the beds in the Bourgneuf bay

has undergone significant changes from one year to the other. However, given the terms included in the index calculation, these changes could be mostly due to the important new surfaces colonized by the *Z. noltii* species, widely developed on the periphery of the existing beds and in zones still poorly colonized by the beds in 2009 (North west part of the study area). Furthermore, few areas have disappeared between 2009 and 2010, and 2010 and 2011. They were essentially composed by few isolated patches, mainly on the sand bank in the north of the intertidal zone, where confusion with the microphytobenthos could have been possible, considering the high benthic diatom density in this zone (pers. obs.). The great mobility of those unicellular organism could thus explain these variations from year to year, being constantly in resuspension by tidal currents (Méléder, 2003). Seagrass distribution is mainly control by two external factors : the light for the lowest intertidal seagrass beds and the dessication for the high intertidal beds (Cabaço et al., 2009). *Z. noltii* beds in the Bourgneuf bay seemed to be limited to the upper limit of 4m LAT, desiccation being too high above, and + 2m for the lower limit, the light available for the plant being certainly not enough at high tide. Sharp edges of seagrass have been observed by Guillaumont (1991) on seagrass *Z. noltii* Marennes-Oléron and those clear demarcations could be visible in the upper zone of the beds, especially in 2011, which is probably due to those micro differences in bathymetric limits. Nevertheless, this upper zone had the highest biomass and cover values in this study, contrary to the results found by Cabaço et al. (2009), with the maximum biomass values located in the lower area in the summer and in the middle zone from September to March. The most important biomass values (more than 150 g DW.m⁻²) remained in the seagrass bed cores, not in the periphery, for the 3 dates. This phenomenon has also been observed by Bologna & Heck 2002 for *T. testudinum* beds or Guillaumont (1991), who revealed a lobe structure of the seagrass beds and emphasizes the possibility of underestimate the biomass situated in the meadow center, which often undergoes a slight depression, favoring greater retention of water at low tide. The global increase of the seagrass beds found in this study corroborate the results found by Barillé et al. (2010). Even if the causes remained uncertain, the main factor explaining this growth is probably the global tidal flat accretion of the bay, equal to +0.01 m.year⁻¹ (Gouleau, 1975), a conservative estimate obtained during drought periods with low fluvial discharges. This accretion may increase the duration of emersion of the *Z.*

noltii beds and thus improved the seagrass light history conditions in the mid-intertidal zone.

3.3.6 Conclusions

This study showed that different method can be efficient to discriminate seagrass pixels and map seagrass cover and those different methods could be combined for better results. Hyperspectral provides precise data that allows the use of specific absorption bands which could not be employed with multispectral images, as the absorption band of chlorophyll *c*, proper to benthic diatoms and impossible to detect with SPOT or Landsat spectral resolution. Spatial resolution of airborne images also provides more precise results and could reduce the variability due to heterogeneous pixels. However, although hyperspectral data are powerful and valuable, a flight campaign is more expensive than the acquisition of satellite images, and this leads to only a few occasional acquisitions (Hestir et al., 2008). The use of spectral angle mapper or linear spectral unmixing need the prior acquisition of endmember reflectance spectra, which is not always easy. The similarity obtained between the two methods used to identify the *Z. noltii* leaves showed the possibility of mapping the seagrass coverage using VIs and thus to avoid those field or laboratory measurements. However, the laboratory measurements are essential to obtain VI-biomass relations, but those relation, using a good VI as the one selected here for its low sensitivity to saturation or background or seasonal pigment variations, could be acquired once and applicable to different images, at different dates or different geographic zones, as it has been done in this study, using the same relation for the three dates.

3.4 Utilisation de différents IVs pour l'étude de la dynamique des herbiers de *Z. noltii* dans la baie de Bourgneuf

A titre de comparaison, les régressions entre IVs hyperspectraux et les valeurs de biomasses mesurées dans le chapitre 2 ont été appliquées sur l'image HySpex de 2009, afin de déterminer si l'un des indices, bien que moins robuste pour limiter l'influence des facteurs extérieurs ou des variations internes à la plante, serait également efficace pour estimer les valeurs de biomasses de l'herbier de *Z. noltii* (Fig. 3.21). Les IVs multispectraux destinés aux images satellitales autres que SPOT n'ont pas été testés compte tenu de l'absence d'images Landsat, FORMOSAT ou MODIS pour l'étude des herbiers de la baie de Bourgneuf. Il s'est s'avéré qu'une partie des valeurs de biomasses des pixels du cœur de l'herbier a très largement dépassé les valeurs attendues (Annexe 1 et Fig. 3.21). Les valeurs de biomasses très supérieures aux valeurs mesurées en laboratoire illustrent donc le fait des valeurs de certains IVs ont été très largement sous-estimés par spectroradiométrie, par rapport à l'image. Ainsi, le NDVI dit "NDVI hyper" dans Bargain et al. (2012) ($\text{NDVI}_{(673)}$ dans Bargain et al. (submitted)), semble ne pas avoir des valeurs directement comparables entre les mesures de laboratoire et les images, avec une large proportion des pixels dont les valeurs de biomasses sont très largement supérieures à 300 g PS.m^{-2} , et donc des valeurs d'indice dépassant largement les seuils observés en laboratoire. Il en va de même pour le NDVI utilisant la bande d'absorption de la chl *b* ($\text{NDVI}_{(650)}$). Cela signifie que le saut entre le Rouge et le PIR, ou entre 650 nm et le PIR, est beaucoup plus important sur les spectres de l'image que sur les spectres mesurés en laboratoire. D'une manière générale, les biomasses de l'herbier calculées à partir du $\text{NDVI}_{(673)}$, du $\text{NDVI}_{(650)}$ (Fig. 3.21), du PSSRa ou du PSSRb (non montrés) ont eu tendance à être très largement sur-estimées, la plupart des pixels de biomasse étant classés entre 75 et plus de 300 g PS.m^{-2} , différant largement des mesures de terrain avec des pentes $\succ 1,5$ (Tableau 3.9), alors que les autres indices ont montré des valeurs globalement comprises entre 30 et 75 g PS.m^{-2} . Le $\text{mND}_{(705)}$ a fourni des valeurs de biomasse plus proches du mSR_{705} , bien que légèrement supérieures. Les surestimations proviennent vraisemblablement de la

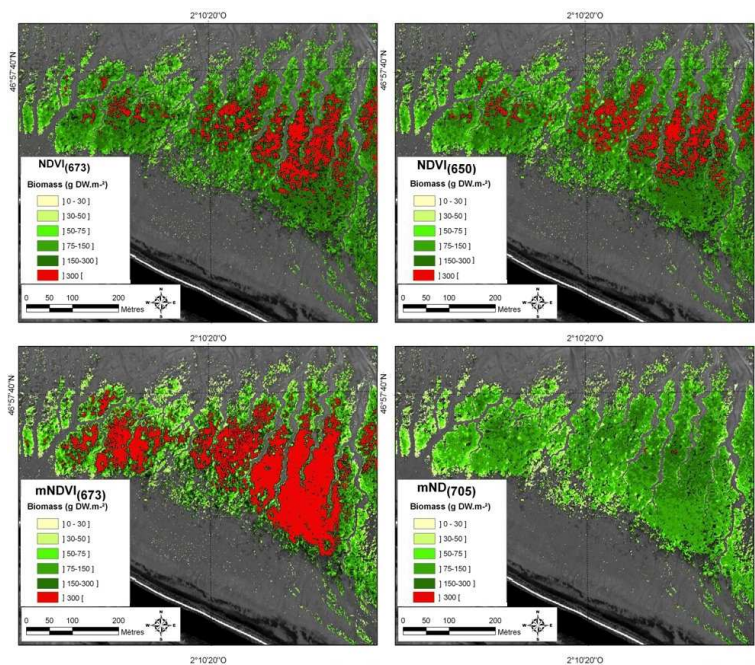


FIGURE 3.21 – Comparaison des biomasses de *Z. noltii* dans la baie de Bourgneuf obtenues à partir de différents indices de végétation appliqués à l’image HySpex de 2009. Les pixels rouges au cœur de l’herbier correspondent aux valeurs de biomasses supérieures à 300 g PS.m^{-2} , dues à une sur-estimation des valeurs de l’indice de l’image par rapport aux valeurs de laboratoire.

Tableau 3.9 – Valeur de l’asymptote de la régression calculée entre les valeurs de biomasses obtenues par télédétection à partir de différents indices de végétation sur l’image HySpex et les biomasses mesurées simultanément sur le terrain en septembre 2009 ($n=15$)

IV	NDVI ₍₆₇₃₎	NDVI ₍₆₅₀₎	mNDVI ₍₆₇₃₎	mND ₍₇₀₅₎	PSSRa	PSSRb
a	2,12	1,54	0,99	0,93	2,5	2,19

réflectance beaucoup plus élevée des spectres de l’image par rapport au laboratoire. Ces différences peuvent provenir des effets atmosphériques qui auraient été mal corrigés ou d’une calibration imparfaite de l’image. De même, le signal enregistré peut provenir de réflexions multiples et pas seulement de la cible recherchée, contrairement au laboratoire où ces multiples réflexions sont limitées, entre autre par les particules atmosphériques. En comparaison avec les données de terrain, le mND₇₀₅, le mSR₍₇₀₅₎ et le mNDVI₍₆₇₃₎ sont beaucoup plus proches des biomasses mesurées. L’utilisation de la bande corrective bleue a permis de standardiser les spectres de terrain et les spectres de l’image au même niveau et ainsi permettre une meilleure comparaison.

3.5 Étude des herbiers de *Zostera marina* dans la baie de Bourgneuf

La cartographie de la structure et de la dynamique des herbiers de *Z. marina* en utilisant des méthodes similaires de spectroradiométrie pourrait fournir également des résultats intéressants. Une première cartographie du recouvrement de cette espèce a été réalisée sur les images HySpex de 2009 à 2011. La méthodologie employée a été la même : une étude des spectres de réflectance afin de sélectionner des bandes d'absorption spécifiques et utiliser des algorithmes permettant de discriminer *Z. marina* des autres entités. Cependant, les herbiers de *Zostera marina* étant des espèces d'angiospermes marines principalement subtidales se développant exclusivement, tout comme les herbiers de *Z. noltii*, sur des sédiments meubles, elles sont difficiles à cartographier du fait de leur partie submergée, les longueurs d'ondes au delà du rouge étant quasiment inutilisables car beaucoup trop absorbées par l'eau de mer. Il a donc été nécessaire de n'employer que la partie du spectre visible, c'est à dire située entre 400 et 700 nm maximum. L'utilisation d'un masque géographique a permis de retirer tout d'abord les zones de roches, les zones recouvertes par les parcs à huîtres et les zones bathymétriques supérieures à 2 mètres au dessus des plus basses mers de vives eaux. Puis un NDVI a été appliqué aux zones sélectionnées, en utilisant 705 nm dans le PIR comme longueur d'onde de référence, et 674 nm pour mesurer l'absorption de la chlorophylle. Un seuil à 0,1 a été défini, afin de retirer les surfaces non ou très peu végétalisées. La comparaison des spectres de réflectance des herbiers de *Z. marina* avec ceux des autres entités de l'image ont mis en évidence que les spectres correspondant aux herbiers étaient marqués par une fenêtre de transmittance dans le vert beaucoup plus importante, et une différence avec les algues vertes entre 570 et 674 nm, où les spectres de *Z. marina* diminuent petit à petit en réflectance. Un NDVI utilisant ces deux valeurs a été construit et appliqué aux pixels de l'image à partir de ces bandes d'absorption :

$$I_{\text{marina}} = \frac{(R_{570} - R_{640})}{(R_{570} + R_{640})}$$

Un seuil égal à 0.2 a été choisi après étude des spectres, les pixels supérieurs ont été

Tableau 3.10 – Superficies (en hectare) recouvertes par les herbiers de *Z. marina* cartographiée par les images HySpex de 2009, 2010 et 2011.

Année	2009	2010	2011
Surface	1,3	3,1	0.5

classés comme appartenant aux herbiers de *Z. marina*. Des campagnes de validation de terrain ont été effectuées lors de l'été 2009 et l'été 2010. La localisation subtidale de l'herbier rend ceux-ci plus difficile d'accès et d'observation. Certains herbiers ont cependant été mis en évidence, leurs coordonnées géographiques ont été enregistrées par GPS et intégrées dans le SIG.

La cartographie surfacique de *Z. marina* obtenue montre que cette espèce se distribue principalement le long du chenal principal, au sud de la zone rocheuse de la Vendette. La surface des herbiers, relativement peu étendue comparativement aux herbiers d'Arcachon ou de Bretagne (Godet, 2008; Plus et al., 2010), a varié entre 0,5 et 3,1 hectares au cours des 3 années cartographiées. Cependant, l'emprise spatiale de l'image HySpex de 2011 est très largement réduite dans cette zone, une grande majorité des herbiers présents les années précédentes n'ont pas été enregistrés sur les lignes de vol. Les recouvrements par les herbiers de *Z. marina* en 2011 ne sont donc pas comparables avec ceux de 2009 et 2010. On peut constater simplement une augmentation de la surface recouverte par les herbiers entre 2009 et 2010. Néanmoins, des herbiers apparus en 2010, spécialement ceux en bordure du chenal principal, ont été également cartographiés en 2011, et leurs superficies se sont accrues (Fig. 3.22), ce qui peut donc laisser à supposer que les herbiers de *Z. marina* se sont encore développés dans la baie entre 2010 et 2011. Des herbiers présents en 2009 ne sont plus visibles en 2010 ou 2011. Ils ont donc probablement disparus. Cependant, un déplacement des herbiers de *Z. marina* est possible et des variations de forme et de surface année après année est ainsi envisageable. La stabilité apparente des herbiers de *Z. marina* correspond en réalité à un équilibre dynamique entre pertes et remplacements des individus (Hemminga & Duarte, 2000). L'herbier cartographié au bord du chenal principal, stable durant les 3 années, a été vérifié sur le terrain (noté 1, Fig. 3.22), ainsi que un herbier plus au Nord (noté 1, Fig. 3.22). Les herbiers principaux demeurent en bordure des chenaux principaux, comme l'a ainsi constaté Godet (2008) pour les herbiers de *Z. marina* de l'archipel de Chausey. La petite taille des herbiers et leur caractère

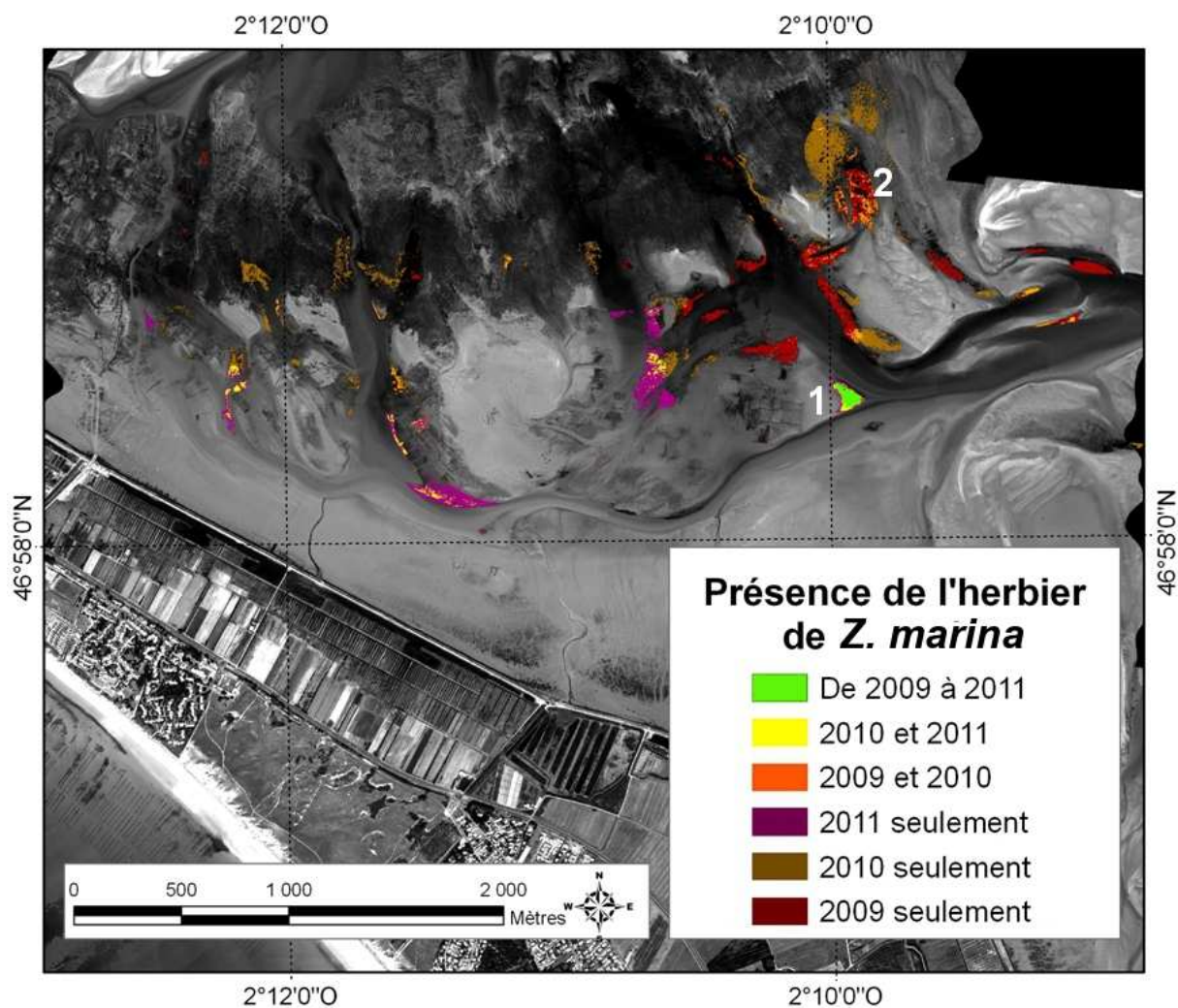


FIGURE 3.22 – Localisation des herbiers de *Zostera marina* dans la baie de Bourgneuf à partir des images HySpex 2009, 2010 et 2011. Les herbiers notés 1 et 2 ont été vérifiés sur le terrain par mesures de coordonnées GPS.

morcelé laissent à penser. laissent à penser que la mortalité des herbiers de marina est importante dans la baie et qu'ils sont en état continu de recolonisation (Frederiksen et al., 2004a).

Certains herbiers, encore trop recouverts par la marée, ont été retirés par la méthode utilisée. La télédétection par images aéroportées a ses limites lorsqu'il s'agit de végétation aquatique submergée, l'utilisation d'images satellite étant moins performante avec une importante colonne d'eau (Komatsu et al., 2003b). D'autres méthodes ont été appliquées avec succès pour la cartographie de la végétation aquatique y compris les herbiers de *Z. noltii*, comme l'utilisation de méthodes acoustiques (sonar, sonar multi-faisceaux, echosondeur) (Komatsu et al., 2003b,a; Paul et al., 2011; Schultz et al., 2011) ou d'un

modèle de transfert radiatif intégrant les paramètres de la colonne d'eau (Fearn et al., 2011). De plus, la cartographie des herbiers pourrait être complétée à l'avenir par l'étude des réponses spectrales de différentes biomasses de *Z. marina* en laboratoire à partir des mêmes méthodologies que celles développées pour *Z. noltii*, et de voir si certains indices n'utilisant que les longueurs d'ondes du visible permettraient d'approcher les valeurs de biomasse de l'herbiers par télédétection.

3.6 Conclusions du chapitre

Les travaux réalisés ici ont montré la possibilité d'estimer la biomasse sur les images SPOT à partir d'un indice de végétation (le NDVI) en laboratoire, par spectroradiométrie. Cette méthode semble ici également efficace appliquée à l'échelle de l'image satellite, en comparant les résultats obtenus avec les mesures de terrain. Une carte de la biomasse des herbiers de la baie de Bourgneuf a pu être produite en 2005. Cependant, de nombreux auteurs insistent sur le fait que l'utilisation de données multispectrales présente quelques faiblesses (Kirkman, 1996; Mumby et al., 1997; Gullström et al., 2006; Dahdouh-Guebas & Koedam, 2008). Leur résolution spatiale, de l'ordre d'une dizaine de mètres, n'est généralement pas suffisante pour pouvoir cartographier avec précision les herbiers, d'autant plus

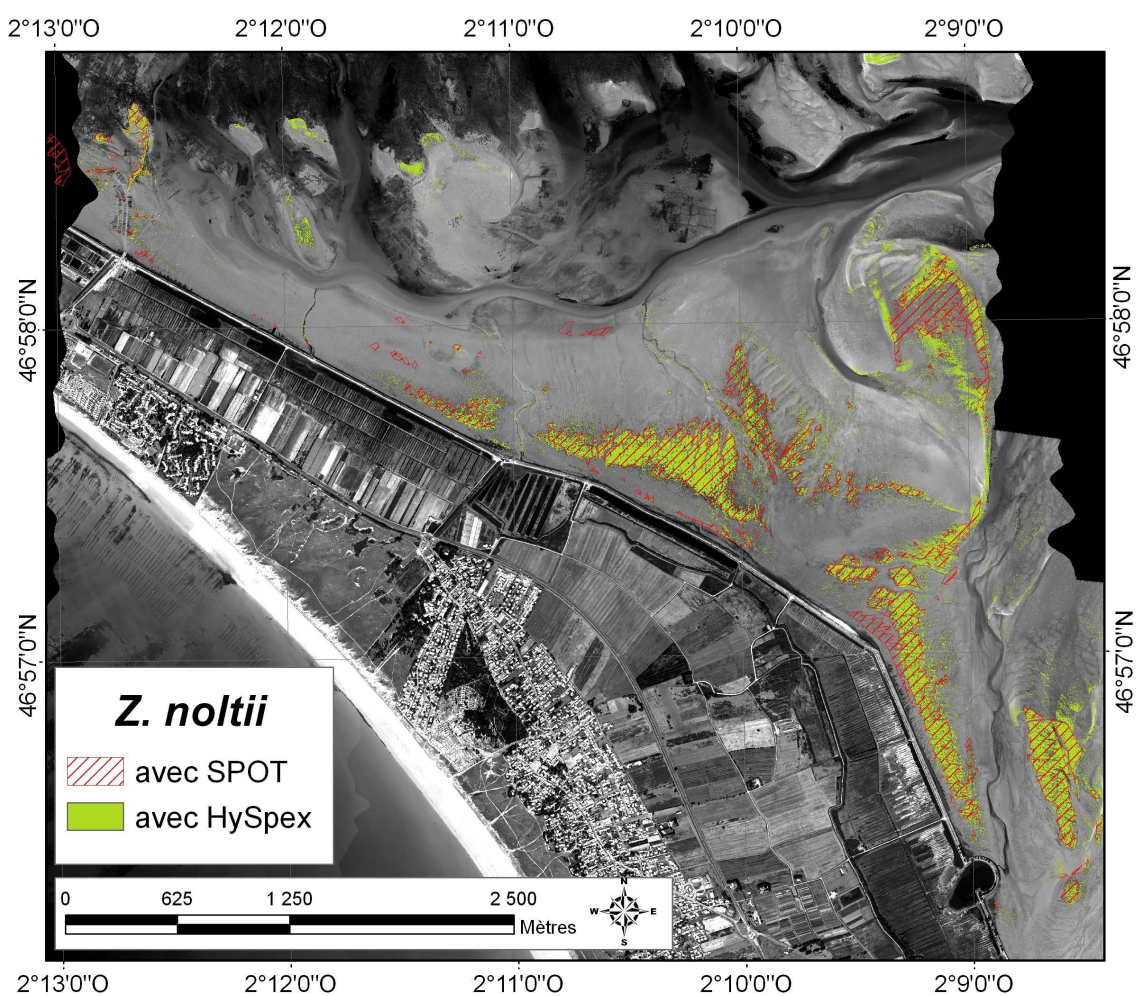


FIGURE 3.23 – Répartition spatiale des herbiers de *Z. noltii* cartographiés à partir des images SPOT et HySpex 2009

qu'ils poussent fréquemment sous forme de tâches de quelques mètres carrés. La cartographie multispectrale ne permet alors pas de différencier les pixels où il existe un mélange spectral (sédiment, algues, herbiers) (Doerffer & Murphy, 1989) et la faible résolution spectrale des capteurs tels que SPOT ne fournit pas les moyens de discriminer toutes les différentes espèces (Fyfe, 2004). En comparaison avec l'image hyperspectrale, les résultats obtenus par SPOT semblent proches de ceux obtenus par les traitements réalisés avec les images HySpex (Fig. 3.23), bien que la cartographie obtenue à partir de l'image SPOT semble un peu trop restrictive par rapport à l'image HySpex, si celle-ci ne garde que la classe des herbiers denses, mais trop extensif si le seuil choisi est celui de 0,2. Une fois de plus, cela montre la difficulté à discriminer les pixels d'herbiers peu denses avec ceux du microphytobenthos. Cependant, les images SPOT sont suffisantes pour pouvoir évaluer la dynamique globale des herbiers de *Z. noltii* dans la baie. L'utilisation de l'hyperspectral a ici montré la possibilité de se focaliser sur des bandes d'absorptions plus précises, afin de mettre en exergue les dissemblances spécifiques à chaque spectre de réflectance. Le choix des bandes sera alors primordial, et il est important de procéder auparavant à des mesures de signatures spectrales avec un spectroradiomètre pour mieux les choisir (Bajjouk et al., 1996). Bien que certains pixels prêtent encore à confusion, notamment ceux où le recouvrement d'herbiers y est faible (entre 0 et 20%) avec les fortes densités de diatomées benthiques, l'utilisation de l'intégralité du spectre, comparée aux spectres acquis en laboratoire, a permis à partir des techniques de classification communément utilisées en télédétection hyperspectrale comme le Spectral Angle Mapper, d'individualiser les herbiers de *Z. noltii* dans la baie de Bourgneuf. L'application du Modified Sample Ratio ($mSR_{(705)}$ Sims & Gamon 2002) et de la relation biomasses-IV obtenue en laboratoire, a donné lieu à l'obtention de 3 cartographies précise de la biomasse des herbiers de *Z. noltii* de 2009 à 2011, dont les résultats ont été validés au vue des comparaisons effectuées avec les mesures acquises simultanément sur le terrain. Quand bien même l'emprise spatiale entre les images SPOT et HySpex ne sont pas les mêmes et qu'il manque une surface considérable d'herbiers sur les images hyperspectrales, il est fort probable que la zone non cartographiée ait subi les mêmes évolutions que les autres zones pour les années 2010 et 2011. On peut donc affirmer avec quasi certitude que l'herbier de *Z. noltii*, bien qu'ayant fortement diminué de 2005 à 2009, a recommencé à croître depuis cette date, comme cela

a pu être constaté sur les images HySpex. Ces cartographies ont donc montré une croissance globale de la superficie des herbiers de zostères de 1991 à 2011, bien que marquée par une régression brutale entre 2006 et 2009, ainsi qu'une dynamique de la biomasse des herbiers, les plus fortes valeurs augmentant également à partir des herbiers principaux.

Conclusion générale

Étude des herbiers de *Zostera noltii* par télédétection visible infrarouge

La structure et la dynamique des herbiers de *Zostera noltii* de la baie de Bourgneuf ont été étudiées par télédétection à partir de données multi et hyperspectrale. Les traitements appliqués aux images ont permis d'obtenir une cartographie synoptique de la surface occupée par les herbiers depuis 1991 ainsi que la distribution spatiale de leurs biomasses. Les méthodes employées se sont appuyées sur des mesures de spectroradiométrie effectuées en laboratoire, afin d'obtenir des relations entre les réponses spectrales des feuilles et des mesures de la biomasse épigée. Tout comme Guillaumont (1991), des relations significatives ont été obtenues entre les valeurs de biomasse et les indices de végétation. L'utilisation de la télédétection pour la cartographie des herbiers de zostères permet, contrairement aux cartographies réalisées à partir de campagnes de mesures de terrain où des mesures ponctuelles sont utilisées pour réaliser une inférence sur la population (méthode d'interpolation), d'obtenir des valeurs pour chaque pixel en comblant les vides laissés par les études *in situ*, sur des surfaces beaucoup plus étendues, avec un gain de temps important (Fearn et al., 2011). Par ses capacités synoptiques, cette technologie apporte une contribution unique en ce qui concerne les comparaisons spatiales et temporelles à macro échelle (Guillaumont, 1991). La résolution hyperspectrale, utilisée ici avec les images HySpex de 2009, 2010 et 2011, fournit la possibilité de cartographier les différentes classes de végétaux autotrophes, à condition qu'elles soient spectralement distinctes (Fyfe, 2004). Les données hyperspectrales ont permis d'élaborer des indices basés sur des formes spectrales (variation de pentes) permettant de différencier les zostères des diatomées benthiques ou des algues brunes caractérisés par des réflectances et absorptions

bien distinctes des angiospermes. Cependant, des confusions demeurent pour les algues vertes, ayant des contenus pigmentaires proches des angiospermes (Chlorophylle *a* et *b* notamment) (Jeffrey, 1997) pour être parfaitement distingués de ceux-ci. Dans la baie, peu d'algues vertes se mélangent aux pousses de *Z. noltii* et la cartographie a été facilitée par le caractère monospécifique des herbiers. Cependant, l'utilisation de ce type d'approche pour des cartographies d'herbiers où se juxtaposent diverses espèces spectralement semblables nécessiterait des améliorations, notamment en utilisant d'autres parties du rayonnement électromagnétique. En effet, de nombreuses études ont montré que les variations les plus importantes entre espèces ne se font non pas dans les longueurs d'ondes du visible mais bien dans le PIR (Fyfe, 2004; Clark et al., 2005). Il serait désormais utile d'étudier ces caractéristiques et de réussir à développer une méthode permettant de quantifier et retirer l'influence de l'eau sur les spectres de réflectance, et ainsi utiliser ces longueurs d'ondes encore peu exploitées pour la différenciation des végétaux dans les écosystèmes aquatiques. Cette perspective ainsi que l'efficacité des méthodes développées dans ce travail pourraient être testées dans le cadre d'une étude à grande échelle portant sur l'ensemble des herbiers de *Z. noltii* de la façade atlantique française. Les différentes mesures réalisées en laboratoire ont mis en évidence l'influence du substrat sur les spectres de réflectance, mais également la possibilité de limiter celle-ci par l'application d'indices de végétation adéquats (Bargain et al., 2012). Les variations phénologiques de la plante, particulièrement les concentrations pigmentaires des feuilles, et leur impact sur l'absorption du rayonnement électromagnétique, ont de plus été démontrés, mettant en évidence l'importance d'utiliser des régressions mensuelles, ou saisonnières, afin de cartographier la biomasse épigée de *Z. noltii* par télédétection. Dans cette étude, l'utilisation du modified Simple Ratio 705 ($mSR_{(705)}$) s'est avérée performante pour l'estimation des biomasses foliaires. L'utilisation de la longueur d'onde bleue dans les indices de végétation a permis de limiter l'influence à la fois du substrat sur les résultats obtenus, mais aussi les variations dues à la phénologie de la feuille, tout en diminuant les effets de la réflexion spéculaire (Sims & Gamon, 2002). Elle a également facilité la comparaison entre les images et les mesures de laboratoire, en minimisant les variations d'albédo. De plus, la linéarité observée pour cet indice entre ces mesures de laboratoire et des valeurs de biomasse a particulièrement évité le problème de saturation pour des biomasses trop élevées (Huete & Liu, 1994; Liu

& Huete, 1995; Blackburn, 1999). Wu et al. (2008) ont tiré les mêmes conclusions quant à l'utilisation des bandes à 705 et 750 nm, permettant d'élaborer des indices peu sensibles à la saturation pour estimer les concentrations en chlorophylle de végétaux terrestre, par l'utilisation de relations linéaires. L'utilisation du bleu dans les indices de végétation présente d'autres avantages pour l'étude de végétaux aquatiques, n'étant particulièrement pas ou très peu soumise aux variations de la couche d'eau subsistante, celle-ci n'absorbant pas ou très peu à ces longueurs d'ondes. Cependant, un indice basé seulement sur ces longueurs d'ondes bleues est sensible à la forte diffusion de la lumière par l'atmosphère (Fyfe, 2004) ce qui peut poser un problème lors de l'acquisition aéroportée si les conditions de nébulosité varient entre les lignes de vol. Les valeurs obtenues à partir de cet indice ont néanmoins montré son efficacité pour la cartographie des herbiers de zostères à l'aide d'images hyperspectrales acquises par des survols aériens. Ces images HySpex possèdent la précision spectrale indispensable à la différenciation des herbiers par rapport aux autres végétaux autotrophes de l'estran, en se focalisant sur des bandes d'absorptions spécifiques ou d'autres formes spectrales plus ténues, précision permettant une discrimination plus efficace qu'avec la résolution multispectrale. Les images SPOT ont cependant permis une cartographie du recouvrement et de la biomasse des herbiers de *Z. noltii* proche de celle obtenue à partir des images HySpex, bien que moins précise spatialement par ses pixels de 10*10m. Les erreurs de l'estimation surfacique, dues à la résolution spatiale ou aux pixels où subsistent des confusions importantes (herbiers ou microphytobenthos) sont les mêmes sur chaque image SPOT, pour chacune des dates, rendant celles-ci comparables entre elles. L'objectif principal de la cartographie des surfaces d'herbiers étant d'obtenir des comparaisons interannuelles, il est alors possible d'estimer la dynamique spatiale globale des herbiers dans la baie à partir des images SPOT (Barillé et al., 2010).

Dynamique des herbiers de *Z. noltii* dans la baie de Bourgneuf

Partout dans le monde, des pertes globales d'herbiers d'angiospermes ont été enregistrées depuis plusieurs décennies (Green & Short, 2003; Orth et al., 2006; Duarte et al., 2008), suggérant une crise globale de l'espèce (Cunha et al., in press) et entraînant simultanément une perte de la diversité et de l'abondance de la macrofaune associée (Grilo et al.,

2002). Il en va de même pour les herbiers de zostères, pour lesquels les pertes peuvent être dues à des causes naturelles, comme ce fut le cas pour la "wasting disease" (Short et al., 1986; Den Hartog, 1987; Godet et al., 2008), à des aléas climatiques (tempêtes, cyclones), mais aussi et la plupart du temps à des causes anthropiques (pollution, eutrophisation, arrachages, piétinement) (Cochón & Sánchez, 2005; Plus et al., 2010). Contrairement à la tendance mondiale qui voit une diminution surfacique des herbiers, comme par exemple l'herbier du bassin d'Arcachon qui a régressé de plus de 30% entre 1989 et 2008 (Plus et al., 2010), cette étude a montré une extension globale des herbiers de *Z. noltii* dans la baie de Bourgneuf entre 1991 et 2011. Cependant, un phénomène encore inexpliqué est venu perturber cette dynamique entre 2006 et 2009, où une diminution de la surface de l'herbier a été observée. On peut constater sur l'image de juin 2007, prise un mois avant celle de 2008, que la superficie des herbiers à faible biomasse est déjà plus importante que celle de 2008 et que celui-ci n'a simplement pas atteint son développement maximal (Fig. 3.11). De plus, l'observation d'une photographie aérienne de 2006 laisse à penser que l'herbier de *Z. noltii* était quasiment autant développé qu'en 2005. La régression de l'herbier a plus probablement eu lieu entre l'été 2007 et l'été 2009, l'herbier étant de nouveau en extension en 2009. Andrade & Ferreira (2011) ont également constaté le même phénomène pour les herbiers de *Z. marina* et *Z. noltii* dans l'estuaire du Sado à l'ouest du Portugal : une augmentation de la surface des herbiers entre 2002 et 2006, puis perte chaque année entre 2006 et 2009. Cependant, aucune relation avec la salinité, l'éclairement, la température ou la turbidité n'a pu être établie. Un constat similaire a été réalisé au nord de l'Espagne, dans la baie d'Hendaye (Javier Franco, comm. pers.), et dans la mer des Wadden où une diminution des herbiers de *Z. noltii* est intervenue en 2007 et 2008 (Dolch et al., 2012). Une extension des herbiers a par ailleurs été constatée en Bretagne jusqu'en 2003 pour l'archipel des Glénan (Hily et al., 2003) et jusqu'en 2002 pour l'archipel de Chausey (Godet, 2008). Depuis, une cartographie des herbiers de l'archipel de Chausey a été réalisée en 2008 indiquant une régression attribuée à une activité de dragage (Godet, comm. pers.).

Influence des facteurs climatiques

Plusieurs facteurs seraient à même d'expliquer les variations de surface des herbiers de *Z. noltii* dans la zone d'étude. Les hypothèses avancées dans le chapitre 3 font état d'une plus forte disponibilité en lumière, de températures plus élevées ou d'un changement sédimentaire (structural ou textural) ou d'une augmentation des apports de nutriments. La cause la plus probable semble l'accrétion globale observée dans la baie de l'ordre de +0,01 m par an (Gouleau, 1975). Ces accrétions s'observent notamment par la méandrisation du réseau hydrographique des chenaux parcourant l'estran (Fig. 3.24). Les aléas climatiques tels qu'une plus forte insolation ou une tempête, pourraient également expliquer les variations de l'herbier, et particulièrement la régression brutale intervenue entre 2007 et 2009. Les variations climatiques interviennent de façon significative sur l'évolution des herbiers de zostères (Dolch et al., 2012). Ainsi, les déclinés de *Zostera marina* rapportés depuis les années 80 sur l'archipel des Glénan où l'impact anthropique est considéré comme mineur, s'expliqueraient par les fluctuations climatiques (Glémarec et al., 1997). En baie de Bourgneuf, une tempête est survenue le 10 mars 2008, durant laquelle des vents forts ont persisté longtemps en période de grande marée entraînant de fortes surcotes sur le littoral. Les relevés de données météorologiques font également état d'une longue période de vent du nord en septembre 2009, juste avant l'acquisition des images (18 jours de vent du nord en septembre 2009, dont 10 jours qui précèdent la prise d'image, contre 2 à 7 jours les autres années entre 2000 et 2011, Annexe 3). La tempête ou la présence des ces vents du nord d'une durée exceptionnellement longue dans la baie ont probablement eu des conséquences sur les herbiers de zostères, soit en arrachant pousses et rhizomes soit en les enterrant sous un apport de sédiments (Cunha et al., in press; Dolch et al., 2012) ou en augmentant les dépôts locaux dans les zones d'herbiers. En réponse à l'envasement, les herbiers de *Z. marina* peuvent accroître verticalement leurs rhizomes (Mokos & Schultz, 2012), les herbiers les plus tolérants à l'enfouissement étant ceux ayant les rhizomes les plus larges, les feuilles les plus longues ou encore qui sont ancrés à des profondeurs plus importantes (Schultz et al., 2011). Ce n'est pas le cas de *Z. noltii*, plus impactée par les apports sédimentaires, avec 70 à 90% de mortalité des pousses sous une couche de seulement 2 à 4 cm de sédiments et une mortalité totale entre 4 et 8 cm (Cabaço et al., 2008).



FIGURE 3.24 – Formation de méandres à partir des chenaux d’écoulement des eaux sur l’estran suggérant un phénomène d’accrétion, en 1968, 2000 et 2006 (Photographies aériennes, Sources : IGN)

La dynamique sédimentaire est également la principale cause des pertes d’herbiers de *Z. noltii* constatée par Dolch et al. (2012) dans la mer des Wadden. Cependant, l’apport de sédiment, s’il n’est pas trop élevé, peut également avoir un effet bénéfique en surélevant l’estran, diminuant la colonne d’eau sous-jacente, et en augmentant la disponibilité en lumière (Schultz et al., 2011). L’accrétion de l’estran consécutive à l’apport sédimentaire expliquerait également le développement de l’herbier vers les zones auparavant plus profondes (Fig. 3.9, Fig. 3.12 et Fig. 3.20).

Influence des facteurs anthropiques : pêche à pied et conchyliculture

Indépendamment des facteurs naturels, la dynamique spatiale de l’herbier est soumise aux différents facteurs anthropiques, et notamment à l’impact des nombreux pêcheurs à pied présents dans la baie lors des basses mers de vives eaux. En effet, les herbiers de *Z. noltii* dans la baie de Bourgneuf de sont pas exempts de l’influence de la pêche maritime de loisir. En France, peu de zones de l’estran sont soumises à une interdiction de la pêche d’une manière pérenne, et seules les concessions d’élevage conchylicoles sont en permanence interdites au ramassage par les pêcheurs, les conchyliculteurs étant concessionnaires d’une partie du domaine public maritime (Fig. 3.25). Les Affaires Maritimes de Noirmoutier estiment le nombre de pêcheurs moyen en baie de Bourgneuf entre 150 et 200 et jusqu’à plus de 1500 pêcheurs par jour lors des grandes marées et des saisons touristiques (Tillier, 2011; Bouscasse et al., 2012). Une augmentation du nombre de pêcheurs à pied

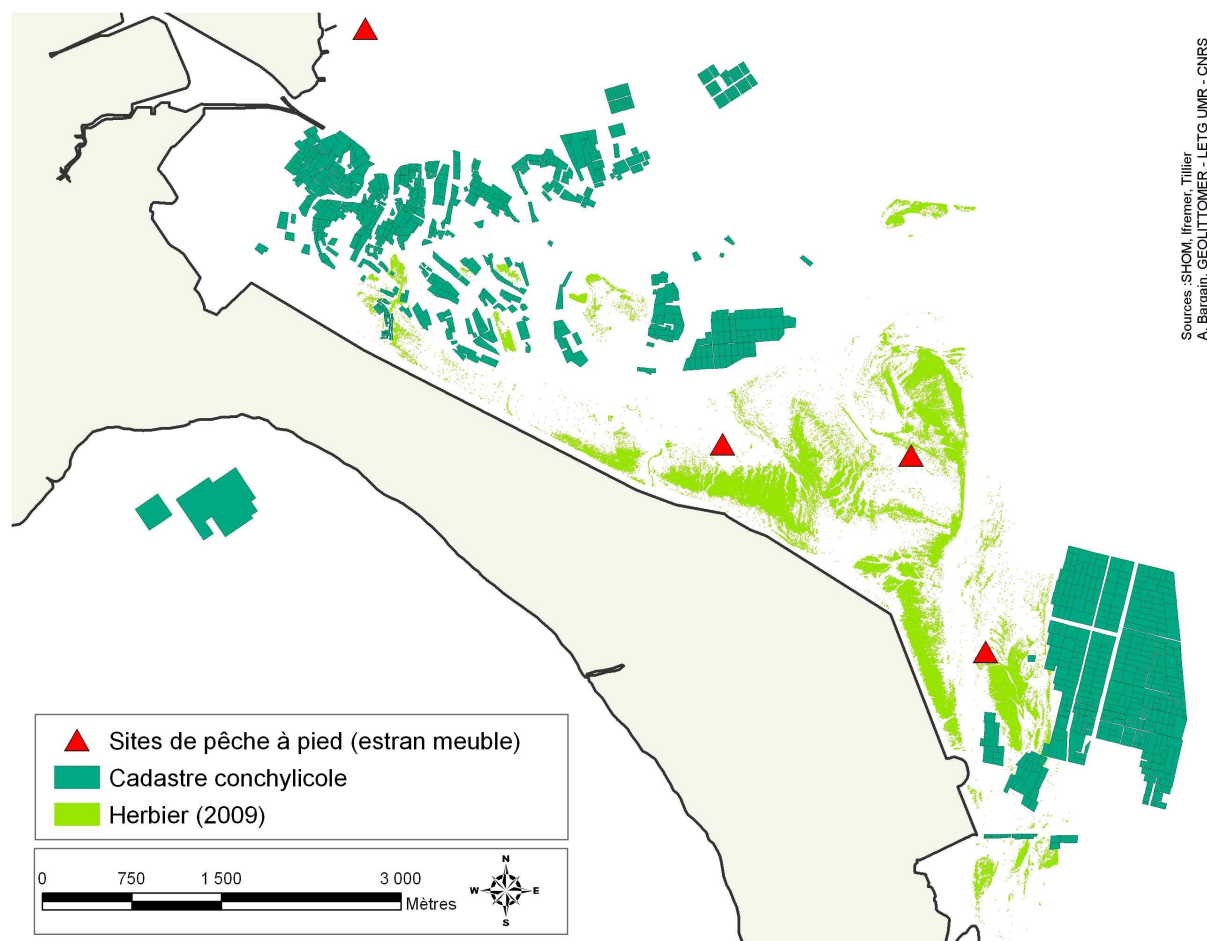


FIGURE 3.25 – Concessions conchylicoles, principaux sites de pêche à pied et extension de l’herbier de *Z. noltii* (en 2009) dans la baie de Bourgneuf.

amateurs et professionnels a été constatée depuis les années 1990 dans la baie de Bourgneuf (Tab. 3.11 et ADBVBB 2010; Tillier 2011), et notamment au nord du passage du Gois, très réputé pour la collecte de palourdes et de coques à proximité ou dans les zones d’herbiers. La sur-fréquentation de la baie a été mise en évidence par Diascorn (2009) avec une augmentation de plus de 59,8% du nombre de zones visitées, et notamment dans les zones plus éloignées d’accès à proximité des herbiers. Une cartographie de l’évolution de la pêche à pied entre 1997 et 2009 par photographie aérienne indique une augmentation de 100 à 400% du nombre de pêcheurs à pied au nord du Gois entre ces deux dates (Hitier et al., 2010). Cette étude recense notamment plus de 300 pêcheurs dans la zone de l’herbier principal lors de la grande marée du 22 août 2009 (Annexe 2). Le nombre de pêcheurs à pied professionnels a aussi atteint son maximum fixé par le COREPEM (Tableau 3.11). L’exercice de cette activité a été ainsi limitée à 250 professionnels depuis novembre 2005,



FIGURE 3.26 – Pêcheurs à pied prélevant les coques et palourdes dans la baie de Bourgneuf, retournant quelques mètres carrés avec une pelle de jardin. Septembre 2009 (Photographie : A. Bargain)

et un timbre fiscal spécifique à la ressource principale (palourde et coque) à été créé, afin de limiter au mieux les risques de sur-pêche (ADBVB, 2010). Les impacts de la pêche à pied sont de deux types, le premier est dû au piétinement répété, le deuxième au type de pêche qui consiste à creuser afin de ramasser les organismes fouisseurs. Le piétinement humain affecte les parties épigées et hypogées des herbiers (densité, hauteur, peuplement, recouvrement et biomasse, Eckrich & Holmquist 2000), les dommages étant proportionnels à la durée et à l'intensité du piétinement, dont l'effet est accentué dans des sédiments meubles, moins résistants. Des outils non conformes sont bien souvent utilisés, comme des rateaux de jardins, et des parcelles importantes de sédiments sont retournées (Fig. 3.26), ce qui amène parfois des destructions d'herbiers de quelques mètres carrés. Ces pratiques ainsi que la sur-fréquentation des pêcheurs de loisir, détruisant pousses et racines des herbiers, ont été constatées dans d'autres zones intertidales d'Europe (de Jonge & de Jong, 1992; Cunha et al., in press; Guimarães et al., 2012). Des campagnes de comptage des pêcheurs à pied ont été réalisées au cours de l'année 2009 lors des plus grandes marées de vives eaux, à partir de 3 points précis de la baie, le long du polder de Sébastopol, les surfaces d'observation recouvrant une grande partie des herbiers de *Z. noltii*. Les pêcheurs à pied ont été localisés par zones préalablement définies, à l'aide d'un télémètre laser (Tillier, 2011). Ces observations ont montré la présence fréquente de pêcheurs à pied dans les herbiers de *Z. noltii*, spécialement au nord de l'herbier principal ($46^{\circ}57'48''N$,

Tableau 3.11 – Licences de pêche professionnelle délivrées en Vendée entre 2005 et 2010 (COREPEM).

	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Permis ou licence	162	250	133	215	250	248	250	250	245
Timbre palourde	Non créée	Non créée	125	208	248	90	148	248	240
Timbre coque	Non créé	Non créé	Non créé	Non créé	Non créé	Non créé	166	159	123
Timbre palourde + coque	Non créé	Non créé	Non créé	101	167	156	-	-	-

2°09'52"O, Fig. 3.27) avec un contraste entre un cœur de l'herbier peu développé et une périphérie plus dense dans cette zone, contrairement aux observations faites dans les herbiers peu fréquentés par les pêcheurs à pied. Cependant, Cabaço et al. (2005) ont montré que la repousse des herbiers de *Z. noltii* est rapide après un piétinement, contrairement à l'arrachage, se faisant un mois après les périodes de perturbations. Cependant, ces auteurs ont également montré que les diminutions de biomasse persistent cependant jusqu'à 10 mois après les perturbations, ce qui pourrait venir corroborer l'hypothèse que l'herbier, dans sa partie centrale soumise à la plus forte affluence de pêcheurs à pied, soit impacté par l'activité dans cette zone, ayant des valeurs de densité et de biomasse nettement inférieures aux autres.

Enfin, la présence de la conchyliculture dans la baie de Bourgneuf pourrait avoir des effets sur la dynamique des herbiers de zostères. L'implantation de l'activité peut détruire directement les herbiers, comme cela a été observé dans la Ria Formosa au Portugal, où les herbiers ont été retirés ou recouverts par du sable de plage ou des sédiments terrestres pour limiter la mortalité des palourdes (Guimarães et al., 2012). L'activité est légitimée par le paiement en contrepartie à l'état d'une location de parcelles, qui donne aux conchyliculteurs le droit d'y effectuer ce qu'ils souhaitent, et notamment la culture intensive, sans soucis de préservation du milieu. Des parcelles entières d'herbiers sont ainsi détruites pour l'installation de l'activité. Néanmoins, en baie de Bourgneuf, les parcs à huîtres ne sont pas dans les zones principales d'herbiers (Fig. 3.25) et la compétition spatiale est donc limitée, mis à part pour les parcs situés les plus à l'est de l'île de Noirmoutier. Des pousses sporadiques de *Z. marina* ont été observées au pied même des parcs (observations

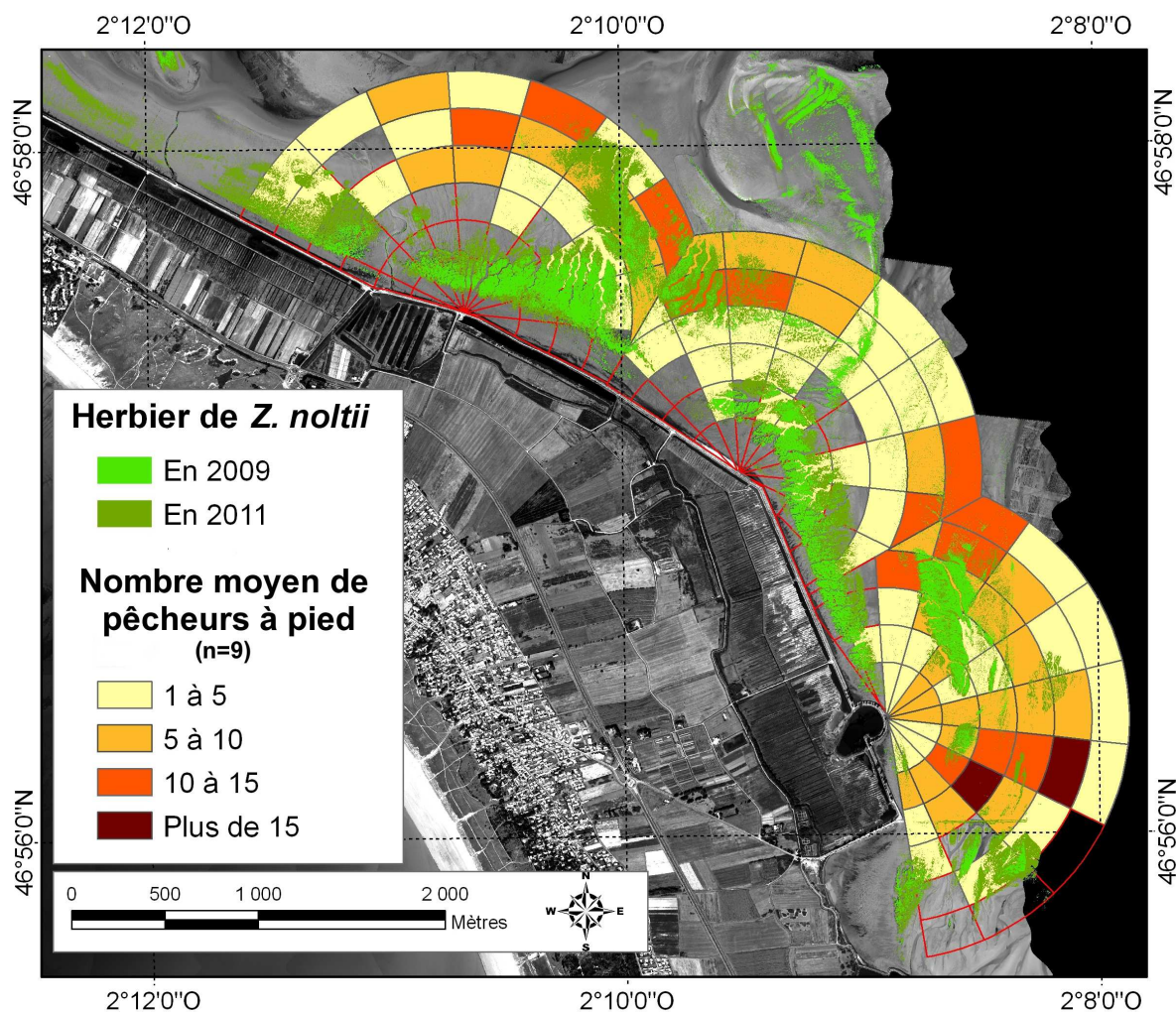


FIGURE 3.27 – Nombre moyen de pêcheurs à pieds par zone, comptés lors des 9 plus grandes marées de 2009 dans la baie de Bourgneuf, et localisation des herbiers de *Z. noltii* en 2009 et 2011. Les pêcheurs ont été comptés à l'aide d'un télémètre laser mesurant la distance entre l'observateur et le pêcheur et d'une boussole, permettant de calculer l'angle entre le pêcheur et l'observateur, tout en s'appuyant sur des points d'amers précis

de terrain). L'activité conchylicole ne joue en effet pas nécessairement un rôle négatif sur la dynamique des angiospermes marines et par leur biodéposition, les bivalves enrichissent le sédiment en nutriments ce qui peut avoir un effet positif sur les herbiers de *Z. marina* et *Z. noltii* (Reusch et al., 1994). La réciproque est également probable : les huîtres de la baie pourraient bénéficier des débris de feuilles comme source trophique (Guimarães et al., 2012). La destruction par l'activité en elle-même est donc probablement limitée dans la baie. Toutefois, il existe des pressions indirectes de la conchyliculture sur les herbiers de *Z. noltii* : l'accès aux parcs à huîtres se faisant généralement en tracteur par les

conchyliculteurs, le passage répété des engins pourraient avoir le même impact que les piétinements, en abîmant, enterrant ou arrachant les pousses. Il serait alors intéressant de surveiller les chemins empruntés et si nécessaire, de les baliser afin de les limiter à des zones où l'herbier est totalement absent.

Une cartographie de l'évolution globale des différents herbiers de la façade Atlantique française aux mêmes dates permettrait en outre d'obtenir des conclusions plus robustes au regard des multiples facteurs influençant la croissance des herbiers de zostères, et de mettre en évidence le rôle ou non d'un facteur climatique global tel que le réchauffement global (Short & Neckles, 1999) ou l'influence de l'Oscillation Nord Atlantique. Godet (2008) ont remarqué que les herbiers de Chausey, bien qu'en expansion, n'avaient pas encore atteint la surface occupée avant la période de la wasting disease. Une enquête réalisée a montré que la plupart des herbiers de la baie de Bourgneuf ont disparu au début des années 30, l'espèce n'étant pas précisée, bien qu'il soit plus probable que cette enquête fasse référence à *Z. marina*. Cela peut laisser supposer que les herbiers de *Z. marina* de la baie de Bourgneuf ne font peut être également que recoloniser une surface qu'ils occupaient déjà avant les années 30. La recherche d'images aériennes plus anciennes pour la cartographie des herbiers intertidaux offrirait alors une perspective d'analyse temporelle plus importante que celle permise par les images satellitales et viendrait consolider les résultats de cette étude. Cependant, aucune image n'a pu être trouvée permettant d'identifier les herbiers à marée basse, comme il a été réalisé pour l'archipel de Chausey avec des images aériennes militaires de 1933 (Godet, 2008). Seules des images de 1950 montrent un herbier de *Z. noltii* quasiment inexistant dans la baie, cependant, la photo-interprétation suggère la présence des herbiers épars de *Z. marina* correspondant à leurs emplacements actuels.

Gestion et protection des herbiers d'angiospermes marines

Face à ces perturbations anthropiques, Cabaço et al. (2005) ont suggéré de mettre en place une période de protection pour permettre à l'herbier de récupérer, et ainsi constituer des zones de rotation de jachères maritimes. Il est cependant difficile d'interdire l'accès à certaines zones de l'estran aux différents utilisateurs, bien souvent inconscients de leur

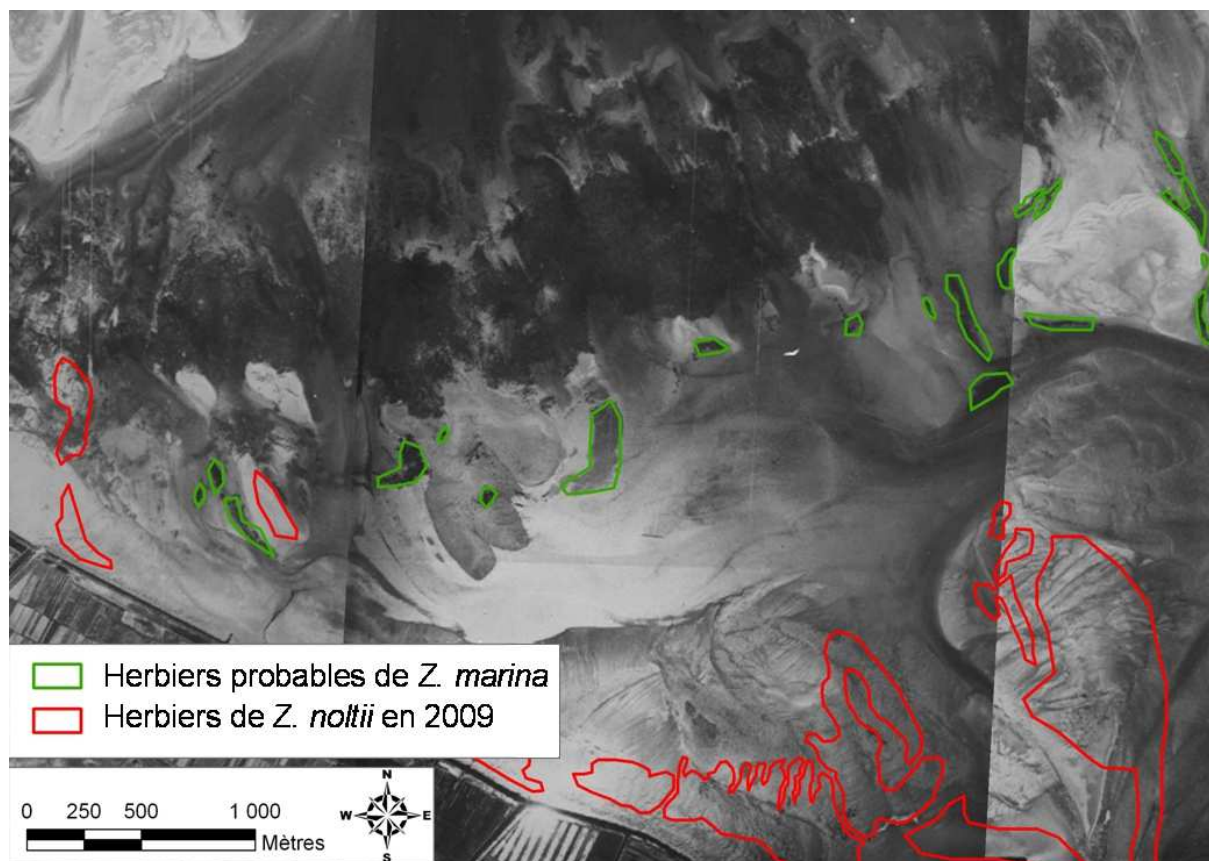


FIGURE 3.28 – Images aériennes de 1950, laissant supposer une absence de l’herbier de *Z. noltii* dans la baie, alors que les herbiers de *Z. marina* en zone subtidale semblent bien présents. (Source : IGN)

impact sur l’écosystème et de la valeur écologique des habitats. La plupart des pêcheurs à pied interrogés sur le terrain lors des différentes sorties d’observation ont en effet rapporté un manque de connaissance quant à l’intérêt écologique des herbiers, plus qu’un désintérêt total et il serait bénéfique de les informer sur les bonnes pratiques à adopter (Diascorn, 2009). Cette nécessité d’éduquer le public sur les conduites à suivre et sur l’intérêt écologique des herbiers de zostères a été soulignée également par Cochón & Sánchez (2005), afin d’éviter de devoir en venir à l’interdiction totale de l’activité, qui n’est pas une solution appropriée et serait mal perçue par le public. Un projet d’implantation de panneaux de communication à l’entrée des sites de pêche dans la baie de Bourgneuf et des plaquettes de sensibilisation, incluant les bonnes pratiques relatives à l’activité et informant simultanément sur les habitats sensibles est actuellement porté par l’Association pour le Développement du Bassin Versant de la Baie de Bourgneuf, soutenu par la DREAL des Pays de Loire dans le cadre de Natura 2000 (fig. 3.29). L’importance des facteurs

anthropiques montrent l'intérêt de suivre avec précision l'état écologique des herbiers, susceptible de subir des pertes brutales, afin de les enrayer le plus rapidement possible (Carvalho et al., 2006; Almeida et al., 2008; Cabaço et al., 2008; Almeida et al., 2008; Guimarães et al., 2012). Cette sensibilité aux facteurs anthropiques ou naturels font des herbiers des indicateurs adéquats de l'état de santé des écosystèmes et ont ainsi été retenus par la Directive Cadre sur l'Eau (DCE). Les bioindicateurs apparaissant comme un moyen d'investigation complémentaire des analyses classiques (chimiques, microbiologiques) pour évaluer la qualité et/ou la contamination du milieu (Pergent et al., 1995). La DCE fixe comme objectif général l'atteinte d'un bon état écologique et chimique des masses d'eau souterraines et de surface d'ici à 2015, y compris les eaux côtières, faisant des herbiers, tout comme le phytoplancton ou les macro invertébrés, un élément d'évaluation de la qualité biologique du milieu (Pergent et al., 1995). Les herbiers de la façade Atlantique française font l'objet d'un suivi surfacique et stationnel précis depuis 2008 (Auby et al., 2010). Cependant, les cartographies de *Z. noltii* sont souvent réalisées par photo-interprétation, couplées à d'importantes campagnes de validation de terrain. L'application de la spectro-radiométrie de terrain développée dans ce travail est une méthode qui ne dépend pas de l'observateur ou de l'utilisateur qui introduit une variabilité propre à toutes les méthodes de photo-interprétation (Auby et al., 2012). La cartographie par télédétection émet le principe que chaque élément d'une image reflète ou émet sa propre portion d'énergie qui lui est propre, permettant alors sa différenciation plus précisément qu'avec les méthodes classiques de photo-interprétation (Fyfe, 2003). L'utilisation des images HySpex à haute résolution spectrale a permis de réaliser des cartographies rapides et discriminantes de la localisation des herbiers, par utilisation de méthodes simples à mettre en place (Indices de végétations n'utilisant que 2 ou 3 bandes, outils comme le Spectral Angle Mapper disponible dans les logiciels commerciaux comme ENVI®) et répétables dans le temps. En effet, la librairie spectrale, une fois réalisée en laboratoire, peut être utilisée pour toutes les images et ne nécessite pas d'être refaite pour chaque acquisition et il en va de même pour les indices de végétation choisis. L'étude de la biomasse des herbiers pour la DCE est stationnelle. Le pourcentage de recouvrement et la biomasse ne se font donc que sur quelques points d'échantillonnage. Ces métriques ne sont donc pas utilisées à l'échelle de l'herbier entier. Le protocole d'étude a de surcroît été modifié récemment (Auby et al.,

Préservons la pêche à pied

Oestrans, zone découverte à marée basse, est le milieu de vie de nombreux espèces présentant un intérêt environnemental, commercial et touristique. Il est important de respecter cet habitat pour préserver l'activité de pêche à pied.

Respectons les tailles et les quotas réglementaires

La taille minimale de capture autorisée correspond à celle pour laquelle le coquillage a pu se reproduire. Le respect permet de préserver la ressource. Il est inutile de pêcher plus que ce qu'il est possible de consommer.

Palourde 3,5 cm 3 kg	Huître creuse 5 cm 3 douzaines	Bigorneau 3kg	Coque 2,7 cm 3 kg	Pignon 2,5 cm 2 kg	Moule 4 cm 5 kg
-----------------------------------	---	-------------------------	--------------------------------	---------------------------------	------------------------------

Utilisons les bons outils

Les espèces pêchées vivent dans un habitat fragile et dépendent de leur milieu de vie, qu'il soit sableux ou rocheux. Les outils réglementaires sont moins destructeurs.

La Baie de Bourgneuf, un site à forts enjeux environnementaux

La Baie de Bourgneuf est classée en zone Natura 2000, un réseau européen qui vise à préserver les milieux naturels tout en tenant compte des activités humaines.

Les herbiers de Zostères

Les Zostères sont des plantes marines vivant au niveau de l'estran. Elles participent à la lutte contre l'érosion littorale et de nombreuses espèces s'y alimentent. Pour préserver l'herbier, évitons d'arracher les herbes.

Les récifs d'Hermelles

Les Hermelles sont de petits vers marins, ils bâtissent des tubes de sable qui leur servent d'habitat et forment de grands récifs fragiles face au piétinement.

Le récif de roches de la Fosse, à Barbâtre, est le deuxième plus grand d'Europe, la pêche à pied y est interdite.

Les oiseaux de la baie

En hiver, la Baie de Bourgneuf accueille 35 000 oies, canards et petits échassiers. La baie est un lieu de nourrissage pour les oiseaux, un dérangement leur est préjudiciable. Evitons les zones où les oiseaux sont en train de se nourrir.

Préserver le milieu naturel

La Baie de Bourgneuf est classée en zone Natura 2000, un réseau européen qui vise à préserver les milieux naturels tout en tenant compte des activités humaines. L'estran, zone découverte à marée basse, abrite une richesse de faune et de flore remarquable, qu'il faut penser à protéger lors d'une partie de pêche à pied.

Les herbiers de Zostères

Les Zostères sont des plantes marines formant des prairies sur l'estran. Les Zostères permettent de lutter contre l'érosion du littoral. Ils servent d'abris, de lieux d'alimentation et de reproduction pour de nombreux oiseaux et animaux marins à marée haute et à marée basse.

Les oiseaux dans la baie

En hiver, la Baie de Bourgneuf accueille 35 000 oies, canards et petits échassiers. Les limicoles se nourrissent de petits coquillages sur la vase à marée basse. Certains restent dans la baie toute l'année, d'autres s'y arrêtent uniquement pour une halte migratoire. Un dérangement répété des oiseaux pendant leur alimentation est préjudiciable.

Les récifs d'Hermelles

Les hermelles sont des vers marins qui fabriquent des tubes de sable et de coquillages. Ensemble, les tubes forment des récifs. Celui des roches de La Fosse est le deuxième plus grand d'Europe.

Bons gestes

Afin de ne pas arracher les Zostères, utilisez les outils les moins destructeurs. Evitez de marcher sur les récifs d'Hermelles, il est interdit de pêcher au niveau de récif d'Hermelles des roches de La Fosse, à Barbâtre.

Bons gestes

Evitez les zones où les oiseaux se nourrissent. Respectez la ressource en respectant la réglementation.

En route vers une PÊCHE A PIED respectueuse du MILIEU NATUREL

L'estran est un milieu naturel: prenons-en soin

Préservons la pêche à pied

Les herbiers de Zostères

Arrachage interdit

Les zostères sont des plantes marines. Elles limitent l'érosion littorale et servent de milieu de vie pour de nombreuses espèces.

Aidez-nous à protéger les herbiers.

Les oiseaux de l'estran

De nombreux oiseaux se nourrissent sur l'estran. La présence des pêcheurs peut les effrayer.

Evitez les zones où les oiseaux se nourrissent!

Les récifs d'Hermelles

Les hermelles sont des vers marins. Ils construisent des tubes de sable qui leur servent d'habitat. Des récifs de tubes de sable sont fragiles et préjudiciables pour la faune locale.

Admirez les récifs sans les piétiner!

Laissez grandir les petits coquillages: ne pêchez que les coquillages qui se sont déjà reproduits: les plus gros.

Ne prélevez que ce que vous pouvez consommer le jour même: les coquillages nourrissent les oiseaux, attirent les tourtereaux et font vivre les professionnels de la mer.

Respectez le travail des professionnels de la mer: ne pêchez pas à moins de 20 mètres des concessions marines et dans leurs allées.

Utilisez les bons outils: ils sont plus respectueux du milieu naturel.

Tailles et quotas autorisés

Palourde 3,5 cm 3 kg	Moule 4 cm 5 kg	Huître creuse 5 cm 3 douzaines	Coque 2,7 cm 3 kg
Pignon, Telline 2,5 cm 2 kg	Bigorneau 3kg	Spicole, Venus 2,8 cm	Pétoncle 4 cm 2 kg

Bons outils

Griffe à dents, Couteau à Palourde

Crédit photo: COREPEM

FIGURE 3.29 – Exemples de supports de communication pour les bonnes pratiques de la pêche à pied de loisir et la préservation des habitats fragiles en cours de création par le groupe de travail de l'Association pour le Développement de la Baie de Bourgneuf.

2012), jugeant l'acquisition des données de recouvrement ou de biomasses trop fastidieuses. L'estimation de la biomasse par télédétection visible-infrarouge permet d'analyser sa dynamique à une échelle globale et de mieux appréhender les différents risques ou pressions subis par l'herbier.

Estimation de la valeur économique des herbiers d'angiospermes marines

Ces différentes démarches s'inscrivent dans un souci croissant de protection globale des écosystèmes, notamment depuis la conférence des Nations Unies de Rio de Janeiro de 1992 sur l'environnement et le développement, où pour la première fois un programme d'action visant à enrayer les pertes de biodiversité a été mis en place. Les rôles des espèces ou des habitats sont indispensables au bon fonctionnement des écosystèmes, contribuant directement ou indirectement au bien être des populations humaines (Costanza et al., 1997). Les services écologiques rendus par les herbiers sont nombreux. Costanza et al. (1997) ont chiffré la valeur monétaire d'un hectare d'herbier à 19004 dollars. La valeur économique totale des services rendus par les écosystèmes a été estimée à 33 000 milliards de dollars, contre 18 000 milliards pour le PIB mondial. Donner une valeur économique à la biodiversité peut permettre aux Hommes de prendre conscience de l'importance de celle-ci et savoir donner une valeur à la nature aide à garantir sa préservation (Pavan, 2008). Cependant, cette notion est également vivement critiquée car laisse à penser que la destruction de la nature est légitime si les gains engendrés sont supérieurs aux pertes, ou que certains écosystèmes ne méritent pas d'être protégés au regard des autres ayant une plus grande valeur. Que faire également lorsque la mise en place de mesures de protection ou de restauration coûte plus cher que la valeur globale estimée ? De plus, tenter d'évaluer ces pertes soulève d'importantes questions éthiques. Les Hommes n'ont pas tous les mêmes valeurs ni les mêmes échelles économiques. Pouvoir se payer les pertes de biodiversité ou estimer la valeur du bien être humain sont des notions ambiguës (Pavan, 2008), même si reconnaître l'existence d'un capital humain, social et naturel revient à se rapprocher de la notion de développement durable, construite à partir de ces trois sphères (écologique, sociale et économique). De plus, certains trouvent cette estimation globale de la biodiversité trop haute, d'autre la voyant au contraire comme une sous estimation significative, par un calcul réducteur et ainsi un recul des principes fondamentaux de l'Économie de l'Écologie (Toman, 1998), et conseillent de n'utiliser ces estimations qu'afin de mobiliser la recherche supplémentaire et les débats. Les calculs utilisés par Costanza et al. (1997) ont en effet été réalisés à partir de valeurs moyennes par unité de surface multipliées par toutes les unités

de la biosphère. A l'intérieur d'une même unité, les services écologiques rendus par chaque espèce, et donc leur valeur économique, n'ont pas été différenciés. Cependant, chaque espèce de chaque unité a en réalité une valeur différente, adaptée à sa spécificité. De même, des différences intra-spécifiques existent pour chaque localisation géographique, adaptées à chaque instant ce qui souligne la nécessité d'évaluer les valeurs écologiques dans leur contexte (Toman, 1998). Afin de protéger et gérer au mieux les herbiers de zostères, et notamment ceux de la baie de Bourgneuf, il serait alors intéressant d'estimer la valeur des herbiers de *Z. noltii* et de préciser leurs services écologiques. Cette étude apporte des premières données indispensables à cette évaluation, l'estimation de la surface globale de l'herbier, sa spatialisation et sa dynamique.

Bibliographie

- Abal, E., Loneragan, N., Bowen, P., Perry, C. J., Udy, J. W., & Dennison, W. C. (1994). Physiological and morphological responses of the seagrass *Zostera capricorni* aschers to light intensity. *Journal of experimental marine biology and ecology*, 178, 113–129.
- Abu Hena, M., Short, F. T., Sharifuzzaman, S., M., H., Rezowan, M., & Ali, M. (2007). Salt marsh and seagrass communities of Bakkhali Estuary, Cox's Bazar, Bangladesh. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 75, 72–78.
- ADBVB (2010). *Document d'objectifs du site Marais Breton, baie de Bourgneuf, Ile de Noirmoutier et forêt de Monts*. Association pour le Développement du Bassin Versant de la Baie de Bourgneuf.
- Adler-Golden, S. M., Matthew, M. W., Bernstein, L. S., Levine, R. Y., Berk, A., Richtsmeier, S. C., Acharya, P. K., Anderson, G. P., Felde, G., Gardner, J., Hike, M., Jeong, L. S., Pukall, B., Mello, J., Ratkowski, A., & Burke, H. (1999). Atmospheric correction for shortwave spectral imagery based on MODTRAN4. In *Imaging Spectrometry V* (pp. 61–69). SPIE Proceeding.
- Aioi, K., & Nakaoka, M. (2003). The seagrasses of Japan. In F. Short, & E. Green (Eds.), *The World Atlas of Seagrasses* chapter 17. (pp. 38–47). Berkeley, USA : University of California Press. 310p.
- Airoidi, L., & Beck, M. W. (2007). Loss, status and trends for coastal marine habitats of Europe. *Oceanography and Marine Biology : An Annual Review*, 45, 345–405.
- Alexandre, A., Santos, R., & Sarrão, E. (2005). Effects of clam harvesting on sexual reproduction on the seagrass *Zostera noltii*. *Marine Ecology Progress Series*, 298, 115–122.

- Alloncle, N., Guillaumont, B., & Levêque, L. (2005). *Cartographie des herbiers de Zostères*. Fiche Technique, Projet REBENT, IFREMER. 14p.
- Almeida, C., Coelho, R., Silva, M., Bentes, L., Monteiro, P., & Ribeiro, J. (2008). Use of different intertidal habitats by faunal communities in a temperate coastal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *80*, 357–364.
- Andrade, F., & Ferreira, M. A. (2011). A method for monitoring shallow seagrass meadows (*Zostera* spp.) using terrestrial oblique large-scale photography. *Aquatic Botany*, *95*, 103–109.
- Armstrong, R. A. (1993). Remote sensing of submerged vegetation canopies for biomass estimation. *International Journal of Remote Sensing*, *14*, 621–627.
- Asmus, H., & Asmus, R. (1985). The importance of grazing food chain for energy flow and production in three intertidal sand bottom communities of the northern Wadden sea. *Helgoland Marine Research*, *39*, 273–301.
- Asner, G. (1998). Biophysical and biochemical sources of variability in canopy reflectance. *Remote Sensing of Environment*, *64*, 234–253.
- Auby, I. (1991). *Contribution à l'étude des herbiers de Zostera noltii dans le bassin d'Arcachon : dynamique, production et dégradation, macrofaune associée*. Thèse en écologie. Université de Bordeaux I.
- Auby, I., Dalloyau, S., Hily, C., Oger-Jeanneret, H., Plus, M., Sauriau, P.-G., & Trut, G. (2012). Protocoles de suivi stationnel des herbiers à zostères pour la directive cadre sur l'eau (dce). *Zostera marina Zostera noltii*. 26pp.
- Auby, I., & Labourg, P.-J. (1996). Seasonal dynamics of *Zostera noltii* hornem. in the Bay of Arcachon (France). *Journal of Sea Research*, *35*, 269–277.
- Auby, I., Oger-Jeanneret, H., Sauriau, P.-G., Hily, C., & Barillé, L. (2010). Angiospermes des côtes françaises manche-atlantique propositions pour un indicateur dce et premières estimations de la qualité. 103p.

-
- Baban, S. M. J. (1997). Environmental monitoring of estuaries ; estimating and mapping various environmental indicators in Breydon Water estuary, U.K., using Landsat TM imagery. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *44*, 589–598.
- Bajjouk, T., Guillaumont, B., & Populus, J. (1996). Application of airborne imaging spectrometry system data to intertidal seaweed classification and mapping. *Hydrobiologia*, *327*, 463–471.
- Bakker, W., & Schmidt, K. (2002). Hyperspectral edge filtering for measuring homogeneity of surface cover types. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, *56*, 246–256.
- Bannari, A., Huete, A., Morin, D., & Zagolski, F. (1996). Effets de la couleur et de la brillance du sol sur les indices de végétation. *International Journal of Remote Sensing*, *17*, 1885–1906.
- Bannari, A., Morin, D., & Haboudane, D. (1999). Analyse des effets atmosphériques sur les indices de végétation en milieu urbain. *Téledétection*, *1*, 19–46.
- Bannari, A., Morin, D., Huete, A., & Bonn, F. (1995). A review of vegetation indices. *Remote Sensing Reviews*, *13*, 95–120.
- Baret, F., Guyot, G., & Major, D. (1989). TSAVI, a vegetation index which minimizes soil brightness effects on LAI and APAR estimation. In *Proceedings of the 12th Canadian Symposium on Remote Sensing* 12 (pp. 1355–1358).
- Bargain, A., Robin, M., Le Men, E., Huete, A., & Barillé, L. (2012). Spectral response of the seagrass *Zostera noltii* with different sediment backgrounds. *Aquatic Botany*, *98*, 45–56.
- Bargain, A., Robin, M., Méléder, V., Rosa, P., Le Men, E., Harin, N., & Barillé, L. (submitted). Seasonal spectral response of intertidal seagrass *Zostera noltii*. *Aquatic Botany*, .
- Barillé-Boyer, A.-L., Haure, J., & Baud, J.-P. (2001). *L'ostréiculture en baie de Bourgneuf. Relation entre la croissance des Huîtres Crassostrea gigas et le milieu naturel : synthèse*

- de 1986 à 1995* volume Rapports scientifique et techniques de la direction des ressources vivantes DRV/RA/RST/97-16. Brest, France.
- Barillé, L., Méléder, V., Combe, J.-P., Launeau, P., Rincé, Y., Carrère, V., & Morançais, M. (2007). Comparative analysis of field and laboratory spectral reflectances of benthic diatoms with a modified gaussian model approach. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, *343*, 197–209.
- Barillé, L., Mouget, J.-L., Méléder, V., Rosa, P., & Jesus, B. (2011). Spectral response of benthic diatoms with different sediment backgrounds. *Remote Sensing of Environment*, *115*, 1034–1042.
- Barillé, L., Robin, M., Harin, N., Bargain, A., & Launeau, P. (2010). Increase in seagrass distribution at bourgneuf bay (france) detected by spatial remote sensing. *Aquatic Botany*, *92*, 185–194.
- Bariou, R. (1978). *Manuel de Télédétection. Photographies aériennes, images radar, thermographies, satellites.* (Sodipe ed.). Paris, France.
- Baugh, W., & Groeneveld, D. (2008). Empirical proof of the empirical line. *International Journal of Remote Sensing*, *29*, 665–672.
- Beck, M. W., Heck, K. L. J., Able, K. W., Childers, D. L., Eggleston, D. B., Gillanders, B. M., Halpern, B., Hays, C. G., Hoshino, K., Minello, J., Thomas, Orth, R. J., Sheridan, P. F., & Weinstein, M. P. (2001). The identification, conservation and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *BioScience*, *51*, 633–641.
- Berk, A., Andersen, G., Bernstein, L., Acharya, P., Dothe, H., Mattheis, M., Adler-Golden, J., S.M. ans Chetwynd, Richtsmeier, S., Pukall, C., B. ans Allred, Jeong, L., & Hoke, M. (1999). Modtran4 radiative transfer modeling for atmospheric correction. In *Optical spectroscopic techniques and instrumentation for atmospheric and space research III* (pp. 348–353). Denver, Co.
- Bernard, G., Boudouresque, C. F., & Picon, P. (2007). Long term changes in *Zostera* meadows in the Berre lagoon (Provence, Mediterranean Sea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *73*, 617–629.

-
- Björk, M., Short, F., Mcleod, E., & Beer, S. (2008). *Managing Seagrasses for Resilience to Climate Change*. Gland, Switzerland : UICN.
- Blackburn, G. A. (1998a). Quantifying chlorophylls and carotenoids at leaf and canopy scales : An evaluation of some hyperspectral approaches. *Remote Sensing of Environment*, *66*, 273–285.
- Blackburn, G. A. (1998b). Spectral indices for estimating photosynthetic pigment concentrations : a test using senescent tree leaves. *International Journal of Remote Sensing*, *19*, 657–675.
- Blackburn, G. A. (1999). Relationships between spectral reflectance and pigment concentrations in stacks of deciduous broadleaves. *Remote Sensing of Environment*, *70*, 224–237.
- Blackburn, G. A. (2007). Hyperspectral remote sensing of plant pigments. *Journal of Experimental Botany*, *58*, 855–867.
- Blott, S., & Pye, K. (2001). Gradistat : a grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. *Earth Surface Processes and Landforms*, *26*, 1237–1248.
- de Boer, W. F. (2000). Biomass dynamics of seagrasses and the role of mangrove and seagrass vegetation as different nutrient sources for an intertidal ecosystem. *Aquatic Botany*, *66*, 225–239.
- Bologna, P. A., & Heck, K. L. J. (2002). Impact of habitat edges on density and secondary production of seagrass-associated fauna. *Estuaries*, *25*, 1033–1044.
- Bouscasse, H., Defrance, P., Amand, B., Grandmougin, B., Strosser, P., & Beley, Y. (2012). Amélioration des connaissances sur les fonctions et les usages des zones humides : évaluation économique sur des sites tests. le cas du marais breton. 96pp.
- Bredin, D., & Métais, M. (1982). *Hivernage de la bernache cravant en baie de Bourgneuf (Hiver 1981/1982)* volume 17 of *Rapports*. Corderie Royale, Rochefort. 49p.

- Brigand, L., Hily, C., & Peuziat, I. (2003). Gestion des usages récréatifs liés au nautisme dans les îles et les archipels du Ponant. application à l'archipel des Glénan. In *Programme LITEAU, Gestion du Littoral 7*. Ministère de l'Écologie et du Développement Durable.
- Broge, N., & Leblanc, E. (2000). Comparing prediction power and stability of broadband and hyperspectral vegetation indices for estimation of green leaf area index and canopy chlorophyll density. *Remote Sensing of Environment*, *76*, 156–172.
- Broge, N. H., & Mortensen, J. V. (2002). Deriving green crop area index and canopy density of winter wheat from spectral reflectance data. *Remote Sensing of Environment*, *81*, 45–57.
- Brotas, V., Mendes, C. R., & Cartaxana, P. (2007). Microphytobenthic biomass assessment by pigment analysis : comparison of spectrophotometry and high performance liquid chromatography methods. *Hydrobiologia*, *587*, 19–24.
- Brotas, V., & Plante-Cuny, M.-R. (2003). The use of HPLC pigment analysis to study microphytobenthos communities. *Acta Oecologica*, *24*, S109–S115.
- Bryant, R., Tyler, A., Gilvear, D., McDonald, P., Teasdale, I., Brown, J., & Ferrier, G. (1996). A preliminary investigation into the spectral characteristics of inter-tidal estuarine sediments. *International Journal of Remote Sensing*, *17*, 405–412.
- Burkholder, J. M., Tomasko, D. A., & Touchette, B. W. (2007). Seagrasses and eutrophication. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, *350*, 46–72.
- Cabaço, S., Alexandre, A., & Santos, R. (2005). Population-level effects of clam harvesting on the seagrass *Zostera noltii*. *Marine Ecology Progress Series*, *298*, 123–129.
- Cabaço, S., Machás, R., & Santos, R. (2007). Biomasse-density relationships of the seagrass *Zostera noltii* : A tool for monitoring anthropogenic nutrient disturbance. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *74*, 557–564.
- Cabaço, S., Machás, R., & Santos, R. (2009). Individual and population plasticity of the seagrass *Zostera noltii* along a vertical intertidal gradient. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *82*, 301–308.

-
- Cabaço, S., & Santos, R. (2007). Effects of burial and erosion on the seagrass *Zostera noltii*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 340, 204–212.
- Cabaço, S., Santos, R., & Duarte, C. (2008). The impact of sediment burial and erosion on seagrasses : A review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 79, 354–366.
- Cabello-Pasini, A., Muñiz-Salazar, R., & Ward, D. H. (2003). Annual variations of biomass and photosynthesis in *Zostera marina* at its southern end of distribution in the North Pacific. *Aquatic Botany*, 76, 31–47.
- Calumpong, H., & Foseca, M. (2001). Seagrass transplantation and other seagrass restoration. In F. T. Short, & R. Coles (Eds.), *Global Seagrass Research Methods* chapter 22. (pp. 425–443). Amsterdam : Elsevier Science B.V. 482p.
- Campbell, S., & Miller, C. (2002). Shoot and abundance characteristics of the seagrass *Heterozostera tasmanica* in Westernport estuary (south-eastern Australia). *Aquatic Botany*, 73, 33–46.
- Cardoso, P., Pardal, M., Lillebø, A., Ferreira, S., Raffaelli, D., & Marques, J. (2004). Dynamic changes in seagrass assemblages under eutrophication and implications for recovery. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 302, 233–248.
- Carrère, V., Spilmont, N., & Davoult, D. (2004). Comparison of simple techniques for estimating chlorophyll *a* concentration in the intertidal zone using high spectral-resolution field-spectrometer data. *Marine Ecology Progress Series*, 274, 31–40.
- Carter, G., & Spiering, B. (2002). Optical properties of intact leaves for estimating chlorophyll concentration. *Journal of Environmental Quality*, 31, 1424–1432.
- Carvalho, S., Moura, A., & Sprung, M. (2006). Ecological implications of removing seagrass beds (*Zostera noltii*) for bivalve aquaculture in southern Portugal. *Cahiers de Biologie Marine*, 47, 321–329.
- Casal, G., Sánchez-Carnero, D., Sánchez-Rodríguez, E., & Freire, J. (2011). Remote sensing with SPOT-4 for mapping kelp forests in turbid waters on the south European Atlantic shelf. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 91, 371–378.

- Casazza, G., & Mazzella, L. (2002). Photosynthetic pigment composition of marine angiosperms : preliminary characterization of mediterranean seagrasses. *Bulletin of Marine Science*, *71*, 1171–1181.
- Cebrián, J., & Duarte, C. (1998). Patterns in leaf herbivory on seagrasses. *Aquatic Botany*, *60*, 67–82.
- Cebrián, J., Duarte, C., Marbà, N., Enríquez, S., Gallegos, M., & Olesen, B. (1996). Herbivory on *Posidonia oceanica* : magnitude and variability in the spanish mediterranean. *Marine Ecology Progress Series*, *130*, 147–155.
- Ceccherelli, G., & Cinelli, F. (1997). Short-term effects of nutrient addition and interactions between the seagrass *Cymodocea nodosa* and the introduced green algal *Caulerpa taxifolia* in a Mediterranean bay. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, *217*, 165–177.
- Ceccherelli, G., & Cinelli, F. (1998). Habitat effect on spatio-temporal variability in size and density of the introduced alga *Caulerpa taxifolia*. *Marine Ecology Progress Series*, *163*, 289–294.
- Chappelle, E., Kim, M. S., & McMurtrey III, J. (1992). Ratio analysis of reflectance spectra (RARS) : An algorithm for the remote estimation of the concentrations of Chlorophyll *a*, Chlorophyll *b* and Carotenoids in soybean leaves. *Remote Sensing of Environment*, *23*, 239–247.
- Charpentier, A., Grillas, P., Lescuyer, F., Coulet, E., & Auby, I. (2005). Spatio-temporal dynamics of a *Zostera noltii* dominated community over a period of fluctuating salinity in a shallow lagoon, Southern France. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *64*, 307–315.
- Charpy-Roubaud, C., & Sournia, A. (1990). The comparative estimation of phytoplanktonic, microphytobenthic and macrophytobenthic primary production in the oceans. *Marine Microbial Food Webs*, *4*, 31–57.

-
- Chauvaud, S., Bouchon, C., & Manière, R. (2001). Cartographie des biocénoses marines de Guadeloupe à partir des données SPOT (récifs coralliens, phanérogames marines, mangroves). *Oceanologica Acta*, *24*, S3–S16.
- Cho, M. A., Skidmore, A., Corsi, F., van Wieren, S. E., & Sobhan, I. (2007). Estimation of green grass/herb biomass from airborne hyperspectral imagery using spectral indices and partial least squares regression. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, *9*, 414–424.
- Chust, G., Galparsoro, I., Borja, A., Franco, J., & Uriarte, A. (2008). Coastal and estuarine habitat mapping, using LIDAR height and intensity and multi-spectral imagery. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *78*, 633–643.
- Clark, M., Roberts, D. A., & Clark, D. B. (2005). Hyperspectral discrimination of tropical forest tree species at leaf to crown scales. *Remote Sensing of Environment*, *96*, 375–398.
- Cochón, G., & Sánchez, J. M. (2005). Variations of seagrass beds in Pontervedra (north western Spain) : 1947-2011. *Thalassa*, *21*, 9–19.
- Coelho, H., Vieira, S., & Serôdio, J. (2009). Effects of desiccation on the photosynthetic activity of intertidal microphytobenthos biofilms as studied by optical methods. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, *381*, 98–104.
- Cognie, B., Haure, J., & Barillé, L. (2006). Spatial distribution in a temperate coastal ecosystem of the wild stock of the farmed oyster *Crassostrea gigas* (Thunberg). *Aquaculture*, *259*, 249–259.
- Combe, J.-P., Launeau, P., Carrère, V., Despan, D., Méléder, V., Barillé, L., & Sotin, C. (2005). Mapping microphytobenthos biomass by non-linear inversion of visible-infrared hyperspectral images. *Remote Sensing of Environment*, *98*, 371–387.
- 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.

- Creed, J. C., & Amado Filho, G. M. (1999). Disturbance and recovery of the macroflora of a seagrass (*Halodule wrightii* Ascherson) meadow in the Abrolhos Marine National Park, Brazil : an experimental evaluation of anchor damage. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, *235*, 285–306.
- Crosby, M., Langdon, C., & Newell, R. (1990). Importance of refractory plant material to the carbon budget of the oyster *Crassostrea virginica*. *Marine Biology*, *100*, 343–352.
- Cummings, M. E., & Zimmerman, R. C. (2003). Light harvesting and the package effect in the seagrasses *Thalassia testudinum* Banks ex König and *Zostera marina* L. : optical constraints on photoacclimation. *Aquatic Botany*, *75*, 261–274.
- Cunha, A., Assis, J. F., & Sarrão, E. A. (in press). Seagrasses in Portugal : A most endangered marine habitat. *Aquatic Botany*, .
- Cunha, A., Santos, R., Gaspar, A., & Bairros, M. (2005). Seagrass landscape-scale changes in response to disturbance created by the dynamics of barrier-islands : A case study from Ria Formosa (Southern Portugal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *64*, 636–644.
- Daby, D. (2003). Effects of seagrass bed removal for tourism purposes in a Mauritian bay. *Environmental Pollution*, *125*, 313–324.
- Dahdouh-Guebas, F. (2002). The use of remote sensing and GIS in the sustainable management of tropical coastal ecosystems. *Environment, Development and Sustainability*, *4*, 93–112.
- Dahdouh-Guebas, F., & Koedam, N. (2008). Long-term retrospection on mangrove development using transdisciplinary approaches : A review. *Aquatic Botany*, *89*, 80–92.
- Datt, B. (1998). Remote sensing of chlorophyll *a*, chlorophyll *b*, chlorophyll *a+b*, and total carotenoid content in eucalyptus leaves. *Remote Sensing of Environment*, *66*, 111–121.
- Datt, B. (1999). A new reflectance index for remote sensing of chlorophyll content in higher plants : Tests using eucalyptus leaves. *Journal of Plant Physiology*, *154*, 30–36.

-
- Daughtry, C. S. T., Walthall, C. L., S., K. M., Brown de Colstoun, E., & McMurtrey, J. E. (2000). Estimating corn leaf chlorophyll concentration from leaf and canopy reflectance. *Remote Sensing of Environment*, *74*, 229–239.
- DCSMM Golfe de Gascogne (2012). *Directive cadre stratégie pour le milieu marin (DCSMM) : Objectifs environnementaux et indicateurs associés Sous-région marine golfe de Gascogne*. Résumé à l'attention du Public. 16 juillet 2012.
- Decottignies, P., Beninger, P., Rincé, Y., & Riera, P. (2006). Trophic interactions between two introduced suspension-feeders, *Crepidula fornicata* and *Crassostrea gigas*, are influenced by seasonal effects and qualitative selection capacity. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, *342*, 231–241.
- Dekker, A., Brando, V., Anstee, J., Fyfe, S., Malthus, T., & Karpouli (2006). Remote sensing of seagrass ecosystem : use of spaceborne and airborne sensors. In A. Larkum, R. Orth, & C. Duarte (Eds.), *Seagrasses : biology, ecology, and conservation* (pp. 347–359). The Netherlands : Springer. 691p.
- Dekker, A. G., Brando, V. E., & Anstee, J. M. (2005). Retrospective seagrass change detection in a shallow coastal tidal Australian lake. *Remote Sensing of Environment*, *97*, 415–433.
- Demetriades-Shah, T. H., Steven, M. D., & Clark, J. A. (1990). High resolution derivative spectra in remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, *33*, 55–64.
- Den Hartog, C. (1970). *The seagrasses of the World* volume 59 of 1. Amsterdam, North Holland, Netherlands.
- Den Hartog, C. (1987). Wasting disease, and other dynamic phenomena in *Zostera* beds. *Aquatic Botany*, *27*, 3–14.
- Den Hartog, C. (2000). Procedures for the restoration of lost seagrass beds. *Biologia marina mediterranea*, *7*, 353–356.
- Den Hartog, C., & Hily, C. (1997). Les herbiers de zostères. In J. Dauvin (Ed.), *Les biocénoses marines et littorales françaises des côtes Atlantiques, Manche et Mer du*

- Nord, synthèse, menaces et perspectives*. Paris : Laboratoire de Biologie des Invertébrés Marins et Malacologie-Service du patrimoine naturel / IEGB / MNHN volume 1. 140–144.
- Den Hartog, C., & Kuo, J. (2006). Taxonomy and biogeography of seagrasses. In A. Larkum, R. Orth, & C. Duarte (Eds.), *Seagrasses : biology, ecology and conservation*. Dordrecht, Germany : Springer. 1–23.
- Dennison, P. E., & Roberts, D. A. (2003). Endmember selection for multiple endmember spectral mixture analysis using endmember average rmse. *Remote Sensing of Environment*, 87, 123–135.
- Dennison, W. C. (1987). Effects of light on seagrass photosynthesis, growth and depth distribution. *Aquatic Botany*, 27, 15–26.
- Dennison, W. C., & Alberte, R. S. (1982). Photosynthetic response of *Zostera marina* L. (eelgrass) to *in situ* manipulations of light intensity. *Ecologica*, 55, 137–144.
- Dennison, W. C., & Alberte, R. S. (1986). Photoadaptation and growth of *Zostera marina* L. (eelgrass) transplants along a depth gradient. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 98, 265–282.
- Desmonts, D. (2007). *Intégration du lien consommateur-ressource dans l'étude de l'influence des activités humaines sur l'hivernage des bernaches cravant dans un écosystème littoral fortement anthropisé*. Thèse en océanologie biologie Université de Bretagne Occidentale Institut Universitaire Européen de la Mer.
- Diascorn, M. (2009). Etude pêche à pied de loisir sites du conservatoire du littoral. Rapport Final. 81pp.
- Dockray, M. (1981). *Verification of a new method for determining chlorophyll concentration in plant by remote sensing*. M.sc. thesis Imperial College, University of London.
- Doerffer, R., & Murphy, D. (1989). Factor analysis and classification of remotely sensed data for monitoring tidal flats. *Helgoländer Meeresunters*, 43, 275–293.

-
- Dolch, T., Buschbaum, C., & Reise, K. (2012). Persisting intertidal seagrass beds in the northern wadden sea since the 1930s. *Journal of Sea Research*, . In press.
- Drake, L. A., Dobbs, F. C., & Zimmerman, R. C. (2003). Effects of epiphyte load on optical properties and photosynthetic potential of the seagrasses *Thalassia testudinum* Banks ex König and *Zostera marina* L. *Limnology Oceanography*, *48*, 456–463.
- Dring, M. (1992). *The biology of Marine Plants*. New-York, USA : Cambridge University Press.
- Duarte, C. M. (1991). Allometric scaling of seagrass form and productivity. *Marine Ecology Progress Series*, *77*, 289–300.
- Duarte, C. M. (1999). Seagrass ecology at the turn of the millenium : challenges for the new century. *Aquatic Botany*, *65*, 7–20.
- Duarte, C. M., & Chiscano, C. L. (1999). Seagrass biomass and production : a reassessment. *Aquatic Botany*, *65*, 159–174.
- Duarte, C. M., Dennison, W. C., Orth, R. J. W., & Carruthers, T. J. B. (2008). The charisma of coastal ecosystems : Addressing the imbalance. *Estuaries and Coasts*, *31*, 233–238.
- Duarte, C. M., Martínez, R., & Barrón, C. (2002). Biomass, production and rhizome growth near the northern limit of seagrass (*Zostera marina*) distribution. *Aquatic Botany*, *72*, 183–189. Short Communication.
- Dumbauld, B. R., Ruesink, J. L., & Rumrill, S. S. (2009). The ecological role of bivalve shellfish aquaculture in the estuarine environment : A review with application to oyster and clam culture in the West Coast (USA) estuaries. *Aquaculture*, *290*, 196–233.
- Dumbauld, B. R., & Wyllie-Echeverria, S. (2003). The influence of burrowing thalassinid shrimps on the distribution of intertidal seagrasses in Willapa Bay, Washington, USA. *Aquatic Botany*, *77*, 27–42.
- Durako, M. (2007). Leaf optical properties and leaf-specific photosynthetic absorptances in several australian seagrasses. *Aquatic Botany*, *87*, 83–89.

- Dutertre, M., Beninger, P., Barillé, L., Papin, M., & J., H. (2010). Rising water temperature, reproduction and recruitment of an invasive oyster, *Crassostrea gigas*, on the French Atlantic coast. *Marine Environmental Research*, 69, 1–9.
- Eckrich, C. E., & Holmquist, J. G. (2000). Trampling in a seagrass assemblage : direct effects, response of associated fauna, and the role of substrate characteristics. *Marine Ecology Progress Series*, 201, 199–209.
- Eklöf, J., de la Torre Castro, M., Adelsköld, L., Jiddawi, N. S., & Kautsky, N. (2005). Differences in macrofaunal and seagrass assemblages in seagrass beds with and without seaweed farms. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 63, 385–396.
- Elvidge, C., & Chen, Z. (1995). Comparison of Broad-Band and Narrow-Band Red and Near-Infrared Vegetation Indices. *Remote Sensing of Environment*, 54, 38–48.
- Elvidge, C., & Lyon, R. J. P. (1985). Influence of rock-soil. spectral variation on the assessment of green biomass. *Remote Sensing of Environment*, 17, 265–279.
- Enríquez, S. (2005). Light absorption efficiency and the package effect in the leaves of the seagrass *Thalassia testudinum*. *Marine Ecology Progress Series*, 289, 141–150.
- Erftemeijer, P. L., & Lewis III, R. R. (2006). Environmental impacts of dredging on seagrasses : A review. *Marine Pollution Bulletin*, 52, 1553–1572.
- Escadafal, R., & Huete, A. (1991). Etude des propriétés spectrales des sols arides appliqués à l'amélioration des indices de végétation obtenus par télédétection. *Comptes rendus de l'Académie des sciences, Série II*, 312, 1385–1391.
- FAO (1987). Méditerranée et Mer Noire, zone de pêche 37. In W. Fisher, M. Bauchot, & M. Shneider (Eds.), *Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche. (Révision 1)*. Rome, Italy : Food and Agriculture Organisation volume 1. Chapitre : Végétaux et Invertébrés. 760p.
- Fazey, I., Fischer, J., & Lindenmayer, D. (2005). What do conservation biologists publish ? *Biological Conservation*, 124, 63–73.

-
- Fearn, P., Klonowski, W., Babcock, R., England, P., & Phillips, J. (2011). Shallow water substrate mapping using hyperspectral remote sensing. *Continental Shelf Research*, *31*, 1249–1259.
- Ferguson, R. L., & Korfmacher, K. (2005). Remote sensing and GIS analysis of seagrass meadows in North Carolina, Usa. *Aquatic Botany*, *1997*, 241–258.
- Ferrier, G. (1995). Evaluation of apparent surface reflectance estimation methodologies. *International Journal of Remote Sensing*, *16*, 2291–2297.
- Fournier, J. (2009). Dépêche ministérielle du 13 mars 1933 : état des herbiers français. CRESCO Dinard, 62pp.
- Francour, P., Ganteaume, A., & Poulain, M. (1999). Effects of boat anchoring in *Posidonia oceanica* seagrass beds in the Port-Cros national Park (north-western Mediterranean Sea). *Aquatic Conservation : Marine and Freshwater Ecosystems*, *9*, 391–400.
- Frederiksen, M., Krause-Jensen, D., Holmer, M., & Sund Laursen, J. (2004a). Long-term changes in area distribution of eelgrass (*Zostera marina*) in Danish coastal waters. *Aquatic Botany*, *78*, 167–181.
- Frederiksen, M., Krause-Jensen, D., Holmer, M., & Sund Laursen, J. (2004b). Spatial and temporal variation in eelgrass (*Zostera marina*) landscapes : influence of physical setting. *Aquatic Botany*, *78*, 147–165.
- Freeman, A., Short, F., Isnain, I., Razak, F., & Coles, R. (2008). Seagrass on the edge : Land-use practices threaten coastal seagrass communities in Sabah, Malaysia. *Biological Conservation*, *141*, 2993–3005.
- Froden, J., & Brasier, D. (2007). Angiosperms (seagrass) within the EU water framework directive : A UK perspective. *Marine Pollution Bulletin*, *55*, 181–195.
- Froidefond, J., Doxaran, D., & Miller, P. (2003). *Opération 2. Acquisition et traitement d'images satellites*. Programme Interrégional Loire Grandeur Nature. Loire Estuaire. Cellule de Mesures et de Bilans. 173p.

- Fyfe, S. K. (2003). Spatial and temporal variation in spectral reflectance : Are seagrass species spectrally distinct? *Limnology Oceanography*, *48*, 464–479.
- Fyfe, S. K. (2004). *Hyperspectral Studies of New South Wales seagrasses with particular emphasis on the detection of light stress in eelgrass *Zostera capricorni**. Phd thesis University of Wollongong.
- Galdies, C., & Borg, J. A. (2006). Aerial remote sensing and spatial analysis of marine benthic habitats in St George's Bay (Malta). In *2nd International Conference on the Management of Coastal Recreational Resources. Beaches, Yacht Marinas and Coastal Ecotourism* (pp. 81–87).
- Ganteaume, A., Bonhomme, P., Emery, E., Hervé, G., & Boudouresque, C. (2005). Impact sur la prairie à *Posidonia oceanica* de l'amarrage des bateaux de croisière, au large du port de Porquerolles (Provence, France, Méditerranée). *Science Report Port-Cros National Park, France*, *21*, 163–173.
- Gao, B. C., David, C., & Goetz, A. (2006). A review of atmospheric correction techniques for hyperspectral remote sensing of land surfaces and ocean color. In I. I. Conference (Ed.), *Geoscience and remote sensing symposium* (pp. 1979–1981). IGARSS.
- Géhu, J. (1976). Approche phytosociologique synthétique de la végétation des vases salées du littoral atlantique français (synsystématique et synchorologie). *Coll. Phytosociologique*, *4*, 395–462.
- Girin, M. (2001). *Le suivi écologique d'une pollution accidentelle des eaux, guide opérationnel*. Brest, France. 191pp.
- Gitelson, A. A., Kaufman, Y. J., Stark, R., & Rundquist, D. (1996). Light intensity and the interactions between physiology, morphology and stable isotope ratios in five species of seagrass. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, *195*, 91–110.
- Gitelson, A. A., Kaufman, Y. J., Stark, R., & Rundquist, D. (2002). Novel algorithms for remote estimation of vegetation fraction. *Remote Sensing of Environment*, *80*, 76–87.

-
- Glémarec, M., Le faou, Y., & Cuq, F. (1997). Long term changes of seagrass beds in the Glénan archipelago. *Oceanologica Acta*, 20, 217–227.
- Gobert, S., M., K., Lepoint, G., Pergent-martini, C., & J.M., B. (2003). Variations à différentes échelles spatiales de l'herbier à *Posidonia oceanica* (L.) Delile; effets sur les paramètres physico-chimiques du sédiment. *Oceanologica Acta*, 26, 199–207.
- Godet, L. (2008). *L'évaluation des besoins de conservation d'un patrimoine naturel littoral marin. L'exemple des estrans meubles de l'Archipel de Chausey*. Thèse de doctorat Muséum National d'Histoire Naturelle. Station Marine de Dinard.
- Godet, L., Fournier, J., Jaffré, M., & Desroy, M. (2011). Influence of stability and fragmentation of a worm-reef on benthic macrofauna. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 92, 472–479.
- Godet, L., Fournier, J., van Katwijk, M. M., Olivier, F., Le Mao, P., & Retière, C. (2008). Before and after wasting disease in common eelgrass *Zostera marina* along the French Atlantic coasts : a general overview and first accurate mapping. *Diseases of aquatic organisms*, 79, 249–255.
- Gouleau, D. (1975). *Les premiers stades de la sédimentation sur les vasières littorales atlantiques, rôle de l'émersion*. Thèse de doctorat Université de Nantes France.
- Green, E. P., & Short, F. T. (2003). *World Atlas of Seagrasses*. Berkeley, USA : University of California Press.
- Grilo, T., Cardoso, P., & Pardal, M. (2002). Implications of *Zostera noltii* recolonization on *Hydrobia ulvae* population structure success. *Remote Sensing of Environment*, 80, 76–87.
- Gruet, Y. (1976). Répartition des herbiers de *Zostera* (monocotylédones marines) sur l'estran des côtes de Loire-Atlantique et du nord de la Vendée. *Bulletin de la Société des sciences naturelles de l'Ouest de la France*, 74, 86–90.
- Guichard, F., Bourget, E., & Agnard, J.-P. (2000). High-resolution remote sensing of intertidal ecosystems : A low-cost technique to link scale-dependent patterns and processes. *Limnology and Oceanography*, 45, 328–338.

- Guillaumont, B. (1991). Utilisation de l'imagerie satellitaire pour les comparaisons spatiales et temporelles en zone intertidale. In *Estuaries and Coasts : Spatial and temporal intercomparisons, ESCA symposium* (pp. 63–68). Elliot and Ducrottoy.
- Guimarães, A., H. ans Cunha, Nzinga, R., & Marques, J. (2012). The distribution of seagrass *Zostera noltii* in the Ria Formosa lagoon system and the implications of clam farming on its conservation. *Journal of Nature Conservation*, 20, 30–40.
- Gullström, M., Lundén, B., Bodin, M., Kangwe, J., öhman, M. C., Mtolera, M. S., & Björk, M. (2006). Assessment of changes in the seagrass-dominated submerged vegetation of tropical Chwaka Bay (Zanzibar) using satellite remote sensing. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67, 399–408.
- Gunawan, C. A., Allen, G., Bavestrello, G., Carrano, C., Destari, A., Foster, B., Hagan, A., Hazam, I., Jaafar, Z., Manuputty, Y., Perera, N., Pinca, S., Silaban, I., & Yaha, Y. (2005). Status of coral reefs in Indonesia after the December 2004 tsunami. In *Status of Coral Reefs in Tsunami Affected Countries : 2005* (pp. 43–56). Global Coral Reef Monitoring Network Australian Institute of Marine Science, Townsville, Queensland. : Wilkinson, Clive and Souter, David and Goldberg, Jeremy.
- Haboudane, D., Miller, J. R., Pattey, E., Zarco-Tejada, P. J., & Strachan, I. B. (2004). Hyperspectral vegetation indices and novel algorithms for predicting green LAI of crop canopies : Modeling and validation in the context of precision agriculture. *Remote Sensing of Environment*, 90, 337–352.
- Haboudane, D., Miller, J. R., Tremblay, N., Zarco-Tejada, P. J., & Louise, D. (2002). Integrated narrow-band vegetation indices for prediction of crop chlorophyll content for application to precision agriculture. *Remote Sensing of Environment*, 81, 416–426.
- Hammerstrom, K. K., Kenworthy, W. J., Fonseca, M. S., & Whitfield, P. E. (2006). Seed bank, biomass, and productivity of *Halophila decipiens*, a deep water seagrass on the west Florida continental shelf. *Aquatic Botany*, 84, 110–120.
- Hanna, M., Steyn-Ross, D., & Steyn-Ross, M. (1999). Estimating biomass for New Zealand pasture using optical remote sensing techniques. *Geocarto International*, 13, 89–94.

-
- Hardisky, M. A., Daiber, F. C., Roman, C. T., & Klemas, V. (1984). Remote Sensing of biomass and annual net aerial primary productivity of a salt marsh. *Remote Sensing of Environment*, *16*, 91–106.
- Haure, J., & Baud, J. (1995). *Approche de la capacité trophique dans un bassin ostréicole (baie de Bourgneuf)*. Rapport. Direction Ressources Vivantes IFREMER. 103p.
- Heck, K., & Valentine, J. (1995). Sea-urchin herbivory. evidence for long-lasting effects in subtropical seagrass meadows. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, *189*, 205–217.
- Hedley, J. D., & Mumby, P. J. (2002a). Biological and remote sensing perspectives of pigmentation in coral reef organisms. *Advances in Marine Biology*, *43*, 277–317.
- Hedley, J. D., & Mumby, P. J. (2002b). A remote sensing method for resolving depth and subpixel composition of aquatic benthos. *Limnology and Oceanography*, *48*, 480–488.
- Heidelbaugh, S. W., & Nelson, W. G. (1996). A power analysis of methods for assessment of change in seagrass cover. *Aquatic Botany*, *53*, 227–233.
- Hemminga, M., & Duarte, C. (2000). *Seagrass Ecology*. New York : Cambridge University Press.
- Hestir, E. L., Khanna, S., Andrew, M. E., Santos, M. J., Viers, J. H., Greenberg, S. S., Jonathan A. Rajapakse, & Ustin, S. L. (2008). Identification of invasive vegetation using hyperspectral remote sensing in the California Delta ecosystem. *Remote Sensing of Environment*, *112*, 4034–4047.
- Hillman, K., McComb, A., & Walker, D. (1995). The distribution, biomass and primary production of the seagrass *Halophila ovalis* in the Swan/Canning Estuary, Western Australia. *Aquatic Botany*, *51*, 1–54.
- Hily, C., & Bajjouk, T. (2010). *Les herbiers de zostères*. Fiche Technique, Projet REBENT, IFREMER, DIREN. 14p.

- Hily, C., van Katwijk, M., & den Hartog, C. (2003). Seagrass distribution in Western Europe. In F. Short, & E. Green (Eds.), *The World Atlas of Seagrasses* (pp. 38–47). Berkeley, USA : University of California Press. 310p.
- Hitier, B., Ratiskol, G., & L'Heveder, J. (2010). Evaluation de la fréquentation des zones de pêche à pied sur le littoral Loire-Bretagne. Résultats des campagnes menées en 2009 sur le littoral compris entre la baie du Mont-Saint-Michel (Ille et Vilaine) et la pointe de Châtelailon (Charente-Maritime). 191pp.
- Hochberg, E. J., & Atkinson, M. J. (2003). Capabilities of remote sensors to classify coral, algae, and sand as pure and mixed spectra. *Remote Sensing of Environment*, 85, 174–189.
- Hochberg, E. J., Atkinson, M. J., & Andréfouët, S. (2003). Spectral reflectance of coral reef bottom-types worldwide and implications for coral reef remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, 85, 159–173.
- Hoffbeck, J. P., & Landgrebe, D. A. (1996). Classification of remote sensing having high spectral resolution images. *Remote Sensing of Environment*, 57, 119–126.
- Horler, D. N. H., Dockray, M., & Barber, J. (1983). The red edge of plant leaf reflectance. *International Journal of Remote Sensing*, 4, 273–288.
- Hovel, K. A. (2001). Habitat fragmentation in marine landscapes : relative effects of habitat cover and configuration on juvenile crab survival in California and North Carolina seagrass beds. *Biological Conservation*, 110, 401–412.
- Howari, F. M., Jordan, B. R., Bouhouche, N., & Wyllie-Echeverria, S. (2009). Field and remote-sensing assessment of mangrove forests and seagrass beds in the Northwestern part of the United Arab Emirates. *Journal of Coastal Research*, 25, 48–56.
- Huete, A. R. (1988). A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing of Environment*, 25, 295–309.
- Huete, A. R. (1996). Soil radiative transfer influences in satellite monitoring of vegetation. In *Elements of Change 1995*. Hassol, S. J. and Katzenberger, J.

-
- Huete, A. R., & Escadafal, R. (1991). Assessment of biophysical soil properties through spectral decomposition techniques. *Remote Sensing of Environment*, *35*, 149–159.
- Huete, A. R., & Jackson, R. (1987). Suitability of spectral indices for evaluating vegetation characteristics on arid rangelands. *Remote Sensing of Environment*, *23*, 213–232.
- Huete, A. R., & Jackson, R. (1988). Soil and atmosphere influences on the spectra of partial canopies. *Remote Sensing of Environment*, *25*, 89–105.
- Huete, A. R., Jackson, R., & Post, D. (1985). Spectral response of a plant canopy with different soil backgrounds. *Remote Sensing of Environment*, *17*, 37–53.
- Huete, A. R., Justice, C., & Liu, H. Q. (1994). Development of vegetation and soil indices for MODIS-EOS. *Remote Sensing of Environment*, *49*, 224–234.
- Huete, A. R., & Liu, H. Q. (1994). An error and sensitivity analysis of the atmospheric- and soil-correcting variants of the NDVI for MODIS-EOS. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, *32*, 897–905.
- IFREMER et Ministère de l'Écologie et du Développement Durable (2003). *Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin*.
- de Jongh, H., Wenno, B., & Meelis, E. (1995). Seagrass distribution and seasonal biomass changes in relation to dugong grazing in the Moluccas, East Indonesia. *Aquatic Botany*, *50*, 1–19.
- Irlandi, E., Orlando, B., Maciá, S., Biber, P., Jones, T., Kaufman, L., Lirman, D., & Patterson, E. T. (2002). The influence of freshwater runoff on biomass, morphometrics, and production of *Thalassia testudinum*. *Aquatic Botany*, *72*, 67–78.
- Iverson, R. L., & Bittaker, H. F. (1986). Seagrass distribution and abundance in the Eastern Gulf of Mexico coastal waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *22*, 577–602.
- Jackson, R. D., & Huete, A. (1991). Interpreting vegetation indices. *Preventive Veterinary Medicine*, *11*, 185–200.

- Jackson, R. D., Slater, P. N., & Pinter, P. J. J. (1983). Discrimination of growth and water stress in wheat by various vegetation indices through clear and turbid atmospheres. *Remote Sensing of Environment*, 13, 187–208.
- Jagtap, T. (1998). Structure of major seagrass beds from three coral reef atolls of Lakshadweep, Arabian Sea, India. *Aquatic Botany*, 60, 397–408.
- Jeffrey, S. (1997). Application of pigment method to oceanography. In S. Jeffrey, R. Mantoura, & S. Wright (Eds.), *Phytoplankton pigments in oceanography. Monographs on oceanographic methodology* (pp. 127–166). PARIS : UNESCO publishing.
- Jesus, B., Mendes, C., Brotas, V., & Paterson, D. (2006). Effect of sediment type on microphytobenthos vertical distribution : Modelling the productive biomass and improving ground truth measurements. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 332, 60–74.
- Jiménez, C., Nielle, F. X., & Algarra, P. (1987). Photosynthetic adaptation of *Zostera noltii* hornem. *Aquatic Botany*, 29, 217–226.
- de Jonge, V., & de Jong, D. (1992). Role of tide, light and fisheries in the decline of *Zostera marina* L. in the Dutch Wadden sea. *Publication Series. Netherlands Institute for Sea Research*, 20, 161–176.
- Journal officiel de l'Union européenne (25.6.2008). *DIRECTIVE 2008/56/CE DU PARLEMENT EUROPÉEN ET DU CONSEIL du 17 juin 2008 établissant un cadre d'action communautaire dans le domaine de la politique pour le milieu marin (directive-cadre «stratégie pour le milieu marin»)*.
- Jupp, B., Durako, M., Kenworthy, W., Thayer, G., & Schillak, L. (1996). Distribution, abundance, and species composition of seagrasses at several sites in Oman. *Aquatic Botany*, 53, 199–213.
- Karpouzli, E., Malthus, T. J., & Place, C. J. (2004). Hyperspectral discrimination of coral reef benthic communities in the western Caribbean. *Coral Reefs*, 23, 141–151.

-
- van Katwijk, M., Bos, A., de Jonge, V., Hanssen, L., Hermus, D., & de Jong, D. (2009). Guidelines for seagrass restoration : Importance of habitat selection and donor population, spreading of risks, and ecosystem engineering. *Marine Pollution Bulletin*, *58*, 179–188.
- Kaufman, Y. J., & Tanré, D. (1992). Atmospherically resistant vegetation index (ARVI) for EOS-MODIS. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, *30*, 261–270.
- Keller, M., & Harris, S. (1983). Growth of eelgrass in relation to tidal depth. *Journal of Wildlife Management*, *30*, 280–285.
- Kendrick, G. A., Aylward, M. J., Hegge, B., Cambridge, M. L., Hillman, K., Wyllie, A., & Lord, D. A. (2002). Changes in seagrass coverage in Cockburn Sound, Western Australia between 1967 and 1999. *Aquatic Botany*, *73*, 75–87.
- Kendrick, G. A., Hegge, B., Wyllie, A., Davidson, A., & Lord, D. (2000). Changes in seagrass cover on Success and Parmelia Banks, Western Australia between 1965 and 1995. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *50*, 341–353.
- Keshava, N. (2002). Distance metrics and band selection in hyperspectral processing with applications to material identification and spectral libraries. Project report HTAP-12. 93pp.
- Kirkman, H. (1996). Baseline and monitoring methods for seagrass meadows. *Journal of Environmental Management*, *47*, 191–201.
- Koch, E. W. (2001). Beyond light : Physical, geological, and geochemical parameters as possible submersed aquatic vegetation habitat requirements. *Estuaries*, *24*, 1–17.
- Komatsu, T., Igarashi, C., Tatsukawa, K., Sultana, S., Matsuoka, Y., & Harada, S. (2003a). Use of multi-beam sonar to map seagrass beds in Otsuchi Bay on the Sanriku Coast of Japan. *Aquatic Living Resources*, *16*, 223–230.
- Komatsu, T., Mikami, A., Sultana, S., Kenichi, I., Hiraishi, T., & Tatsukawa, K.-I. (2003b). Hydro-acoustic method as a practical tool for cartography of seagrass beds. *Otsuchi Marine Science*, *28*, 172–79.

- Krause-Jensen, D., Diaz Almela, E., Cunha, A. H., & Greve, T. M. (2004). Have seagrass distribution and abundance changed? In J. Borum, C. M. Duarte, D. Krause-Jensen, & T. M. Greve (Eds.), *European seagrasses : an introduction to monitoring and management* (pp. 1–7). EU project Monitoring and Managing of European Seagrasses. 88p.
- Kromkamp, J. C., Morris, E. P., Forster, R. M., Honeywill, C., Hagerthey, S., & Paterson, D. M. (2006). Relationship of intertidal surface sediment chlorophyll concentration to hyperspectral reflectance and chlorophyll fluorescence. *Estuaries and Coasts*, *29*, 183–196.
- Kruse, F., Lefkoff, A., Boardman, J., Heidebrecht, K., Shapiro, A., Barloon, P., & Goetz, A. (1993). The spectral image processing system (SIPS)-interactive visualization and analysis of imaging spectrometer data. *Remote Sensing of Environment*, *44*, 145–163.
- Kuo, J., & Den Hartog, C. (2000). Seagrasses : A profile of an ecological group. *Biologie Marine Méditerranée*, *7*, 3–17.
- Kutser, T., Metsamaa, L., Strömbeck, N., & Vahtmäe, E. (2006a). Monitoring cyanobacterial blooms by satellite remote sensing. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *67*, 303–312.
- Kutser, T., Miller, I., & Jupp, D. L. (2006b). Mapping coral reef benthic substrates using hyperspectral space-borne images and spectral libraries. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, *70*, 3449–460.
- Kutser, T., Vahtmäe, E., Roelfsema, C. M., & Metsamaa, L. (2007). Photo-library method for mapping seagrass biomass. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *75*, 559–563. Short Communication.
- van der Laan, B., & Wolff, W. J. (2006). Circular pools in the seagrass beds of the Banc d'Arguin, Mauritania, and their possible origin. *Aquatic Botany*, *84*, 93–100.
- Lacroix, P., Le Bail, J., Hunault, G., Brindejonc, O., Thomassin, G., Guitton, H., Geslin, J., & Poncet, L. (2008). *Liste rouge régionale des plantes vasculaires rares et/ou me-*

-
- nacées en Pays de la Loire..* Conservatoire Botanique National de Brest, antenne des Pays de la Loire et CBN Bassin Parisien.
- Larkum, A., & West, R. (1990). Long term changes of seagrass meadows in Botany Bay, Australia. *Aquatic Botany*, *37*, 55–70.
- Laubier, L., Le Moigne, M., Flammarion, P., Thybaud, E., & Cossa, D. (2004). The monitoring programme of the ecological and ecotoxicological consequences of the Erika oil spill. *Aquatic Living Research*, *17*, 239–541.
- Lean Sim Ooi, J., Kendrick, G. A., Van Niel, K. P., & Amri Affendi, Y. (2011). Knowledge gaps in tropical Southeast Asian seagrass systems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *in press*.
- Lebreton, B., Richard, P., Radenac, G., Bordes, M., Bréret, M., Arnaud, C., Mornet, F., & Blanchard, G. F. (2009). Are epiphytes a significant component of intertidal *Zostera noltii* beds? *Aquatic Botany*, *91*, 82–90.
- Lee, K.-S., Park, S. R., & Kim, Y. K. (2007). Effects of irradiance, temperature, and nutrients on growth dynamics of seagrasses : A review. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, *350*, 144–175.
- Lehmann, A., & Lachavanne, J.-B. (1997). Geographic information systems and remote sensing in aquatic botany. *Aquatic Botany*, *58*, 195–207.
- Leriche, A., Boudouresque, C.-F., Bernard, G., Bonhomme, P., & Denis, J. (2004). A one-century suite of seagrass bed maps : Can we trust ancient maps? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *59*, 353–362.
- Liu, H. Q., & Huete, A. R. (1995). A feedback based modification of the NDVI to minimize canopy background and atmospheric noise. *Geosciences Remote Sensing*, *33*, 457–465.
- Longstaff, B., Loneragan, N., O'Donohue, M., & Dennison, W. (1999). Effects of light deprivation on the survival and recovery of the seagrass *Halophila ovalis* (R.Br.) Hook. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, *234*, 1–27.

- López, I., Nanct, Durte, C. M., Valespinós, F., Romero, J., & Alcoverro, T. (1995). Bacterial activity in NW Mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*) sediments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 187, 39–49.
- Louchard, E. M., Reid, P. R., & Stephens, C. F. (2003). Optical remote sensing of benthic habitats and bathymetry in coastal environments at Lee Stocking Island, Bahamas : A comparative spectral classification approach. *Limnology Oceanography*, 48, 511–521.
- Lucas, N. S., Shanmugam, S., & Barnsley, M. (2002). Sub-pixel habitat mapping of a coastal dune ecosystem. *Applied Geography*, 22, 253–270.
- Lumme, J. (2004). Classification of vegetation and soil using imaging spectrometer data. In *Geoscience and remote sensing symposium* (pp. 83–84). Istanbul Turkey International Society for Photogrammetry and Remote Sensing.
- Macauley, J. M., Clark, J. R., & Price, W. A. (1988). Seasonal changes in the standing crop and chlorophyll content of *Thalassia testudinum* Banks Ex König and its epiphytes in the Northern Gulf of Mexico. *Aquatic Botany*, 31, 277–287.
- Maciá, S. (2000). The effects of sea urchin grazing and drift algal blooms on a subtropical seagrass bed community. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 246, 53–67.
- Mahéo, R. (1994). Brent geese in France. In J. Van Nugteren (Ed.), *Brent Geese in the Wadden Sea* chapter 17. (pp. 189–192). Harligen : LVBW.
- Mannino, A., Santulli, A., & Sara, G. (2006). The shallow seagrass system in West Sicily (Italy) : a large reservoir of organic matter available to upper consumers. In *Proceedings of the Mediterranean Seagrass Workshop* number 13 in 4 (pp. 60–63). Gambi, M.C. and Borg, Joseph A. and Buia, Maria Cristina and Di Carlo, Giuseppe and Pergent-Martini, Christine and Pergent, Gerard and Procaccini, Gabriele.
- Mantoura, R. F. C., & Llewellyn, C. A. (1983). The rapid determination of algal chlorophyll and carotenoid pigments and their breakdown products in natural waters by reverse-phase high-performance liquid chromatography. *Analytica Chimica Acta*, 151, 297–314.

-
- Matthew, M. W., Adler-Golden, S. M., Berk, A., Richtsmeier, S. C., Levine, R. Y., Bernstein, L. S., Acharya, P. K., Anderson, G. P., Felde, G. W., Hoke, M. P., Ratkowski, A., Burke, H.-H., Kaiser, R. D., & Miller, D. P. (2000). Status of atmospheric correction using a MODTRAN4-based algorithm. In *Algorithms for Multispectral, Hyperspectral, and Ultraspectral Imagery VI*. (pp. 199–207). SPIE Proceedings volume 4049.
- McGwire, K., Minor, T., & Fenstermaker, L. (2000). Hyperspectral mixture modeling for quantifying sparse vegetation cover in arid environments. *Remote Sensing of Environment*, *72*, 360–374.
- McKenzie, L., Finkbeiner, M., & Kirkman (2001). Methods for mapping seagrass distribution. In F. Short, & R. Coles (Eds.), *Global Seagrass Research Methods* chapter 17. (pp. 120–121). Elsevier. 482p.
- McMahon, K., Lavery, P. S., & Mulligan, M. (2011). Recovery from the impact of light reduction on the seagrass *Amphibolis griffithii*, insights for dredging management. *Marine Pollution Bulletin*, *62*, 270–283.
- McMillan, C., & Philipps, R. C. (1979). Differentiation in habitat response among populations of new world seagrasses. *Aquatic Botany*, *7*, 185–196.
- Meinesz, A., Belsher, T., Boudouresque, C.-F., & Lefevre, J.-R. (1991). Evaluation des potentialités du satellite spot pour la cartographie des peuplements benthiques superficiels de Méditerranée. *Oceanologica Acta*, *14*, 299–307.
- Méléder, V. (2003). *Etude de la structure des peuplements intertidaux du microphytobenthos : apports de la télédétection visible infra-rouge*. Thèse de doctorat, biologie marine Université de Nantes.
- Méléder, V., Barillé, L., Launeau, P., Carrère, V., & Rincé, Y. (2003a). Spectrometric constraint in analysis of benthic diatom biomass using monospecific cultures. *Remote Sensing of Environment*, *88*, 386–400.
- Méléder, V., Launeau, P., Barillé, L., & Rincé, Y. (2003b). Cartographie des peuplements du microphytobenthos par télédétection spatiale visible-infrarouge dans un écosystème conchylicole. *Comptes Rendus Biologies*, *326*, 377–389.

- Mellors, J. E. (1991). An evaluation of a rapid visual technique for estimating seagrass biomass. *Aquatic Botany*, 42, 67–73.
- Mercado, J., Niell, F., Silva, J., & Santos, R. (2003). Use of light and inorganic carbon acquisition by two morphotypes of *Zostera noltii* hornem. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 297, 71–84.
- Middleton, E. M. (1991). Solar zenith angle effects on vegetation indices in tallgrass prairie. *Remote Sensing of Environment*, 38, 45–62.
- Millie, D., Schofield, O., Kirkpatrick, G., Johnsen, G., & Evens, T. (2002). Using absorbance and fluorescence spectra to discriminate microalgae. *Eur. J. Phycol.*, 37, 313–322.
- Mokos, M., & Schultz, S. (2012). First record of vertical rhizome growth in *Zostera marina*. In *Estuaries, Coastal and Shelf Science, 50th ESCA Conference : Today's science for tomorrow's Management*. Poster.
- Mumby, P., & Edwards, A. (2002). Mapping marine environments with IKONOS imagery : enhanced spatial resolution can deliver greater thematic accuracy. *Remote Sensing of Environment*, 82, 248–257.
- Mumby, P., Green, E. P., Edwards, A., & Clark, C. (1997). Measurement of seagrass standing crop using satellite and digital airborne remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, 159, 51–60.
- Mumby, P., Green, E. P., Edwards, A., & Clark, C. (1999). The cost-effectiveness of remote sensing for tropical coastal resources assessment and management. *Journal of Environmental Management*, 55, 157–166.
- Murphy, R. J., Tolhurst, T. J., Chapman, M. G., & Underwood, A. J. (2005). Estimation of surface chlorophyll-*a* on an emersed mudflat using field spectrometry : accuracy of ratios and derivative-based approaches. *International Journal of Remote Sensing*, 26, 1835–1859.

-
- Mutanga, O., & Skidmore, A. K. (2004a). Hyperspectral band depth analysis for a better estimation of grass biomass (*Cenchrus ciliaris*) measured under controlled laboratory conditions. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, *5*, 87–96.
- Mutanga, O., & Skidmore, A. K. (2004b). Narrow band vegetation indices solve the saturation problem in biomass estimation. *International Journal of Remote Sensing*, *25*, 1–16.
- Natura 2000, Document d'objectifs (2002). *Marais Breton, Baie de Bourgneuf, Ile de Noirmoutier et Forêt de Monts*. ADASEA Vendée.
- Nayak, S., & Bahuguna, A. (2001). Application of remote sensing data to monitor mangroves and other coastal vegetation of India. *Indian Journal of Marine Science*, *30*, 195–213.
- Nienhuis, P., Coosen, J., & Kiswara, W. (1989). Community structure and biomass distribution of seagrasses and macrofauna in the Flores Sea, Indonesia. *Netherlands Journal of Sea Research*, *23*, 197–214.
- Ochienga, C. A., & Erftemeijer, P. L. (1999). Accumulation of seagrass beach cast along the Kenyan coast : A quantitative assessment. *Aquatic Botany*, *65*, 221–238.
- Olivé, I., Brun, F. G., Vergara, J. J., & Pérez-Lloréns, J. (2007). Effects of light and biomass partitioning on growth, photosynthesis and carbohydrate content of the seagrass *Zostera noltii* Hornem. *Journal of experimental Marine Biology and Ecology*, *345*, 90–100.
- Olivé, I., M.P., G.-S., Vergara, J., & Oérez-LLoréns, J. (2006). Annual photosynthetic characterization of the seagrass *Cymodocea nodosa* along depth and within leaf gradients. In *Proceedings of the Mediterranean Seagrass Workshop* (pp. 77–81). Gambi M.C, Borg J.A., Buia M.C., DiCarlo G., Pergent-Martini C. and Procaccini G.
- Oliveira, E. C., Corbisier, T. N., de Eston, V. R., & Ambrósio Jr., O. (1997). Phenology of a seagrass (*Halodule wrightii*) bed on the southeast coast of Brazil. *Aquatic Botany*, *56*, 25–33.

- Orth, R. J., Carruthers, T., Dennison, W., Duarte, C., Fourqurean, J., Heck, K., Hughes, A., Kendrick, G., Kenworthy, J., Olyarnik, S., Short, F., Waycott, M., & Williams, S. (2006). A global crisis for seagrass ecosystem. *BioScience*, *56*, 987–996.
- Orth, R. J., & Moore, K. (1983). Submersed vascular plants : techniques for analyzing their distribution and abundance. *Marine Technology Society Journal*, *17*, 38–52.
- OSPAR, Commission (2008). *Case Reports for the OSPAR List of Threatened and/or Declining Species and Habitats*. London, United Kingdom. ISBN 978-1-905859-97-9.
- Pasqualini, V., Pergent-Martini, C., Pergent, G., Agreil, M., Skoufas, G., Sourbes, L., & Tsirika, A. (2005). Use of SPOT 5 for mapping seagrasses : An application to *Posidonia oceanica*. *Remote Sensing of Environment*, *94*, 39–45.
- Paul, M., Lefebvre, E., A. and Manca, & Amos, C. (2011). An acoustic method for the remote measurement of seagrass metrics. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *93*, 68–79.
- Paul, S., Depecker, L., Goillot, C., & Michel, L. (1991). *Introduction à l'étude de la télédétection aérospatiale et de son vocabulaire*. Paris, FRANCE : La documentation française. 316p.
- Pavan, S. (2008). L'économie des écosystèmes et de la biodiversité. Rapport d'étape. 65pp.
- Peñuelas, J. C. I., & Filella, I. (1998). Visible and near-infrared reflectance techniques for diagnosing plant physiological status. *Trends in Plant Science*, *3*, 151–156.
- Peralta, G., Pérez-Lloréns, J., Hernández, I., Brun, F., Vergara, J., Bartual, A., Gálvez, J., & García, C. (2000). Morphological and physiological differences between two morphotypes of *Zostera noltii* Hornem. from the south-western Iberian Peninsula. *Helgoland Marine Research*, *54*, 80–86.
- Peralta, G., Pérez-Lloréns, J., Hernández, I., & Vergara, J. (2002). Effects of light availability on growth, architecture and nutrient content of the seagrass *Zostera noltii* Hornem. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, *269*, 9–26.

-
- Perez, M., & Camp, J. (1986). Distribución espacial y biomasa de las fanerógamas marinas de las bahías del delta Ebro. *Investigación Pesquera*, 50, 519–530.
- Pérez-Lloréns, J., & Niell, F. (1993). Seasonal dynamics of biomass and nutrient content in the intertidal seagrass *Zostera noltii* Hornem. from Palmones River estuary, Spain. *Investigación Pesquera*, 46, 49–66.
- Pergent, G., Pergent-Martini, C., & Boudouresque, C.-F. (1995). Utilisation de l'herbier à *Posidonia oceanica* comme indicateur biologique de la qualité du milieu littoral en Méditerranée : état des connaissances. *Mésogée*, 54, 3–27.
- Pergent-Martini, C., & Pergent, G. (2000). Marine phanerogams as a tool in the evaluation of marine trace-metal contamination : An example from the Mediterranean. *International Journal of Environment and Pollution*, 13, 1246–147.
- Perraudeau, G. (1998). *Les bourrines du marais Nord Vendéen. Témoins d'une histoire et d'une culture*. Séquences. 114p.
- Peuziat, I. (2009). *Plaisance et Environnement. Pratiques, représentations et impacts de la fréquentation nautique de loisir dans les espaces insulaires. Le cas de l'archipel de Glénan (France)*. Thèse de géographie Université de Bretagne Occidentale, Institut Universitaire Européen de la Mer. Brest, France.
- Philippart, C. (1994). Interactions between *Arenicola marina* and *Zostera noltii* on a tidal flat in the Wadden Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 111, 251–257.
- Philippart, C. (1995). Seasonal variation in growth and biomass of an intertidal *Zostera noltii* stand in the Dutch Wadden Sea. *Netherlands Journal of Sea Research*, 33, 205–218.
- Philippart, C., & Dijkema, K. (1995). Wax and wane of *Zostera noltii* in the Dutch Wadden Sea. *Aquatic Botany*, 49, 255–268.
- Philipson, P. (2003). *Environmental Applications of Aquatic Remote Sensing*. Phd thesis Uppsala University.

- Phinn, S., Roelfsema, C., Dekker, A., Brando, V., & Anstee, J. (2008). Mapping seagrass species, cover and biomass in shallow waters : An assessment of satellite multi-spectral and airborne hyper-spectral imaging systems in Moreton Bay (Australia). *Remote Sensing of Environment*, *112*, 3413–3425.
- Plus, A., Martin Chapelle, Ménesguen, A., Deslous-Paoli, J.-M., Auby, I., Verlaque, M., & Levavasseur, G. (2005a). Seasonal variations in photosynthetic irradiance response curves of macrophytes from a Mediterranean coastal lagoon. *Aquatic Botany*, *81*, 157–173.
- Plus, M., Auby, I., Verlaque, M., & Levavasseur, G. (2005b). Seasonal variations in photosynthetic irradiance response curves of macrophytes from a Mediterranean coastal lagoon. *Aquatic Botany*, *81*, 157–173.
- Plus, M., Dalloyau, S., Trut, G., Auby, I., de Montaudouin, X., Emery, E., Noel, C., & Viala, C. (2010). Long-term evolution (1988-2008) of *Zostera* spp. meadows in Arcachon Bay (Bay of Biscay). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *87*, 357–366.
- Poss, J. A., Russell, W. B., & Grieve, C. M. (2006). Estimating yields of salt- and water-stressed forages with remote sensing in the visible and near infrared. *Journal of Environmental Quality*, *35*, 1060–1071.
- Qi, J., Chehbouni, A., Huete, A., Kerr, Y., & Sorooshian, S. (1994). A modified soil adjusted vegetation index. *Remote Sensing of Environment*, *48*, 119–126.
- Rainey, M., Tyler, A., Bryant, R., Gilvear, D., & McDonald, P. (2000). The influence of surface and interstitial moisture on the spectral characteristics of intertidal sediments : implications for airborne image acquisition and processing. *International Journal of Remote Sensing*, *21*, 3025–3038.
- Ralph, P., & Short, F. T. (2002). Impact of the wasting disease pathogen, *Labyrinthula zosterae*, on the photobiology of eelgrass *Zostera marina*. *Marine Ecology Progress Series*, *226*, 265–271.
- Read, J., Tarpley, L., McKinion, J., & Reddy, K. (2002). Narrow-waveband reflectance

-
- ratios for remote estimation of nitrogen status in cotton. *Journal of Environmental Quality*, 31, 1442–1452.
- Reise, K., & Kohlus, J. (2008). Seagrass recovery in the Northern Wadden Sea ? *Helgoland Marine Research*, 62, 77–84.
- Reusch, T. B., Chapman, A. R. ., & Gröger, J. P. (1994). Blue mussels *Mytilus edulis* do not interfere with eelgrass *Zostera marina* but fertilize shoot growth through biodeposition. *Marine Ecology Progress Series*, 108, 265–282.
- Richardson, A. J., & Wiegard, C. L. (1977). Distinguishing vegetation from soil background information. *Photogrammetric Engineering*, 43, 1541–1552.
- Roberts, D., Smith, M., & Adams, J. (1993). Green vegetation, nonphotosynthetic vegetation and soils in AVIRIS data. *Remote Sensing of Environment*, 44, 255–269.
- Robin, F. (2011). *Dynamique de la distribution et stratégie d’approvisionnement d’une population d’oiseaux limicoles hivernant sur les vasières Atlantique françaises : exemple de la Barge à queue noire Limosa limosa*. Thèse de doctorat en biologie de l’environnement, des populations, écologie Université de La Rochelle.
- Robin, M. (1995). *La télédétection, des satellites aux systèmes d’information géographiques*. Fac. Paris, France : Nathan Université. 128p.
- Rondeaux, G., Steven, M., & Frédéric, B. (1996). Optimization of soil-adjusted vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, 55, 95–107.
- Rouse, J., J. W., Haas, R. H., Schell, J. A., & Deering, D. W. (1973). Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. In *Third ERTS Symposium 1* (pp. 309–317). NASA SP-351 U.S. Gov. Printing Office.
- Schlerf, M., Atzberger, C., & Hill, J. (2005). Remote sensing of forest biophysical variables using HyMap imaging spectrometer data. *Remote Sensing of Environment*, 95, 177–194.

- Schultz, S. T., Kruschel, C., & Mokos, M. (2011). Boat-based videographic monitoring of an Adriatic lagoon indicates increase in seagrass cover associated with sediment deposition. *Aquatic Botany*, *95*, 117–123.
- Sfriso, A., & Ghetti, P. F. (1998). Seasonal variation in biomass, morphometric parameters and production of seagrasses in the lagoon of Venice. *Aquatic Botany*, *61*, 207–223.
- Sheppard, J. K., Lawler, I. R., & Marsh, H. (2007). Seagrass as pasture for seacows : Landscape-level dugong habitat evaluation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *71*, 117–132.
- Short, F., Coles, R., & Pergent-Martini, C. (2001). Global seagrass distribution. In F. T. Short, & R. Coles (Eds.), *Global Seagrass Research Methods*. Amsterdam : Elsevier Science B.V. 482p.
- Short, F. T., Carruthers, T., Dennison, W., & Waycott, M. (2007). Global seagrass distribution and diversity : A bioregional model. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, *350*, 3–20.
- Short, F. T., Ibelings, B., & Den Hartog, C. (1988). Comparison of a current eelgrass disease to the wasting disease of the 1930s. *Aquatic Botany*, *30*, 295–304.
- Short, F. T., Mathieson, A., & Nelson, J. (1986). Recurrence of the eelgrass wasting disease at the border of New Hampshire and Maine, USA. *Marine Ecology Progress Series*, *29*, 89–92.
- Short, F. T., & Neckles, H. A. (1999). The effects of global climate change on seagrasses. *Aquatic Botany*, *63*, 169–196.
- Short, F. T., & Wyllie-Echeverria, S. (1996). Natural and human-induced disturbance of seagrasses. *Environmental Conservation*, *23*, 17–27.
- Silva, J. (2004). *The photosynthetic ecology of Zostera noltii*. Phd thesis University of Algarve.
- Silva, J., & Santos, R. (2003). Daily variation patterns in seagrass photosynthesis along a vertical gradient. *Marine Ecology Progress Series*, *257*, 37–44.

-
- Simberloff, D. (1998). Flagships, umbrellas and keystones : is single-species management passé in the landscape era ? *Biological Conservation*, *83*, 247–257.
- Sims, D. A., & Dubois, J. M. (2001). Satellite remote sensing of submerged kelp beds on the Atlantic coast of Canada. *International Journal of Remote Sensing*, *22*, 2083–2094.
- Sims, D. A., & Gamon, J. A. (2002). Relationships between leaf pigment content and spectral reflectance across a wide range of species, leaf structures and developmental stages. *Remote Sensing of Environment*, *81*, 337–354.
- Smaal, A., & T.C., P. (1993). 1993. the uptake of organic matter and the release of inorganic nutrients by bivalve suspension feeder beds. *NATO ASI, G 33*, 337–354.
- Smith, G., & Milton, E. (1999). The use of the empirical line method to calibrate remotely sensed data to reflectance. *International Journal of Remote Sensing*, *20*, 2653–2662.
- Sousa-Pinto, I., & Araújo, R. (1998). Seaweed resources of Portugal. In Ohno, & Critchley (Eds.), *World Seaweed Resources, An authoritative reference system* (pp. 176–185). Yokosuka : JICA.
- Spalding, M., Taylor, M., Ravilious, C., Short, F., & Green, E. (2003). Global overview, the distribution and status of seagrasses. In F. Short, & E. Green (Eds.), *The World Atlas of Seagrasses* (pp. 38–47). Berkeley, USA : University of California Press. 310p.
- Stoner, A. W. (1980). The role of seagrass biomass in the organization of benthic macrofaunal assemblages. *Bulletin of Marine Science*, *30*, 537–551.
- Tang, D., Kawamura, H., Sang Oh, I., & Baker, J. (2006). Satellite evidence of harmful algal blooms and related oceanographic features in the Bohai Sea during autumn 1998. *Advances in Space Research*, *37*, 681–689.
- Terrados, J., & Borum, J. (2004). Why are seagrasses important? - goods and services provided by seagrass meadows. In J. Borum, C. M. Duarte, D. Krause-Jensen, & T. M. Greve (Eds.), *European seagrasses : an introduction to monitoring and management* (pp. 1–7). EU project Monitoring and Managing of European Seagrasses. 88p.

- Terrados, J., Duarte, M. D., C.M. Fortes, Borum, J., Agawin, N. S. R., Bach, S., Thampanya, U., Kamp-Nielsen, L., Kenworthy, W. J., Geertz-Hansen, O., & Vermaat, J. (1998). Changes in community structure and biomass of seagrass communities along gradients of siltation in SE Asia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *46*, 757–768.
- Terrados, J., Grau-Castella, M., Piñol-Santiñà, D., & Riera-Fernández, P. (2006). Biomass and primary production of a 8–11 m depth meadow versus <3 m depth meadows of the seagrass *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson. *Aquatic Botany*, *84*, 324–332.
- Thorhaug, A., Richardson, A., & Berlyn, G. P. (2007). Spectral reflectance of the seagrasses : *Thalassia testudinum*, *Halodule wrightii*, *Syringodium filiforme* and five marine algae. *International Journal of Remote Sensing*, *28*, 1487–1501.
- Tillier, I. (2011). *Concepts et outils pour l'analyse spatiale des conflits d'usages. Applications en zone côtière (baie de Bourgneuf, Pays de Loire, France)*. Thèse en géographie Université de Nantes.
- Toman, M. (1998). Why not to calculate the value of the world's ecosystem services and natural capital. *Ecological Economics*, *25*, 57–60.
- Tsai, F., & Philpot, W. (1998). Derivative analysis of hyperspectral data. *Remote Sensing of Environment*, *66*, 41–51.
- Tucker, C. J. (1979). Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing of Environment*, *8*, 127–150.
- Turner, S. J., & Schwarz, A.-M. (2006). Biomass development and photosynthetic potential of intertidal *Zostera capricorni* in New Zealand estuaries. *Aquatic Botany*, *85*, 53–64.
- Udy, J. W., & Dennison, W. C. (1997). Growth and physiological responses of three seagrass species to elevated sediment nutrients in Moreton Bay, Australia. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, *217*, 253–277.
- Uku, J., & Björg, M. (2005). Productivity aspects of three tropical seagrass species in areas of different nutrient levels in Kenya. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *63*, 407–420.

-
- Unsworth, R. K., Taylor, J. D., Powell, A., Bell, J. J., & Smith, D. J. (2007). The contribution of scarid herbivory to seagrass ecosystem dynamics in the Indo-Pacific. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *74*, 53–62.
- Vermaat, J. E., Beijer, J., Gijlstra, R., Hootsmans, C., M.J.M. and Philippart, Brink, N., & Vierssen, W. (1993). Leaf dynamics and standing stocks of intertidal *Zostera noltii* Hornem. and *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson on the Banc d'Arguin (Mauritania). *Hydrobiologia*, *258*, 59–72.
- Vermaat, J. E., & Verhagen, F. C. A. (1996). Seasonal variations in the intertidal seagrass *Zostera noltii* Hornem. : Coupling demographic and physiological patterns. *Aquatic Botany*, *52*, 259–281.
- Verpoorter, C. (2009). *Télédétection hyperspectrale et cartographie des faciès sédimentaires en zone intertidale : application à la Baie de Bourgneuf*. Thèse en sciences de la terre et de l'univers, spécialité télédétection Université de Nantes.
- Wabnitz, C. C., Andréfouët, S., Torres-Pulliza, D., Müller-Karger, F. E., & Kramer, A., Philip (2008). Regional-scale seagrass habitat mapping in the Wider Caribbean region using Landsat sensors : Applications to conservation and ecology. *Remote Sensing of Environment*, *112*, 3455–3467.
- Ward, D., Morton, A., Tibbitts, T., Douglas, D., & Carrera-Gonzalez, E. (2003). Long-term spatial change in eelgrass distribution at Bahia San Quintin, Baja California, Mexico, using satellite imagery. *Estuaries*, *26*, 1529–1539.
- Ward, D. H., Markon, C. J., & Douglas, D. C. (1997). Distribution and stability of eelgrass beds at Izembek Lagoon, Alaska. *Aquatic Botany*, *58*, 229–240.
- Wiginton, J. R., & McMillan, C. (1979). Chlorophyll composition under controlled light conditions as related to the distribution of seagrasses in Texas and the U.S. Virgin Islands. *Aquatic Botany*, *6*, 171–184.
- Wilmet, J. (2004). La télédétection. In A. Bailly (Ed.), *Les concepts de la géographie humaine* chapter 23. (pp. 299–309). Paris, France : Armand Colin. (5th ed.). 333p.

- Wu, C., Niu, Z., Tang, Q., & Huang, W. (2008). Estimating chlorophyll content from hyperspectral vegetation indices : Modeling and validation. *Agricultural and Forest Meteorology*, *148*, 1230–1241.
- Yang, M., & Sykes, C., R.M. and Merry (2000). Estimation of algal biological parameters using water quality modeling and SPOT satellite data. *Ecological Modelling*, *125*, 1–13.
- Yuan, L., & Zhang, L.-Q. (2008). Mapping large scale distribution of submerged aquatic vegetation coverage using remote sensing. *Ecological Informatics*, *3*, 245–251.
- Zacharias, M., Niemann, O., & Borstad, G. (1992). An assessment and classification of multispectral bandset for the remote sensing of intertidal seaweeds. *Canadian Journal of Remote Sensing*, *18*, 263–274.
- Zarco-Tejada, P., Ustin, S., & Whiting, M. (2005). Temporal and spatial relationships between within-field yield variability in cotton and high-spatial hyperspectral remote sensing imagery. *Agronomy Journal*, *97*, 641–653.
- Zarco-Tejada, P. J., Miller, J. R., Mohammed, G. H., Noland, T. L., & Sampson, P. H. (1999). Canopy optical indices from infinite reflectance and canopy reflectance models for forest condition monitoring : Application to hyperspectral CASI data. In *International Geoscience and Remote Sensing Symposium, IGARSS'99*. IEEE 1999.
- Zupo, V., Mazzella, L., Buia, M., Gambi, M., M., L., Scipione, M., & Cancemi, G. (2006). A small-scale analysis of the spatial structure of a *Posidonia oceanica* meadow of the Island of Ischia (Gulf of Naples, Italy) : Relationship with the seafloor morphology. *Aquatic Botany*, *84*, 101–109.

Table des figures

1	Herbiers de zostères à marée basse	17
2	Surface totale des herbiers d'angiospermes marines par biorégions	18
3	Espèces charismatiques consommatrices des herbiers des zones tropicales et espèces communes brouteuses d'herbiers des zones tempérées	21
4	Maison danoise au toit de <i>Zostera marina</i>	24
5	Pêcheurs à pied en baie de Bourgneuf	26
6	Situation géographique de la baie de Bourgneuf et de la zone d'étude	31
7	Schéma de <i>Zostera noltii</i>	32
8	Zones Natura 2000 en baie de Bourgneuf	34
1.1	Grands domaines du spectre électromagnétique	43
1.2	Interaction des ondes électromagnétiques avec une entité de la surface ter- restre	43
1.3	Absorption et réflexion des longueurs d'onde par la végétation et spectre de feuilles de <i>Zostera noltii</i> mesuré par le capteur	44
1.4	Réponses spectrales des feuilles de <i>Zostera noltii</i> à la résolution HySpex et SPOT 5	48
1.5	Cube hyperspectral : information portée par une image hyperspectrale dans trois dimensions	49
1.6	Corrections atmosphériques par méthode empirique et mesures sur le terrain	50
1.7	Mosaïque réalisée à partir des 12 lignes de vols de la campagne aéroportée du 10/09/2010	64
2.1	Spectre de réflectance des feuilles de <i>Zostera noltii</i>	70

2.2	Mesures des réponses spectrales en laboratoire avec le spectroradiomètre FieldSpec3FR®	71
2.3	Reflectance spectra of three sediments and Spectra for an equivalent range of <i>Z. noltii</i> biomass overlaying the three types of sediment	84
2.4	Relationship between biomass of <i>Zostera noltii</i> and vegetation indices (VI) for the three different substrata. 1	85
2.5	Relationship between biomass of <i>Zostera noltii</i> and vegetation indices (VI) for the three different substrata. 2	86
2.6	Relationship between biomass of <i>Zostera noltii</i> and vegetation indices (VI) for the three different substrata. 3	87
2.7	Relationship between biomass of <i>Zostera noltii</i> and vegetation indices (VI) for the three different substrata. 4	88
2.8	Sensitivity of the vegetation indices to biomass saturation for the models depicted 2.4 to 2.7	91
2.9	Comparisons of chromatograms obtained at two seasons from <i>Z. noltii</i> leaves	102
2.10	Reflectance spectra of increasing above-ground biomasses ranging from 1.6 to 199.4 gDW.m ⁻² of <i>Zostera noltii</i>	103
2.11	Reflectance spectrum and second derivative of unfouled and fouled leaves of <i>Zostera noltii</i>	105
2.12	Monthly variations of total pigments concentrations in mg.g ⁻¹ of dry weight (DW) of leaves of <i>Z. noltii</i>	107
2.13	Reflectance spectrum of 3 months for the same biomass of <i>Z. noltii</i> leaves and monthly non linear regression between NDVI SPOT and <i>Zostera noltii</i> biomasses	109
2.14	Vegetation index sensitivity to <i>Z. noltii</i> seasonal variations for increasing biomass.	110
3.1	Biomasses mensuelles mesurées dans l'herbier de <i>Zostera noltii</i> de la baie de Bourgneuf	120
3.2	Mesures des biomasses de <i>Z. noltii</i> par le spectroradiomètre GER3700 . . .	121

3.3	Campagne de validation terrain de l'herbier de <i>Zostera noltii</i> dans la baie : mesures de recouvrement de l'herbier dans des cellules de 10*10 mètres localisées au GPS, à partir de quadrats, Septembre 2009.	122
3.4	Bourgneuf Bay (France) showing the location of the main <i>Zostera noltii</i> beds.	126
3.5	Spectral signatures of the main intertidal vegetation in Bourgneuf Bay, at GER3700 and SPOT spectral resolution	130
3.6	Spectral signatures of increasing biomass of <i>Zostera noltii</i> leaves on natural sediment	131
3.7	Relationship between NDVI and <i>Z. noltii</i> above-ground biomass, obtained at two different dates and inverse empirical relationship	132
3.8	Evolution of the spatial distribution of <i>Zostera noltii</i> seagrass beds from 1991 to 2005.	134
3.9	Spatial evolution of the dense <i>Zostera noltii</i> meadow areas (NDVI >0.4) from 1991 to 2005 for the main stand of Bourgneuf Bay	135
3.10	Spatial distribution of the above-ground biomass of <i>Zostera noltii</i> beds in Bourgneuf Bay in 2005	136
3.11	Évolution spatiale des zones denses des herbiers de <i>Zostera noltii</i> en baie de Bourgneuf de 2005 à 2009.	144
3.12	Évolution de la répartition spatiale des herbiers de <i>Zostera noltii</i> en baie de Bourgneuf entre 2006 et 2009	145
3.13	Location of the Bourgneuf Bay (France) and the main <i>Zostera noltii</i> beds .	150
3.14	Methods and process used for hyperspectral remote sensing of <i>Z. noltii</i> beds and biomasses	153
3.15	Reflectance spectra used for the Spectral Angle Mapper resampled at the HySpex spectral resolution.	157
3.16	Spatial evolution of the <i>Zostera noltii</i> meadow areas from 2009 to 2011 of Bourgneuf Bay	159
3.17	Spectra of different biomasses of <i>Z. noltii</i> at HySpex spectral resolution and relationship obtained between the biomasses and the mSR ₍₇₀₅₎	160
3.18	<i>Zostera noltii</i> Biomass obtained with the mSR ₇₀₅ and the spectral linear unmixing	161

3.19	Regression obtained between biomass sampled in the field and the correspond biomass computed with remote sensing processing	162
3.20	Spatial distribution of the above-ground biomass of <i>Zostera noltii</i> beds in Bourgneuf Bay obtained from HySpex images in 2009, 2010 et 2011	163
3.21	Comparaison des biomasses de <i>Z. noltii</i> dans la baie de Bourgneuf obtenues à partir de différents IV appliqués à l'image HySpex de 2009	170
3.22	Localisation des herbiers de <i>Zostera marina</i> dans la baie de Bourgneuf	173
3.23	Répartition spatiale des herbiers de <i>Z. noltii</i> cartographiés à partir des images SPOT et HySpex 2009	175
3.24	Formation de méandres dans la baie due à l'accrétion globale de +0,01 m par an, observé par Gouleau (1975)	184
3.25	Concessions conchylicoles, principaux sites de pêche à pied et extension de l'herbier de <i>Z. noltii</i> (en 2009) dans la baie de Bourgneuf.	185
3.26	Pêcheurs à pied prélevant les coques et palourdes dans la baie de Bourgneuf, retournant quelques mètres carrés avec une pelle de jardin. Septembre 2009 (Photographie : A. Bargain)	186
3.27	Nombre moyen de pêcheurs à pieds comptés lors des 9 plus grandes marées de 2009	188
3.28	Images aériennes de 1950	190
3.29	Exemples de supports de communication pour les bonnes pratiques de la pêche à pied de loisir et la préservation des habitats fragiles	192

Liste des tableaux

1	Biomasses et productions annuelles des principaux écosystèmes terrestres et marins	19
1.1	Caractéristiques techniques des principaux capteurs satellitaires d'observation de la Terre	46
1.2	Images satellitaires et aéroportées utilisées pour la cartographie de l'évolution des herbiers de <i>Zostera noltii</i> dans la baie de Bourgneuf	63
1.3	Caractéristiques de la campagne et des images Hypspx.	65
2.1	Multispectral vegetation indices tested	78
2.2	Narrow-band and hyperspectral vegetation indices tested	79
2.3	Results of the non linear regressions between <i>Zostera noltii</i> biomass and vegetation index on medium sand and autoclaved fine sand	89
2.4	Results of the non linear regressions between <i>Zostera noltii</i> biomass and vegetation index on fine sand and all sediment	90
2.5	Vegetation Indices tested for spectrum seasonal variation assessment	100
2.6	Absorbance maxima for the main pigments detected in <i>Z. noltii</i> leaves sampled from March to November 2009	104
2.7	Seasonal variations of pigment concentration, from March to November 2009, for <i>Z. noltii</i> leaves	106
2.8	Seasonal variations of pigment ratios, from March to November, for <i>Z. noltii</i> 106	
2.9	Results of the non linear regressions between vegetation indices and <i>Zostera noltii</i> biomass, for all data sets (from April to November) and VI saturations	108
3.1	Satellite imagery used to assess <i>Z. noltii</i> spatial distribution in Bourgneuf Bay (France).	128

3.2	Decision rules used to characterize <i>Z. noltii</i> seagrass beds with the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI).	133
3.3	Development of the total surface in hectares (ha) and percentage of the densest part of the meadow of <i>Zostera noltii</i> seagrass bed in Bourgneuf Bay from 1991 to 2005	133
3.4	Possible explanatory mechanisms for the downward expansion of <i>Zostera noltii</i> beds from 1998.	138
3.5	Images SPOT utilisées pour la cartographie de la dynamique des herbiers de <i>Zostera noltii</i> dans la baie de Bourgneuf depuis 2005	142
3.6	Évolution de la surface totale (ha) et du pourcentage de zones denses des herbiers de <i>Zostera noltii</i> en baie de Bourgneuf entre 1991 et 2009.	143
3.7	HySpex imagery used to assess <i>Z. noltii</i> spatial distribution in Bourgneuf Bay (France).	152
3.8	Development of the total surface in hectares (ha) and of each biomass classes of the meadow of <i>Zostera noltii</i> seagrass bed in Bourgneuf Bay from 2009 to 2011 using hyperspectral data	158
3.9	Valeur de la pente de la régression calculée entre les valeurs de biomasses obtenues par télédétection et les biomasses mesurées simultanément sur le terrain en septembre 2009	170
3.10	Superficies (en hectare) recouvertes par les herbiers de <i>Z. marina</i> cartographiée par les images HySpex de 2009, 2010 et 2011.	172
3.11	Licences de pêche professionnelle délivrées en Vendée entre 2004 et 2010	187

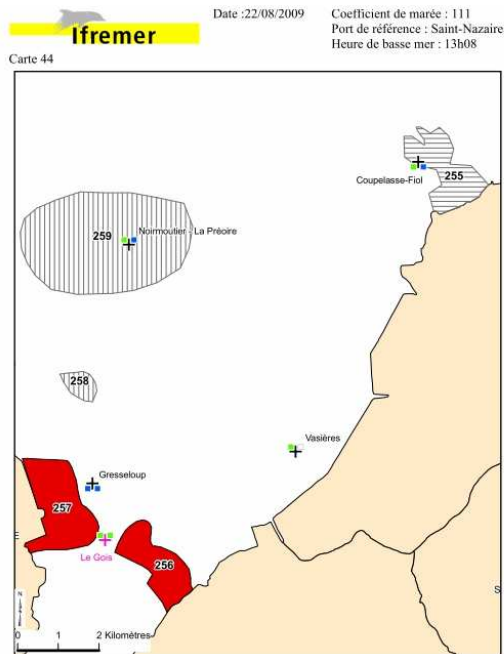
ANNEXES

Annexe 1

Comparaison entre les valeurs de biomasses obtenues sur l'image HySpex à partir de l'application des régressions entre indices de végétation (IV) et biomasses mesurées en laboratoire, avec les biomasses mesurées simultanément sur le terrain en septembre 2009.

Mesures	Biomasse terrain	NDVI ₍₆₇₃₎	NDVI ₍₆₅₀₎	mNDVI ₍₆₇₃₎	mND ₍₇₀₅₎	mSR ₍₇₀₅₎	PSSRa	PSSRb
1	15.5	31.8	30.1	20.2	16.2	18.7	51	45.4
2	42.3	57.0	55.3	37.0	42.7	42.4	83.1	73.9
3	52.6	56.3	51.9	48.9	52.3	45.7	84.5	79.1
4	50.0	138.8	76.9	58.2	81.2	53.5	188.1	157.8
5	72.6	208.8	147.1	Nodata	96.0	73.7	212.7	181.2
6	37.6	43.4	39.1	31.1	40.1	25.7	43.7	39
7	12.0	47.0	43.9	34.0	22.5	8	67.8	58.7
8	1.0	0	0.00	0	0	0	0	0
9	0.0	0	0.00	0	0	0	0	0
10	3.6	0	0.00	0	0	0	0	0
11	0.0	0	0.00	0	0	0	0	0
12	4.2	0	0.00	0	0	0	0	0
13	0.9	0	0.00	0	0	0	0	0
14	10.7	0	0.00	0	0	0	0	0
15	0.4	0	0.00	0	0	0	0	0

Annexe 2



LEGENDE :

Evolution de la fréquentation des gisements naturels de coquillage entre 1997 et 2009 en %

- 400 1 000
- 100 400
- 0 100
- 50 0
- 100 -50

- gisements non fréquentés en 2009
- gisements non surveillés en 2009
- gisements repérés en 2009

314 numéro de gisement

Source : Ifremer, ARS, IGN

Points de suivi microbiologique

ARS + REMI

groupe 2 * →

groupe 3 * →

↑ qualité
↑ tendance

* groupe 2 = bivalves fouisseurs
* groupe 3 = bivalves non-fouisseurs

Suivi Microbiologique

- Evaluation de la qualité sur 3 ans (2007, 2008, 2009)

- bonne qualité (A)
- qualité moyenne (B)
- mauvaise qualité (C)
- très mauvaise qualité (D)

- Analyse de tendance de 2000 à 2009

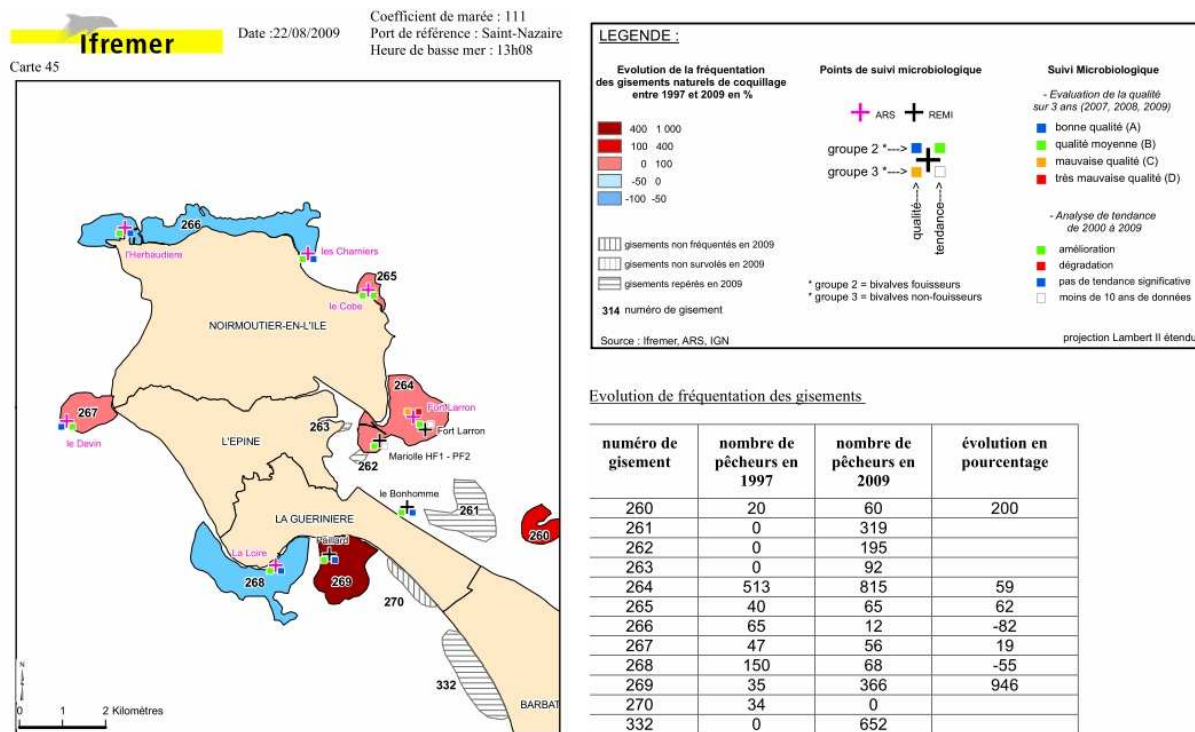
- amélioration
- dégradation
- pas de tendance significative
- moins de 10 ans de données

projection Lambert II étendu

Evolution de fréquentation des gisements

numéro de gisement	nombre de pêcheurs en 1997	nombre de pêcheurs en 2009	évolution en pourcentage
255	0	21	
256	274	956	249
257	245	1182	382
258	30	0	
259	360	0	

Évaluation de la fréquentation des zones de pêche à pied dans la baie de Bourgneuf entre 1997 et 2009, Hitier et al. (2010)



Évaluation de la fréquentation des zones de pêche à pied sur l'île de Noirmoutier entre 1997 et 2009, Hitier et al. (2010)

Annexe 3

Nombre de jours de vent du Nord (N, entre 315 et 45°), de l'Est (E, entre 45 et 115°), Sud (entre 115 et 225°) et d'Ouest (O, entre 225 et 315°), par mois depuis 2000.

2000	N	E	O	S	2001	N	E	O	S	2002	N	E	O	S
J	5	10	8	8	J	5	8	12	6	J	1	7	3	20
F	2	0	15	12	F	7	6	11	4	F	7	0	12	9
M	6	12	9	4	M	3	1	24	3	M	5	9	8	9
A	3	5	10	12	A	14	0	13	3	A	7	6	14	3
M	3	5	14	9	M	11	6	12	2	M	3	4	15	9
J	2	5	21	2	J	6	2	18	4	J	2	1	22	5
J	3	6	17	5	J	10	1	17	3	J	1	1	24	5
A	4	3	18	6	A	9	3	12	7	A	5	1	24	1
S	2	4	14	10	S	6	4	16	4	S	2	17	8	3
O	9	0	19	3	O	2	2	12	15	O	3	5	12	11
N	6	0	18	6	N	11	9	10	0	N	2	3	14	11
D	3	3	15	10	D	3	18	7	3	D	4	7	10	10
Somme	48	53	178	87	Somme	87	60	164	54	Somme	42	61	166	96
2003	N	E	O	S	2004	N	E	O	S	2005	N	E	O	S
J	9	4	10	8	J	5	2	15	9	J	10	2	11	8
F	4	9	4	9	F	11	9	4	5	F	16	5	4	3
M	3	11	6	11	M	8	7	6	10	M	6	4	11	10
A	5	9	8	8	A	4	2	14	10	A	5	1	13	11
M	2	3	21	5	M	9	7	13	2	M	2	4	18	7
J	4	4	18	4	J	5	0	20	5	J	8	6	11	5
J	7	1	16	7	J	6	0	22	3	J	3	1	21	6
A	5	4	20	2	A	3	0	22	6	A	3	5	18	5
S	4	9	11	6	S	6	6	13	5	S	7	3	13	7
O	7	11	8	5	O	0	8	15	8	O	5	5	5	16
N	2	8	6	14	N	15	4	7	4	N	7	9	9	5
D	2	12	6	11	D	5	11	14	1	D	7	11	10	3
Somme	54	85	134	90	Somme	77	56	165	68	Somme	79	56	144	86
2006	N	E	O	S	2007	N	E	O	S	2008	N	E	O	S
J	3	14	7	7	J	5	4	15	7	J	5	5	9	12
F	5	11	10	2	F	1	4	14	9	F	1	14	6	8
M	2	9	11	9	M	10	2	15	4	M	4	2	19	6
A	4	3	19	4	A	12	9	7	2	A	4	4	17	5
M	2	2	21	6	M	6	2	20	3	M	2	8	16	5
J	3	7	17	3	J	3	2	17	8	J	6	2	20	2
J	2	6	20	3	J	2	0	23	6	J	1	2	22	6
A	2	1	25	3	A	8	4	17	2	A	1	3	21	6
S	6	4	9	11	S	7	10	11	2	S	1	13	14	2
O	3	5	12	11	O	9	11	4	7	O	4	4	13	10
N	1	11	9	9	N	10	7	7	6	N	9	2	15	4
D	6	7	6	12	D	1	12	11	7	D	8	12	9	2
Somme	39	80	166	80	Somme	74	67	161	63	Somme	46	71	181	68
2009	N	E	O	S	2010	N	E	O	S	2011	N	E	O	S
J	3	10	6	12	J	11	7	5	8	J	5	8	12	6
F	7	9	6	6	F	6	3	11	8	F	7	6	11	4
M	4	7	17	3	M	6	8	6	11	M	3	1	24	3
A	3	0	18	9	A	9	10	9	2	A	14	0	13	3
M	5	5	17	4	M	7	8	12	4	M	11	6	12	2
J	1	7	20	2	J	13	4	12	1	J	6	2	18	4
J	0	0	25	6	J	5	0	24	2	J	10	1	17	3
A	3	0	24	4	A	4	19	2	6	A	9	3	12	7
S	18	3	8	1	S	6	5	15	4	S	6	4	16	4
O	5	9	8	9	O	10	7	7	7	O	2	2	12	15
N	3	0	17	10	N	9	2	14	5	N	11	9	10	0
D	8	3	11	9	D	10	12	7	2	D	3	18	7	3
Somme	60	53	177	75	Somme	96	85	124	60	Somme	87	60	164	54

Thèse de Doctorat

Annaëlle BARGAIN

Etude de la structure et de la dynamique des herbiers de *Zostera noltii* par télédétection multi et hyperspectrale

Résumé

Les herbiers de *Zostera noltii* constituent des habitats remarquables dans les zones intertidales des baies et estuaires bordés par l'Atlantique Nord. Ces herbiers étant soumis à des pressions naturelles et anthropiques, l'estimation de la dynamique spatio-temporelle se révèle alors primordiale afin de mettre en place des mesures de gestion et de protection appropriées. La télédétection visible - proche infra-rouge à partir de capteurs aéroportés et satellitaires a été utilisée pour leur identification et leur cartographie à macro-échelle. La méthodologie proposée repose sur l'analyse des spectres de réflectance des feuilles (partie épigée de l'herbier) pour des longueurs d'ondes allant de 400 à 900 nm. A partir de bibliothèques spectrales réalisées en laboratoire par spectroradiométrie, des relations quantitatives entre la biomasse et des indices de végétation ont été obtenues, intégrant l'influence du substrat et des variations phénologiques. Cette approche spectroradiométrique a facilité l'interprétation et le traitement d'images multi et hyperspectrales (SPOT et HySpex) couvrant la baie de Bourgneuf (2°10'O, 46°57'N), révélant une extension régulière des herbiers de 1991 à 2011, probablement expliquée par un phénomène d'accrétion naturelle dans la baie, entrecoupée cependant de brèves périodes de régression (2006-2009) dont les causes ne sont pas expliquées.

Mots clés

Baie de Bourgneuf ; Herbiers ; Pigment ; Spectroradiométrie ; Télédétection ; *Zostera noltii*

Study of *Zostera noltii* seagrass bed structure and dynamics using multi and hyperspectral remote sensing

Abstract

Zostera noltii seagrass beds form valuable extensive habitats in the intertidal zone of bays and estuaries of the North Atlantic Ocean. Being submitted to natural and anthropogenic pressures, long term change assessment becomes thus critical for relevant protection and management practices. Identification and macro-scale mapping of these seagrass beds have been performed with visible and near infra-red remote sensing data using airborne and satellite sensors. The methodology was based on above-ground leaf reflectance spectrum analysis, from 400 to 900 nm. Quantitative relationships between biomass and vegetation indices have been obtained from spectral libraries of different biomasses, built with a spectroradiometer in the laboratory, and taking into account the sediment background influences and leaf phenology. This spectroradiometric approach was necessary to interpret and process multi and hyperspectral images (respectively SPOT and HySpex) of Bourgneuf Bay (2°10'W, 46°57'N). *Z. noltii* bed extent globally increased from 1991 to 2011, probably due to a natural accretion of the tidal flats, although a sharp decline was detected between 2006 and 2009, which remains to be explained.

Keywords

Bourgneuf bay; Pigment; Remote sensig; Seagrass; Spectroradiometry; *Zostera noltii*