



HAL
open science

Rôle des interactions biophysiques dans la dynamique dunaire en réponse aux perturbations

Quentin Laporte-Fauret

► **To cite this version:**

Quentin Laporte-Fauret. Rôle des interactions biophysiques dans la dynamique dunaire en réponse aux perturbations. Géomorphologie. Université de Bordeaux, 2021. Français. NNT : 2021BORD0042 . tel-03258552

HAL Id: tel-03258552

<https://theses.hal.science/tel-03258552>

Submitted on 11 Jun 2021

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.

THESE

Présentée à

L'UNIVERSITÉ DE BORDEAUX

ÉCOLE DOCTORALE SCIENCES ET ENVIRONNEMENTS

Par Quentin LAPORTE-FAURET

POUR OBTENIR LE GRADE DE

DOCTEUR

SPÉCIALITÉ : PHYSIQUE DE L'ENVIRONNEMENT

**Rôle des interactions biophysiques dans la dynamique dunaire en
réponse aux perturbations**

Sous la direction de **Dr. Bruno CASTELLE** et **Pr. Richard MICHALET** et l'encadrement
de **Dr. Vincent MARIEU**

Soutenue le 15 février 2021

Devant la commission d'examen formée de :

M. Éric CHAUMILLON	Professeur, Université de La Rochelle	Rapporteur
M. Christopher CARCAILLET	DE EPHE, École Pratique des Hautes Études	Rapporteur, Président du jury
Mme. Estelle FOREY	MdC-HDR, Université de Rouen	Examinatrice
M. Nicolas ROBIN	MdC-HDR, Université de Perpignan	Examineur
M. Bruno CASTELLE	DR CNRS, Université de Bordeaux	Directeur
M. Richard MICHALET	Professeur, Université de Bordeaux	Co-Directeur
M. Vincent MARIEU	IR CNRS, Université de Bordeaux	Co-Encadrant

Remerciements

Je souhaite adresser mes premiers remerciements à mes directeurs de thèse Bruno Castelle, Richard Michalet et co-encadrant Vincent Marieu avec qui j'ai eu la chance et le plaisir de travailler tout au long de ces trois années. Merci de m'avoir fait confiance pour mener ces travaux, vous êtes tous les trois de formidables personnes.

Bruno, merci d'avoir toujours été disponible pour discuter ou répondre à mes questions, même quand tu étais dans le rouge, tu trouvais toujours un peu de temps. J'ai beaucoup appris à tes côtés à travers ta passion pour les littoraux et ta rigueur scientifique.

Richard, merci d'avoir toujours été disponible pour m'apprendre et répondre à mes nombreuses questions de biologie. Au début du doctorat, mes connaissances en biologie végétale étaient très limitées, mais c'est en t'accompagnant à travers la végétation des dunes et en voyant ta passion pour les plantes que j'ai réellement beaucoup appris.

Vincent, un grand merci pour ta disponibilité et ton aide toujours si gentiment prodiguée. Tu as toujours pris le temps de répondre à mes très très nombreuses questions techniques et scientifiques, de débloquer et surtout d'optimiser mes codes MATLAB. Merci pour ces petites discussions toujours très intéressantes qui commençaient toutes par « Salut les jeunes ! ».

J'adresse également mes remerciements à Éric Chaumillon et Christopher Carcaillet, qui ont accepté d'évaluer mon travail de thèse, ainsi qu'à Estelle Forey et Nicolas Robin de faire partie de mon jury de thèse.

Un grand merci à Stéphane Bujan qui n'a cessé de nous accompagner dans toutes ces missions de suivi de la végétation dans les dunes. Sous la pluie, en pleine tempête ou sous un beau soleil d'été, tu étais toujours présent avec le DGPS pour retrouver l'emplacement des (très) nombreux quadras.

Je voudrais aussi remercier Bertrand Lubac et Lionel Bombrun pour avoir partagé leurs connaissances dans le domaine de la télédétection par imagerie spectrale.

Je souhaite aussi remercier les membres de l'équipe METHYS pour leur accueil chaleureux, les discussions et bons moments passés, merci Aldo, Nadia, Bertrand, Philippe, Nathalie et Guillaume. Merci Aldo et Nadia de m'avoir gentiment laissé quelques enseignements afin que je puisse mener à bien mon monitorat.

Je remercie chaleureusement tous les doctorants et post-doctorants rencontrés durant ces trois années, merci pour tous ces bons moments passés à travers des discussions, des afterworks, des soirées

barbecue et tant d'autres choses : Arthur, Cassandra, Isaac, Mélanie, Barbara, Andrea, José, Paulo, Kevin, Yann, etc... Je voudrais aussi remercier les étudiants stagiaires que j'ai eu la chance de co-encadrer, vous avez tous participé à des campagnes de terrain et aux traitements de données qui ont été très utiles au cours de cette thèse : Tiffany, Ana Teresa, Jocelyn et Anthony.

J'adresse mes sincères remerciements à mes proches qui m'ont toujours soutenu dans mes études et ont toujours cru en moi. Merci à ma mamie qui m'a toujours encouragé et qui depuis trois ans me demande tout le temps « Ça va les études ? Tu passes bientôt ton examen ? », ne t'inquiète pas, au moment où j'écris ces lignes, l'examen est très proche ! Merci à mon frère et mes sœurs, Alexandre, Natacha et Manuella pour votre soutien, les bons repas et tous ces bons moments que l'on passe en famille. Vous avez toujours porté un grand intérêt pour mon travail, même s'il est parfois difficile à comprendre. Puis, merci à Nounours (il se reconnaîtra) pour m'avoir quand même bien fait rire à travers toutes ses aventures plus palpitantes les unes que les autres !

Papa, je voudrais te dire un grand merci, tu m'as toujours inculqué la notion du travail et de la persévérance. « Si plus tard tu veux faire un métier que tu aimes, tu vas devoir étudier des thèmes que tu aimes, d'autres que tu n'aimes pas, mais travaille dur pour que ces derniers ne t'empêchent pas d'atteindre ton but ». Je pense que cette phrase m'a suivi durant toutes mes études. Tu as toujours cru en moi, en mes choix d'études, et m'as toujours soutenu.

Maman, je pense que si je suis arrivé jusqu'ici, tu y es pour beaucoup. Depuis tout petit, tu m'as permis d'éveiller ma curiosité pour les sciences et la nature, tu m'as toujours soutenu dans mes choix et porté un grand intérêt à tout ce que j'entreprenais, alors un grand merci pour tout ça. Depuis peu, tu suis mon évolution d'un peu plus loin, c'est pourquoi, amoureuse des histoires et de la nature, je souhaiterais te dédier ces quelques lignes racontant mon histoire à travers le vent, l'océan, le sable et les plantes.

Enfin, je souhaite remercier du fond du cœur ma chérie Pauline. Il s'en est passé du temps depuis les TPs de biologie végétale sur les bancs de l'université ! Merci pour ton soutien quotidien depuis ces nombreuses années, tu m'as permis de développer une rigueur et une organisation dans mon travail qui ont grandement participé à la réussite de mes études et de mon doctorat.

- Merci à vous tous -

Table des matières

Remerciements	i
Chapitre 1. Introduction.....	1
1.1. Contexte général	1
1.2. Présentation du sujet.....	7
1.3. Organisation du manuscrit.....	8
Chapitre 2. État de l’art.....	11
2.1. Introduction	11
2.2. Circulation atmosphérique et forçages	12
2.2.1. Circulation atmosphérique	12
2.2.2. Forçages le long des zones littorales.....	14
2.2.2.a. Forçages météorologiques	14
2.2.2.b. Forçages marins.....	15
2.2.2.c. Impact des forçages sur les niveaux d’eau	16
2.3. Transport sédimentaire	17
2.3.1. Généralités	17
2.3.1.a. Structure de l’écoulement.....	17
2.3.1.b. Modes de transport	18
2.3.2. Transport sédimentaire éolien.....	19
2.3.3. Transport sédimentaire marin	21
2.4. Dunes littorales	22
2.4.1. Les dunes embryonnaires.....	22
2.4.2. Les dunes blanches	24
2.4.3. Effet des dunes sur l’écoulement	26
2.4.4. Les caudeyres	31
2.4.4.a. Introduction	31
2.4.4.b. Initiation	32
2.4.4.c. Évolution	33
2.4.4.d. Modèles d’évolution.....	35
2.5. Végétation dunaire.....	38
2.5.1. Les contraintes de l’environnement	38

2.5.1.a. La perturbation	38
2.5.1.b. Le stress.....	39
2.5.1.c. Impact de la perturbation sur le fonctionnement de l'écosystème	40
2.5.1.d. Évolution de la diversité selon un gradient de stress	41
2.5.2. Les interactions biotiques	42
2.5.3. Stress et perturbation dans les dunes littorales	44
2.5.3.a. L'enfouissement par le sable	44
2.5.3.b. Le stress salin	46
2.5.3.c. Autres facteurs limitants.....	47
2.6. Gestion des dunes littorales	48
2.7. Méthodes de suivi des dunes littorales	54
2.7.1. Suivis morphologiques.....	55
2.7.2. Suivis écologiques	59
2.8. Positionnement des travaux de thèse	61
Chapitre 3. Matériel et méthodes.....	63
3.1. Introduction	63
3.2. Site d'étude	64
3.2.1. La côte girondine	64
3.2.2. Truc Vert.....	69
3.3. Protocole expérimental	72
3.4. Suivis de végétation.....	75
3.4.1. Relevés de végétation	75
3.4.2. Analyse des données de végétation.....	76
3.4.2.a. Les analyses multivariées	76
3.4.2.b. Les analyses univariées ou inférentielles	77
3.5. Suivis morphologiques	78
3.5.1. Acquisition d'images par drone	78
3.5.2. Traitement des images	81
Chapitre 4. Développement et validation d'un protocole de suivi de la morphologie des dunes littorales par photogrammétrie d'image drone	83
4.1. Introduction	83
4.2. Développement et validation de l'approche méthodologique (Laporte-Fauret et al., 2019, <i>Journal of Marine Science and Engineering</i>).....	86
4.2.1. Introduction.....	86
4.2.2. Field Site	89
4.2.3. Materials and Methods.....	90

4.2.3.a. Low-Cost UAV, Camera and Permanent GCP Implementation	90
4.2.3.b. Photogrammetry	93
4.2.3.c. Validation Experiment Set-Up	94
4.2.4. Results.....	94
4.2.4.a. Validation Experiment Results.....	94
4.2.4.b. Large Scale Application to a Rapidly Evolving Coastal Dune	97
4.2.5. Discussion.....	101
4.2.6. Conclusions.....	102
Chapitre 5. Impacts morphologiques et écologiques de brèches expérimentales dans un système dunaire	105
5.1. Introduction	105
5.2. Fonctionnement de l'écosystème face aux perturbations dans les dunes littorales (Laporte-Fauret et al., 2021a, <i>Ecological Engineering</i>).....	107
5.2.1. Introduction.....	109
5.2.2. Material and methods.....	112
5.2.2.a. Study area	112
5.2.2.b. Experimental design.....	115
5.2.2.c. Environmental variables and litter decomposition	115
5.2.2.d. Large-scale dune geomorphology	117
5.2.2.e. Vegetation sampling	117
5.2.2.f. Statistical analysis	117
5.2.3. Results.....	118
5.2.3.a. Mixed models and PCA.....	118
5.2.3.b. Large-scale dune geomorphology	121
5.2.3.c. Vegetation.....	123
5.2.4. Discussion	124
5.2.5. Conclusion	127
5.2.6. Appendix.....	129
5.3. Réponses morphologiques et écologiques dans un système dunaire suite à la mise en place de brèches expérimentales (Laporte-Fauret et al., 2021b, <i>Science of the Total Environment</i>)	135
5.3.1. Introduction.....	137
5.3.2. Material and methods.....	139
5.3.2.a. Study area	139
5.3.2.b. Experimental design.....	142
5.3.2.c. Aeolian data.....	143
5.3.2.d. Beach-dune topographic surveys	144

5.3.2.e. Vegetation sampling	145
5.3.2.f. Statistical analyses	147
5.3.3. Results.....	148
5.3.3.a. Wind and aeolian data analysis	148
5.3.3.b. Morphological evolutions	151
5.3.3.c. Vegetation dynamics	156
5.3.4. Discussion	165
5.3.5. Conclusion	167
5.3.6. Appendix.....	169
5.4. Conclusion du chapitre	173
Chapitre 6. Développement d'une méthode de classification de la végétation dunaire par imagerie hyperspectrale.....	175
6.1. Introduction	175
6.2. Développement de la classification de la végétation dunaire (Laporte-Fauret et al., 2020b, <i>Remote Sensing</i>)	178
6.2.1. Introduction.....	178
6.2.2. Study Area	180
6.2.3. Materials and Methods.....	184
6.2.3.a. Airborne Hyperspectral Data.....	184
6.2.3.b. UAV Data.....	185
6.2.3.c. Ground Hyperspectral Data.....	186
6.2.3.d. Pixel-Based Classification.....	188
6.2.3.e. Stability index.....	190
6.2.4. Results.....	191
6.2.4.a. Analysis of Spectral signatures of ground cover types	191
6.2.4.b. Assessment of Pixel-Based Supervised Classification Performances.....	194
6.2.4.c. Spatial Distribution of Coastal Dune Vegetation	197
6.2.5. Discussion	199
6.2.6. Conclusion	201
6.2.7. Appendix.....	202
Chapitre 7. Conclusion générale	205
7.1. Apports de la télédétection pour les suivis morphologiques et écologiques	206
7.2. Réponses morphologiques et écologiques du système face à la perturbation	207
7.3. Perspectives	210
Productions scientifiques	215

Publications	215
Actes de congrès	216
Communications dans les congrès et conférences.....	216
Bibliographie.....	219
Annexe A Coastal Dune Morphology Evolution Combining Lidar and UAV Surveys, Truc Vert beach 2011-2019 (Laporte-Fauret et al., 2020a, <i>Journal of Coastal Research</i>)	261
Annexe B Nature-Based Solution along High-Energy Eroding Sandy Coasts: Preliminary Tests on the Reinstatement of Natural Dynamics in Reprofiled Coastal Dunes (Castelle et al., 2019, <i>Water</i>).....	269
Annexe C 150 years of foredune initiation and evolution driven by human and natural processes (Robin et al., 2020a, <i>Geomorphology</i>)	287

Chapitre 1

Introduction

1.1. Contexte général

À l'aube du XX^e siècle, la population mondiale atteignait 6,1 milliards d'habitants, dont plus de 10 % (soit 0,625 milliard) vivaient dans des zones littorales de moins de 10 m d'altitude au-dessus du niveau de la mer (Neumann et al., 2015 ; McGranahan et al., 2007). Avec le développement socio-économique des zones littorales, grâce à leur attractivité et l'augmentation de la démographie mondiale, la population vivant dans ces zones pourrait atteindre 1,388 milliard d'habitants d'ici 2060 (pour une population mondiale de 11,279 milliards d'habitants, Neumann et al., 2015 ; Merkens et al., 2016). Cette attractivité est généralement attribuée à la richesse des ressources que les zones littorales offrent en termes d'alimentation, grâce à la pêche et à l'aquaculture, de logistique, avec la construction de zones portuaires permettant le commerce et le transport maritime, de loisirs et de tourisme, par l'activité de sports nautiques et l'accès aux plages, et de climat qui est généralement plus doux qu'en zone continentale. De nos jours, une grande partie des zones littorales est caractérisée par une urbanisation très dense, qui ne cesse d'augmenter, comprenant notamment 15 des 20 mégapoles mondiales (villes avec une population supérieure à 10 millions d'habitants) (Small et Nicholls, 2003 ; Luijendijk et al., 2018). Les zones littorales sont ainsi soumises à la pression exercée par les activités socio-économiques, pouvant dégrader ou détruire l'environnement par la surexploitation des ressources (Lazarus, 2017), mais aussi à différents risques comme les cyclones tropicaux et extratropicaux, les submersions marines (liées par exemple aux tempêtes ou séismes) ou encore l'érosion des côtes (sableuses et rocheuses) (Nicholls et al., 2008 ; Hanson et al., 2011 ; Kennedy et al., 2013). En effet, entre 1998 et 2017, les événements extrêmes liés aux tempêtes et inondations ont causé plus de 1 980 milliards de dollars de pertes économiques (soit 151% de plus qu'entre 1978 et 1997), tout en impactant plus de 2 726 milliards de personnes et causant presque 375 000 décès (Wallemacq et Rowena, 2018). De plus, dans un contexte de réchauffement global et d'élévation du niveau moyen des mers (pouvant augmenter de 0,44 m à 0,74 m d'ici 2100, respectivement selon les scénarii RCP2.6 et RCP8.5 du GIEC, GIEC, 2014) les environnements littoraux seront de plus en plus sujets aux tempêtes, aux inondations (Lionello et al.,

2006 ; Vousdoukas et al., 2016 ; Rojas et al., 2012 ; Alfieri et al., 2015) et à l'érosion marine (Luijendijk et al., 2018 ; Vousdoukas et al., 2020) menant irrémédiablement à une augmentation des pertes socio-économiques.

Ainsi, au cours des derniers siècles, l'ingénierie côtière traditionnelle a déployé de nombreux ouvrages afin de protéger le littoral des événements extrêmes. Ces dernières rassemblent les digues, les murs de remblais ou encore les talus qui ont longtemps été perçus comme la meilleure solution pour lutter contre les risques d'inondation et/ou d'érosion (Figure 1.1.a, c). Depuis la fin du XX^e siècle, ce type d'ingénierie est remis en question dans de nombreux endroits à cause des coûts élevés liés à leur maintien, leur extension et/ou leur renforcement (Day et al., 2007 ; Van Wesenbeeck et al., 2014). De plus, ces ouvrages peuvent avoir un impact négatif sur l'écosystème en amplifiant la subsidence des terres par le drainage des sols (Syvitski et al., 2009), et en empêchant l'accumulation de sédiments transportés par le vent, les vagues et les marées, compromettant ainsi l'adaptation naturelle des côtes à l'augmentation du niveau moyen des mers. La nécessité d'un développement durable des zones littorales a conduit les ingénieurs côtiers à développer des approches d'ingénierie douce (aussi appelées *soft engineering*) plus durables. C'est par exemple le cas de systèmes de *by-pass* ou de rechargements de plage. Les premiers consistent à rétablir le transport naturel de sable en contournant certains ouvrages ayant perturbé le transit sédimentaire, comme des brise-lames ou encore les embouchures de rivières (Bruun, 1996 ; Castelle et al., 2009). Les seconds consistent à déposer de grandes quantités de sédiments sur la plage, ou proche de la côte, et de laisser les courants littoraux transporter et distribuer le sable le long de la côte, permettant ainsi une augmentation du volume sableux de la plage et de la dune si celle-ci est présente (Figure 1.1.d) (Hamm et al., 2002 ; Hanson et al., 2002 ; Nordstrom, 2005 ; Cooke, et al., 2012 ; Arens et al., 2010 ; De Vries et al., 2012). Cependant, cette dernière méthode a rencontré un succès variable et même si l'impact écologique de la gestion souple est généralement plus faible que celui consistant à mettre en place des ouvrages en dur, l'écosystème de la plage peut être impacté négativement (Peterson et Bishop, 2005 ; Peterson et al., 2006 ; Speybroeck et al., 2006).

Ces dernières années, de nouvelles méthodes de gestion des zones littorales, stimulées par l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (IUCN) suivie de la Commission européenne, ont vu le jour sous le nom de solutions fondées sur la nature (NBS, *Nature Based Solutions*). Les NBS sont définies comme des solutions qui sont « inspirées, soutenues ou copiées de la nature » et « apportent simultanément des avantages environnementaux, sociaux et économiques et aident à renforcer la résilience » (European commission, 2015). Cette nouvelle approche, généralement moins coûteuse et plus durable que les ouvrages traditionnels d'ingénierie côtière, tente de favoriser la restauration et la réhabilitation des écosystèmes sur la base des processus et cycles naturels (Meli et al., 2014 ; Morris et al., 2018) et peuvent ainsi être une stratégie durable et fructueuse (Temmerman et al., 2013 ; Laughlin, 2014 ; Nel et al., 2014). Elles commencent à être largement adoptées dans les zones littorales afin de faire face aux principaux risques naturels, comme les inondations, en réduisant l'énergie des vagues par

la mise en place et/ou la restauration de récifs coralliens et/ou ostréicoles (Ferrario et al., 2014 ; Silva et al., 2016) et de forêts de mangrove. Ces dernières permettent aussi d'augmenter la biodiversité et l'assimilation des polluants (Lewis, 2005 ; Tam et Wong, 1995). Dans les zones humides (comme les marais), la dépollérisation, ou la remise en eaux des zones endiguées, peut être une solution efficace et peu coûteuse, dans les zones abritant des enjeux faibles, pour restaurer de nombreux services écosystémiques (cf. recommandations du comité scientifique AcclimaTerra, Castelle et al., 2018a). Ainsi, la mise en place de défenses côtières imitant ou redonnant la place à la nature (comme des récifs et zones humides) peut être une solution d'adaptation efficace (Figure 1.1.b).

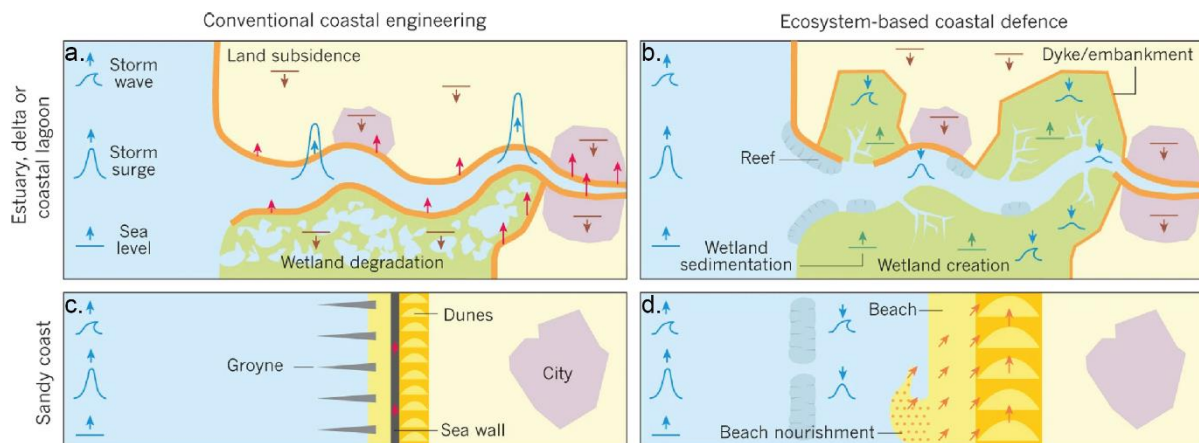


Figure 1.1. Comparaison entre les méthodes d'ingénierie côtière traditionnelle (panneau gauche) et celles basées sur l'écosystème (panneau droit) pour (a, b) un estuaire, un delta ou une lagune et (c, d) une côte sableuse. Les processus marins sont représentés en bleu, la subsidence des terres en marron, la sédimentation des zones humides en vert, la sédimentation des plages et dunes en orange et le maintien des ouvrages conventionnels en rouge. Les flèches vers le haut et vers le bas représentent une augmentation ou diminution respective des paramètres (Temmerman et al., 2013).

De par la nature de leur composition en grains très mobiles, les littoraux sableux, qui représentent 31% des côtes sans glace (Luijendijk et al., 2018), sont les plus exposés et vulnérables aux risques d'érosion, devant les côtes rocheuses, vaseuses et artificielles. Malgré les fortes incertitudes et erreurs méthodologiques de leur étude, Luijendijk et al. (2018) estiment que 24% des côtes sableuses à travers le monde sont soumises à un recul supérieur à 0,5 m/an, 28% sont en accrétion et 48% sont considérées comme stables. En arrière des plages sableuses avec des apports en sable suffisants, des dunes littorales peuvent se développer en impliquant de nombreuses interactions entre les processus marins, éoliens (Cohn et al., 2018 ; Cohn et al., 2019 ; Nordstrom, 2000 ; Hesp, 2002) et la présence de végétation (Zarnetske et al., 2012 ; Maun, 1998 ; Maun et Perumal, 1999 ; Durán et Moore, 2013). En effet, le sable transporté par le vent va être piégé par la présence de végétation pionnière, tolérante à l'ensablement (ou autre obstacle), et se déposer. La croissance des plantes peut également être favorisée par le dépôt de sable, ce qui entraîne un mécanisme de rétroaction positive (Maun, 1998 ; Forey et al.,

2008). Ces processus permettent ainsi la construction de dunes littorales sur de nombreuses côtes à travers le monde qui fourniront, en se développant, de nouveaux habitats favorisant la succession végétale et la couverture végétale tout en stabilisant le système dunaire (Barbour et al., 1985 ; Wilson et Sykes, 1999). Ces dunes procurent aussi une multitude de services écosystémiques comme une protection naturelle et efficace contre les inondations et les vagues de tempêtes, la formation de nombreuses niches écologiques végétales, la filtration des polluants ou encore l'expansion des sites de nidification (Martinez et al., 2013) (Figure 1.2).

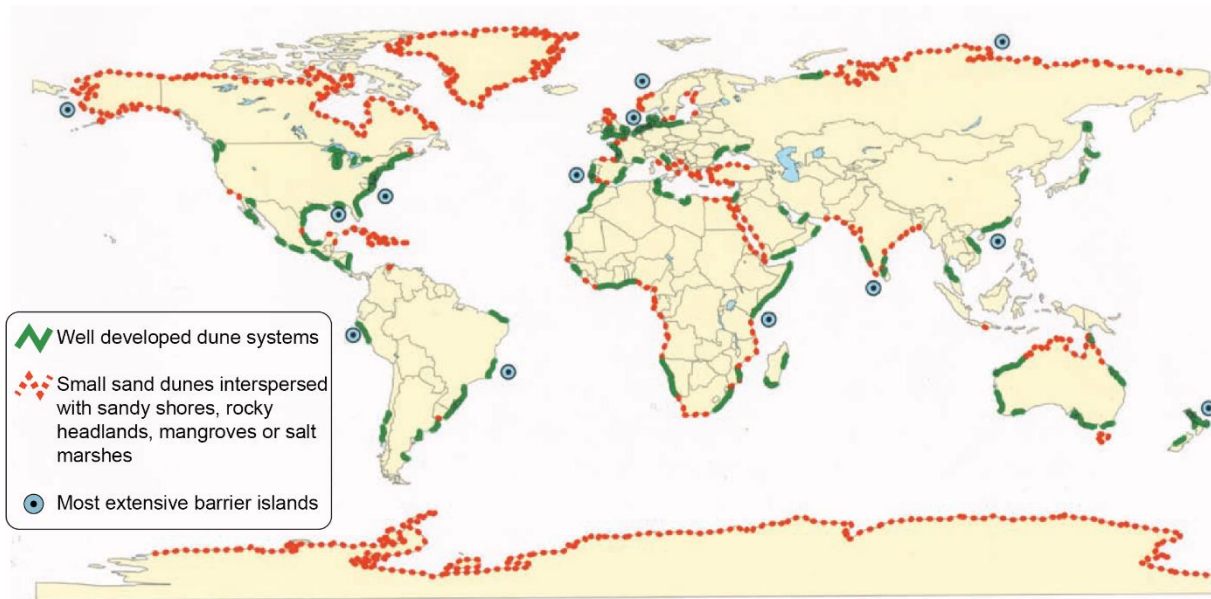


Figure 1.2. Distribution des systèmes dunaires côtiers à l'échelle mondiale (Martinez et al., 2008).

Si l'évolution des dunes littorales couvre une large gamme d'échelles spatiotemporelles, leur dynamique de mobilité et la diversité d'espèces végétales diminue peu à peu depuis plusieurs décennies à cause du phénomène de *greening* mis en avant par Jackson et al. (2019). Ces auteurs ont décrit une augmentation du couvert végétal sur 17 dunes littorales à travers le monde entre 1984 et 2017, hors des zones arides, polaires et de l'activité humaine. Ce phénomène s'explique par l'augmentation à l'échelle globale des températures, des précipitations et des gaz à effets de serre (surtout le CO₂) qui favorise la croissance des plantes au détriment du transport sédimentaire. Ces résultats sont en accord avec les travaux à plus grande échelle menée par Gao et al. (2020) qui ont mis en avant que 93% des dunes littorales étudiées (soit 164 sur 176) ont vu une diminution de leur surface de sable nu, entre 1870 et 2018, en raison de l'expansion du couvert végétal et de l'urbanisation menant ainsi à une stabilité des systèmes dunaires. Les raisons impliquées dans cette stabilisation globale sont liées (1) aux changements d'utilisation des terres par la modification des pratiques agricoles, l'urbanisation des côtes et le développement du tourisme, (2) aux projets de stabilisation des dunes, (3) à la diminution des apports sédimentaires liés aux ouvrages fluviaux et côtiers et (4) au changement climatique global avec l'augmentation des températures et précipitations, la diminution des flux éoliens et les événements

extrêmes comme les tempêtes. L'activité humaine apparaît ainsi comme le principal moteur de la stabilisation des dunes littorales. En revanche, hors de toute activité humaine, ce rôle est tenu par le changement climatique et les événements extrêmes.

Au cours du dernier siècle, la plupart des dunes littorales en Europe ont été stabilisées par un reprofilage (Matias et al., 2005 ; Nordstrom et Arens, 1998) et/ou la plantation de végétaux et/ou l'installation de clôtures (Arens et al., 2001 ; Ruz et Anthony, 2008). L'objectif était de construire des dunes stables afin de tamponner les assauts marins et de limiter la dynamique éolienne, protégeant ainsi les biens sociaux et économiques de l'homme contre l'érosion, les inondations et l'ensablement. Cependant, l'uniformité de ces dunes barrières (Figure 1.3.a) se fait au détriment des variations morphologiques permettant de moduler l'exposition du système aux phénomènes naturels physiques (e.g., submersions marines, inondations, vent, transport sédimentaire, embruns marins), affectant ainsi la diversité des habitats. Dans certaines régions du monde (e.g., les Pays-Bas, le Pays de Galles, le nord-ouest des États-Unis), cela a entraîné une réduction de la dynamique de la végétation, de la diversité des communautés naturelles et des services écosystémiques (Martinez et al., 2013). De plus, dans les secteurs soumis à une érosion chronique, les événements extrêmes peuvent mener à la formation de larges escarpements. Ces derniers peuvent inhiber l'échange naturel de sédiments entre la plage et la dune, ce qui entraîne le rétrécissement progressif, voire la disparition du système dunaire (Castelle et al., 2019). Au contraire, dans certaines régions où les systèmes dunaires sont moins uniformes le long du rivage, car plus naturels avec une plus grande diversité écologique, l'échange naturel de sédiments entre la plage et la dune peut être maintenu dans les secteurs en érosion. Ces échanges permettent ainsi au système de perdurer en se déplaçant vers l'intérieur des terres (Heslenfeld et al., 2004 ; Castelle et al., 2019 ; Gao et al., 2020). Si cette gestion souple a préférentiellement mis en place des dunes uniformes, elle a aussi permis d'augmenter la diversité des communautés végétales dunaires par rapport aux systèmes laissés en libre évolution tels que la dune du Pyla ou la plage du Trencat (Sud-Ouest, France).

Ces dernières années, les gestionnaires des dunes littorales commencent à envisager et même expérimenter l'emploi de NBS pour redonner un certain degré de liberté au milieu, tout en favorisant une mosaïque de paysages favorable à la biodiversité par la restauration des processus naturels. La perturbation éolienne n'est plus vue comme un risque, mais comme un des aspects naturels permettant le rajeunissement des sols et une plus grande richesse biologique au sein des dunes. Toutefois, cette dynamique éolienne est encore largement limitée par des travaux de stabilisation, comme la plantation de végétation ou de dépôt de branchages, pour éviter une mobilité trop importante du milieu. Dans certains systèmes dunaires vulnérables (en forte réduction par l'érosion marine), l'action de l'homme peut s'avérer nécessaire afin de réintroduire une dynamique de mobilité, là où les méthodes de gestion souple ne suffisent plus à maintenir le système, favorisant la migration de la dune vers les terres. Une

fois initiée, cette dynamique doit être contrôlée afin d'éviter une mobilité excessive pouvant mener au déclin de l'écosystème. On parle ainsi de stratégie de dynamique contrôlée (Nordstrom et al., 2007).

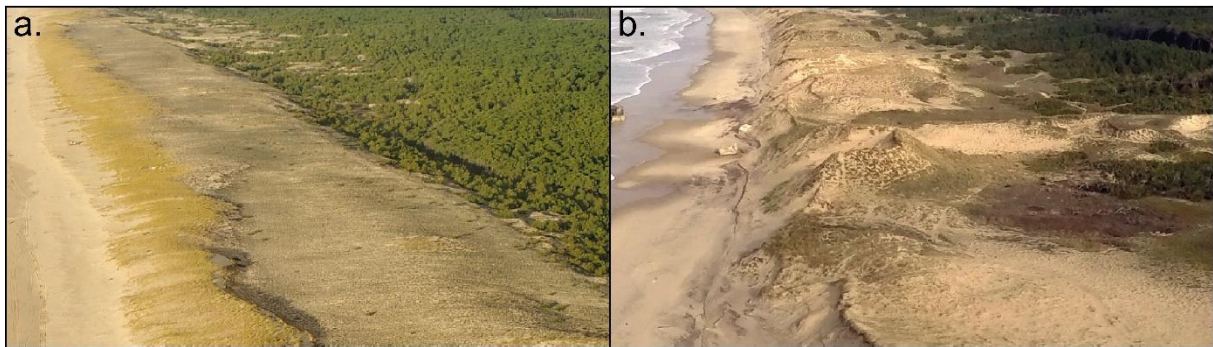


Figure 1.3. Photographies aériennes de systèmes dunaires littoraux dans le sud-ouest de la France avec (a) la dune du Truc Vert, reprofilée et conçue comme une dune barrière montrant une diversité géomorphologique limitée, et (b) la dune à l'Anse du Gulp, affichant une diversité de morphologie plus importante (Ph. V. Marieu).

Dans les pays d'Europe du Nord tels que l'Angleterre ou les Pays-Bas, où les systèmes dunaires sont soumis à une forte pression anthropique et à une longue histoire d'interférences humaines, la remobilisation des dunes est considérée comme un moyen de stimuler les processus dynamiques qui ont été arrêtés par la stabilisation artificielle et la succession de la végétation (Creer et al., 2020 ; Pye et al., 2020 ; Arens et al., 2020). En effet, comme ces systèmes de dunes sont soumis à un climat tempéré et humide, la couverture végétale et la biomasse peuvent être très élevées en l'absence de perturbation, ce qui induit une compétition végétale intense et donc une faible diversité végétale (Grime, 1973 ; Huston, 1979). Par exemple, Brunbjerg et al. (2015) ont observé une diminution de la compétition et, par conséquent, une augmentation de la diversité végétale liées à la perturbation induite par des dépôts de sable éolien, eux-mêmes dus à la présence d'une caoudeyre (voir section 2.4.4). Ces effets positifs sur la diversité végétale sont conformes aux modèles théoriques d'écologie et aux études empiriques qui ont proposé ou montré que les perturbations augmentent la diversité dans les environnements peu stressés par une diminution de la concurrence (Grime, 1973 ; Huston, 1979 ; Touzard et al., 2002 ; Michalet et al., 2002). Cependant, l'effet positif de l'augmentation de la perturbation dans les dunes littorales sur la diversité n'est pas un fait clairement établi. Dans des environnements plus stressés, où la compétition est faible ou absente, les modèles théoriques d'écologie, les observations empiriques et les expériences de terrain ont montré que la perturbation diminue la diversité (Grime, 1973 ; Huston, 1979 ; Forey et al., 2008 ; Maalouf et al., 2012). Ces contraintes se retrouvent notamment le long de la côte atlantique dans le sud-ouest de la France, où le climat est plus sec en été que dans le nord de l'Europe. Les communautés végétales de l'arrière dune, exposées à un stress important (e.g., manque d'eau et de nutriments), sont dominées par des espèces végétales tolérantes au stress. De plus, leur couverture végétale beaucoup plus clairsemée empêche toute compétition entre les espèces (Forey et al., 2010 ;

Michalet et al., 2015). L'influence du climat local est cruciale pour comprendre la réponse des dunes côtières, en particulier les pluies estivales qui favorisent la croissance des plantes et diminuent le transport de sable par rapport aux climats plus secs. Ces effets climatiques et biotiques peuvent fortement influencer la réponse du système aux expérimentations de remobilisation (Maun, 2009 ; Bauer et al., 2009 ; García-Romero et al., 2019).

La remobilisation des systèmes dunaires se traduit habituellement par la restauration de la dynamique éolienne qui peut être généralement effectuée par l'arrachage de végétation dunaire (Jungerius et al., 1995 ; Arens et al., 2004 ; Eamer et al., 2013 ; Konlechner, et al., 2015 ; Darke et al., 2016) ou encore par la restauration ou mise en place de brèche dans la dune (Van Boxel et al., 1997 ; Pye et Bolt, 2010 ; Pye et Bolt, 2016) afin de favoriser le transport de sable de la plage vers l'arrière de la dune (Gares et Nordstrom, 1995 ; Hesp, 2002). Ces brèches ont pour but d'augmenter la diversité en arrière de la dune par une augmentation de la perturbation menant à un rajeunissement local de la végétation (Nordstrom et al., 2007). Une récente expérimentation sur la côte des Pays-Bas a réussi à augmenter la dynamique éolienne (érosion, transport et dépôt de sable) et la surface de sable nu menant à un bilan sableux positif vers l'arrière-dune grâce à la mise en place de cinq brèches dans le système dunaire (Ruessink et al., 2018). Cependant, dans cette expérience, les effets des brèches sur la végétation n'ont pas été étudiés. Ce type d'expérimentation reste rare et très peu d'études ont mené des investigations sur les interactions biologiques et morphologiques dans les dunes littorales (Zarnetske et al., 2012 ; Durán et Moore., 2013 ; Hesp, 2002 ; Schwarz et al., 2019). Étant donné que les interactions et les rétroactions des processus biotiques et abiotiques sont complexes et se produisent à différentes échelles spatiotemporelles, il est nécessaire de mettre en place des expérimentations de terrain détaillées portant à la fois sur les changements morphologiques et sur la dynamique de la végétation.

1.2. Présentation du sujet

C'est dans ce contexte de réinstauration d'une certaine dynamique de mobilité au sein de dunes barrières reprofilées et du besoin d'expérimentation que le projet ANR SONO (« *Marrying coastal Safety Objectives with Natural development Of sand dunes* », 2017-2021) a été mise en place, et dans lequel mon travail de thèse joue un rôle central. À la croisée des chemins entre l'océanographie, la géomorphologie, l'écologie et le nouveau paradigme de gestion « construire avec/pour la nature », ce travail a pour ambition d'améliorer les connaissances fondamentales dans la compréhension des interactions entre les processus éoliens, marins et écologiques modulant l'évolution des dunes littorales par le biais d'une expérimentation pionnière sous le climat du sud-ouest de la France. Cette dernière se distingue par la mise en place de différents types de brèches expérimentales localisées à différents endroits d'un système dunaire ayant un lourd passé de stabilisation et de reprofilage sur la côte aquitaine (Sud-Ouest, France). Cette expérimentation a pour but de répondre à plusieurs questions fondamentales

comme : est-ce que ces brèches expérimentales (1) impactent la dynamique éolienne et le transport sédimentaire, (2) induisent un changement de composition et de diversité des communautés végétales et de fonctionnement des écosystèmes et (3) mènent à des réponses morphologiques et écologiques différentes selon leur position dans le système.

Mes travaux de thèse se sont aussi attaqués à des défis méthodologiques. En effet, les dunes littorales abritent un écosystème unique et fragile, il est donc nécessaire d'utiliser des méthodes de suivi morphologique et écologique non intrusives afin de préserver au mieux ces systèmes. Ainsi, l'utilisation de LiDAR (Light Detection And Ranging) terrestre ou aéroporté a déjà montré sa fiabilité dans la génération de modèles numériques de terrain de haute résolution dans les littoraux sableux de l'ordre de 0,1 m (Donker et al., 2018 ; Le Mauf et al., 2018 ; Ruessink et al., 2018 ; Eisemann et al., 2018 ; Fabbri et al., 2017). Mais leur coût de réalisation élevé, leur temps de traitement important et, pour les LiDAR terrestres, leur faible couverture spatiale et leur caractère intrusif, empêchent les suivis morphologiques à haute fréquence (à l'échelle mensuelle ou saisonnière). Depuis quelques années, grâce à l'innovation technologique des drones et leur faible coût d'acquisition, leur utilisation dans le suivi des évolutions morphologiques des milieux côtiers n'a cessé de croître (Mancini et al., 2013 ; Gonçalves et Henriques, 2015 ; Brunier et al., 2016 ; Turner et al., 2016 ; Long, et al., 2016 ; Guisado-Pintado et al., 2019). En effet, ils représentent une alternative peu coûteuse, facile à mettre en œuvre, permettant ainsi des suivis à haute fréquence (avant/après des événements extrêmes), non intrusifs pour l'écosystème et pouvant générer, à partir de plusieurs points de contrôle, des modèles numériques de terrain de haute précision (<0,1 m) et résolution (de l'ordre de 0,1 m) et sur des échelles spatiales supérieures au kilomètre. Toutefois, dans la littérature, il n'existait pas au début de ma thèse de stratégie robuste de distribution spatiale des points de contrôle et de prise d'image, permettant de réaliser des suivis précis, automatisés et reproductibles sur plusieurs kilomètres de système dunaire. La cartographie à grande échelle des évolutions spatiotemporelles de la dynamique de la végétation est aussi une donnée essentielle pour améliorer notre compréhension des changements des dunes côtières en réponse aux forçages naturels, mais aussi aux modes de gestion. Alors que ce type de mesures est impossible à collecter in situ, l'imagerie hyperspectrale apparaît comme une bonne candidate.

1.3. Organisation du manuscrit

Le manuscrit se compose de 7 chapitres dont le premier constitue l'introduction générale. Le chapitre 2 se décompose en trois grandes thématiques avec (1) les phénomènes et forçages impactant les dunes littorales, (2) le développement et l'évolution des dunes littorales et de leur végétation et (3) les différentes méthodes de gestion et de suivi morphologique et écologique dans les dunes littorales. De son côté, le chapitre 3 s'intéresse dans un premier temps à l'historique de formation du système dunaire de la côte girondine et notamment du site d'étude, le système dunaire du Truc Vert, puis décrit

l'expérimentation mise en œuvre et les méthodes de suivi morphologique et écologique utilisées. Le chapitre 4 aborde quant à lui la stratégie de suivi des évolutions morphologiques du système dunaire avec précision à haute résolution spatiale (article publié dans *Journal of Marine Science and Engineering*). Le chapitre 5 pour sa part tente de comprendre l'impact des brèches sur le fonctionnement de l'écosystème dans la dune littorale du Truc Vert (article publié dans *Ecological Engineering*) avant de synthétiser les évolutions morphologiques et biologiques dans le système sur la période d'étude (article publié dans *Science of the Total Environment*). Le chapitre 6 présente les perspectives d'application grande échelle de l'imagerie hyperspectrale pour la cartographie haute résolution des différents types de substrats dunaire sédimentaires et végétales, afin de caractériser la distribution spatiale des zones stables dans les dunes côtières grâce au développement d'un indice de stabilité dunaire (article publié dans *Remote Sensing*). Enfin, le chapitre 7 dresse les conclusions de l'étude et propose de nouvelles perspectives.

Chapitre 2

État de l'art

2.1. Introduction

Les dunes de sable littorales sont des formations éoliennes terrestres, généralement parallèles à la côte, majoritairement constituées de grains de sable provenant pour la plupart des matériaux transportés par les fleuves puis redistribués le long des littoraux par les vagues et la marée (Lancaster, 2009). Elles prennent place au niveau des littoraux présentant des apports sédimentaires suffisants, des vents côtiers dominants et la présence de végétation ou d'obstacles favorisant le dépôt de sable transporté (Pye, 1983 ; Martínez et al., 2004 ; Nordstrom, 2015). Elles peuvent se développer sur de nombreux types de rivages tels que les plages, les estuaires et les lagons (Zenkovich, 1967 ; Goldsmith, 1989 ; Nordstrom, 1992 ; Nordstrom et Jackson, 1994), sous des climats tropicaux à arctiques (Wong, 1978 ; Ruz et Allard, 1994 ; Santos et al., 1996) et sont représentées par une large diversité morphologique. Elles peuvent atteindre des hauteurs allant de petites butes de 0,5 m à de grandes dunes dépassant 100 m, et des largeurs de quelques dizaines de mètres, comprenant une crête parallèle au rivage, à des systèmes plus complexes s'étendant sur plusieurs dizaines de kilomètres vers les terres (Psuty, 2008).

L'évolution morphologique des dunes littorales couvre une large gamme d'échelles spatiotemporelles. Sur des échelles de temps de quelques heures (tempête) à plusieurs années, décennies et au-delà, les processus éoliens sont les principaux agents intervenants dans l'évolution morphologique. À l'échelle d'une tempête, les processus marins peuvent causer une importante érosion du système plage-dune (Davidson-Arnott et al., 2012). Le développement des dunes littorales, quant à lui, s'effectue sur de grandes échelles de temps sous les effets des fluctuations d'apports sédimentaires, de conditions éoliennes et de dynamiques de végétation (Levin et al., 2017 ; Ollerhead et al., 2013). Ces fluctuations sont généralement fortement liées à la circulation climatique capable d'influencer la dynamique des vagues, des vents, des tempêtes et donc du climat local affectant ainsi les communautés végétales.

En fonction de leur localisation à travers les côtes mondiales, les dunes littorales peuvent présenter un couvert végétal plus ou moins dense qui est généralement lié aux conditions climatiques. En effet, sous des climats arides, chauds ou froids, la densité du couvert végétal est souvent plus faible que sous des climats tempérés et humides. La végétation dunaire doit ainsi faire face à de nombreux facteurs de stress, tels que le stress hydrique ou le manque de nutriment, et de perturbation comme les évolutions morphologiques menant à des mouvements de sable pouvant éroder le substrat ou ensevelir la végétation (Maun, 2009). La zonation des communautés végétales à travers le système est ainsi principalement régie par ces différents facteurs de stress et de perturbations (Maun, 2009). De plus, dans les milieux à forte densité de couvert végétal, les interactions inter et intra spécifiques négatives sont plus importantes et peuvent jouer un rôle important dans la dynamique des communautés végétales.

Enfin, outre leur aspect naturel, les dunes littorales partagent souvent une histoire commune avec l'action humaine qui a, dans l'histoire récente, préférentiellement maintenu ces systèmes comme des barrières, au détriment de leur mobilité, afin de protéger les biens socio-économiques des assauts marins et éoliens. Toutefois, cette approche a montré ses limitations dans certaines régions du monde et/ou dans certains secteurs en érosion, où il est envisagé de réinstaurer la mobilité dunaire.

Ce chapitre aborde dans un premier temps la description des phénomènes et forçages impactant les dunes littorales et notamment les généralités du transport sédimentaire qui représente un processus essentiel dans la dynamique des dunes. Puis ce chapitre présente le développement et l'évolution des dunes littorales et des caudeyres, qui sont une des figures d'érosion impactant fortement la dynamique des dunes, avant de s'intéresser à la végétation dunaire. Ce chapitre se termine en présentant les principales méthodes de gestion des dunes littorales, l'évolution idéologique promouvant un retour à des systèmes plus dynamiques et enfin les méthodes de suivi morphologique et écologique possibles dans les dunes littorales.

2.2. Circulation atmosphérique et forçages

2.2.1. Circulation atmosphérique

La circulation atmosphérique montre d'importantes variabilités sur de grandes échelles spatiotemporelles qui peuvent s'organiser sous forme de modes préférentiels de variabilités, aussi appelés téléconnexions atmosphériques (McPhaden et al., 2006). Elles influencent significativement les variations de température, de précipitation, de trajectoire et d'intensité des tempêtes, et, en définitive, les climats régionaux impactant ainsi les écosystèmes et les sociétés (Wang et Schimel, 2003 ; Bastos et al., 2016). Ces modes et leurs variabilités sont généralement mis en évidence par des méthodes de décomposition en fonctions orthogonales sur des données de pressions atmosphériques mesurées au

niveau de la mer (Thompson et Wallace, 1998). Elles voient leur amplitude osciller entre une phase positive et une phase négative sur des échelles temporelles allant de l'année à la décennie. Si Barnston et Livezey (1987) ont mis en évidence une dizaine de modes de variabilités dans l'hémisphère nord, une grande partie de cette variabilité climatique en Europe n'est contrôlée que par quelques modes de circulation à grande échelle (Trigo et al., 2008) :

- (1) Le principal mode de variabilité atmosphérique en Atlantique Nord est l'Oscillation Nord Atlantique (NAO, *North Atlantic Oscillation*) (Walker et Bliss, 1932 ; Pinto et Raible, 2012), caractérisée par le gradient de pression au niveau de la mer entre l'Islande et une station au sud de l'Europe (e.g., Canaries, Lisbonne). Ce gradient traduit donc l'intensité du déplacement latitudinal du dipôle anticyclone des Açores / dépression islandaise qui varie à l'échelle saisonnière et interannuelle. Durant la phase positive, le dipôle s'intensifie et est situé plus au nord, menant à une intensification des tempêtes avec une trajectoire préférentielle vers l'Europe du Nord et à un climat plus sec en Europe du Sud. À l'inverse, durant la phase négative, les hivers sont marqués par un affaiblissement du dipôle, menant à des tempêtes de plus faible intensité dirigées vers l'Europe du Sud et à un climat froid et sec en Europe du Nord (Visbeck et al., 2001 ; Hurrell, 1995).
- (2) L'oscillation Est Atlantique (EAO, *East Atlantic Oscillation*) est le second mode de variabilité (Wallace et Gutzler, 1981 ; Barnston et Livezey, 1987). Structurellement similaire à la NAO, mais légèrement déplacée vers le sud-est, elle entraîne des températures hivernales plus élevées et plus basses en Europe, respectivement durant ses phases positives et négatives. Elle peut ainsi modifier la trajectoire des tempêtes et génère une redistribution du transport de chaleur et d'humidité, qui à son tour entraîne une température de l'air et des précipitations hivernales anormales en Europe, notamment dans la péninsule ibérique (Rodriguez-Puebla et al., 1998).
- (3) Le mode Scandinave (SCAND) représente le troisième mode de variabilité (Barnston et Livezey, 1987), caractérisé par un centre d'action principal sur la Scandinavie et deux autres centres d'action de signes opposés, l'un au-dessus de l'Atlantique Nord-Est et l'autre au-dessus de la Sibérie centrale. Sa phase positive est caractérisée par des anomalies anticycloniques marquées autour de la péninsule scandinave, menant à des températures hivernales plus faibles dans toute la Russie centrale et l'Europe occidentale, à des précipitations plus importantes dans l'Europe du Sud et à des conditions sèches dans la région scandinave.

Ces oscillations climatiques à grande échelle sont aussi connues pour leur forte influence sur les risques côtiers pouvant causer une érosion importante des littoraux ou des inondations par la génération d'un climat de vague plus important menaçant l'équilibre des littoraux (Masselink et al., 2016a). Le climat de vagues arrivant sur la côte ouest de l'Europe est affecté par la NAO (Bacon et Carter, 1993 ; Dodet et al., 2010 ; Martinez-Asensio et al., 2016) et ce, particulièrement durant les mois d'hiver dans

les pays du Nord (i.e., Écosse, Irlande du Nord), avec la formation de tempêtes impactant les littoraux (Bromirski et Cayan, 2015). Mais dans certaines parties de l'Europe, comme le Royaume-Uni ou la France, la réponse des littoraux est faiblement expliquée par la NAO qui influence surtout le climat de vagues dans l'Europe du Nord (Masselink et al., 2014 ; Robinet et al., 2016). Dans les régions plus méridionales, comme la France, l'Espagne ou le Portugal, ce sont les modes EAO et SCAND qui influencent davantage le climat des vagues (Dupuis et al., 2006). Afin d'expliquer au mieux le climat des vagues sur la côte atlantique européenne (i.e., du Portugal au Royaume-Uni), un nouvel indice climatique a été développé sous le nom d'Anomalie de Pression d'Europe de l'Ouest (WEPA, *West Europe Pressure Anomaly*, Castelle et al., 2017a). Il se base sur les gradients de pression au niveau de la mer entre les stations de Valentia (Irlande) et de Santa Cruz de Tenerife (îles Canaries). La phase positive reflète ainsi un déplacement vers le sud associé à une intensification du dipôle Islande / Açores causant de violentes tempêtes qui canalisent les vagues de haute énergie vers l'Europe occidentale. En plus de surpasser les modes atmosphériques principaux dans l'explication de la variabilité interannuelle des hauteurs de vagues hivernales en Europe occidentale, il est le seul à capturer l'hiver extrême de 2013/2014 qui a provoqué une érosion côtière et des inondations généralisées en Europe occidentale (Castelle et al., 2015 ; Masselink et al., 2016a ; Masselink et al., 2016b ; Chaumillon et al., 2019). Si cet indice a aussi été utilisé dans l'explication des hivers pluvieux et doux ou secs et froids influençant la décomposition des matières organiques dans les prairies et systèmes forestiers (Wang et al., 2020), les précipitations et le débit de nombreux fleuves en Europe (Jalon-Rojas et Castelle, en préparation), il était jusque-là principalement utilisé dans l'explication des évolutions littorales telles que la prédiction du changement des volumes des plages ou du trait de côte (Burvingt et al., 2018 ; Dodet et al., 2019 ; Hilton et al., 2020).

2.2.2. Forçages le long des zones littorales

2.2.2.a. Forçages météorologiques

Sur les côtes sableuses, le vent est la principale force menant à la formation et au mouvement des dunes de sable, sous réserve d'un stock de sable suffisant. En effet, sous l'action du vent, les grains de sable vont être transportés et s'accumuler, formant de petites dunes qui, avec le temps, peuvent se développer en système dunaire à grande échelle. D'autres facteurs entrent en ligne de compte, comme l'humidité, la présence de végétation, ou encore la géomorphologie du littoral (Short et Hesp, 1982). Pour les écosystèmes présents dans les dunes littorales, le vent apparaît comme un vecteur essentiel pour la dispersion des graines végétales et le transport des embruns marins chargés en sels minéraux (Maun, 2009). Durant les événements de tempêtes, le vent peut causer d'importants dommages aux systèmes dunaires et à son écosystème (Beniston et al., 2007). Tout d'abord, la violence des vents peut entraîner un transport de sable important de la côte vers les terres, créant ainsi des zones d'érosion sur la face

exposée au vent qui peuvent cisailer le système dunaire en formant des brèches. Le vent est topographiquement accéléré au sein des brèches ce qui augmente l'érosion par rétroaction (Hesp, 2002). Tout le sable transporté vient aussi percuter avec violence les plantes et arbustes présents, disséquant ainsi les feuilles et écorces par abrasion, et finit par se déposer en arrière de la dune, tuant les espèces végétales non tolérantes à l'ensevelissement.

La quantité de précipitation annuelle influence fortement la formation des dunes littorales et le développement de la végétation. Le transport sédimentaire éolien à travers les dunes est largement contrôlé par l'humidité du sol qui augmente la cohérence des grains de sable et leur résistance face à l'action du vent. De plus, de fortes précipitations augmentent la colonisation du système par les espèces végétales qui réduisent significativement le transport de sable éolien par leurs feuilles et leurs racines (Maun, 2009). Cependant, durant de violentes tempêtes, de fortes précipitations, même si elles réduisent le transport éolien de sable, peuvent entraîner l'érosion de la surface des dunes par la formation de rigoles ou ravins (Thompson et Bowman, 1984).

2.2.2.b. Forçages marins

Les vagues sont des ondes de gravité se propageant à l'interface de l'océan et de l'atmosphère, généralement formées au large par l'action du vent. Leur formation dépend de l'intensité du vent, de la durée pendant laquelle le vent souffle et de la zone de fetch, c'est-à-dire la zone d'action du vent (Donelan et al., 1992 ; Young, 1999). On utilise des paramètres statistiques pour les caractériser comme par exemple la hauteur significative H_s et la période pic T_p . En s'approchant des côtes, les vagues vont entrer en interaction avec le fond marin (Figure 2.1). Les vagues subissent alors des transformations, elles se raidissent, deviennent asymétriques, et finalement déferlent proche du littoral. Le déferlement au rivage induit localement une surélévation du niveau moyen appelé *wave setup*. Les littoraux sont aussi exposés à un autre type d'ondes appelées ondes infragravitaires. Elles sont associées aux groupes de vagues et peuvent se propager librement une fois libérées, avec typiquement des périodes de quelques minutes (Bertin et al., 2018). Ce sont des ondes longues, elles ne déferlent donc pas et peuvent « gonfler » à l'approche du rivage, ce qui leur permet d'atteindre des hauteurs importantes au niveau des plages dissipatives (Wright et Short, 1984).

La marée correspond à la variation de la hauteur du niveau d'eau des mers qui est causée par la combinaison des forces gravitationnelles de la Lune, du Soleil et des forces d'inertie liées aux dipôles Terre-Lune et Terre-Soleil. Durant les phases de pleine lune et de nouvelle lune, le Soleil et la Lune sont sensiblement alignés par rapport à la Terre, les forces gravitationnelles s'ajoutent, menant à des marées de plus grandes amplitudes appelées « vives eaux ». Au contraire, durant le premier et dernier quartier de lune, les trois astres forment un angle droit, les forces gravitationnelles se contrarient menant à des marées de faibles amplitudes appelées « mortes eaux ». Les littoraux peuvent être caractérisés selon leur

marnage, correspondant à l'amplitude de hauteur entre les marées basses et hautes de vives eaux, qui peut être microtidal (<2 m), mésotidal (entre 2 et 4 m), macrotidal (entre 4 et 8 m), ou mégatidal (>8 m) (Levoy et al., 2000).

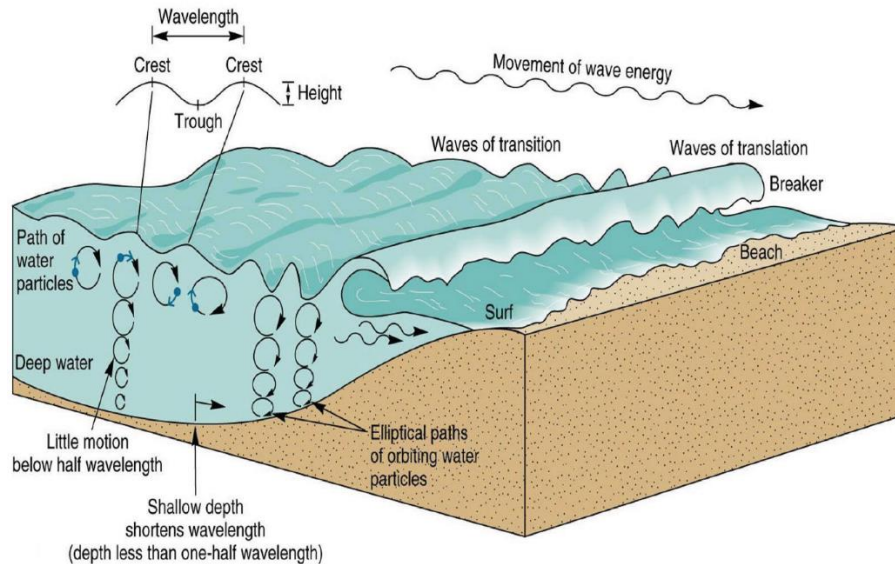


Figure 2.1. Évolution de la forme des vagues et des trajectoires des particules d'eau à l'approche du littoral.

2.2.2.c. Impact des forçages sur les niveaux d'eau

Les phénomènes de submersion et d'érosion des dunes littorales interviennent généralement lorsque les niveaux d'eau à la côte sont suffisamment hauts pour impacter le pied de dune ou franchir le cordon littoral (Ruggiero et al., 2001 ; Benavente et al., 2006). C'est durant les événements de tempêtes qu'une série de processus peut mener à une forte surélévation de la hauteur du plan d'eau (Figure 2.2). On retrouve notamment la marée astronomique, qui est prévisible, mais aussi d'autres phénomènes de surcote généralement liés à l'association de conditions atmosphériques, marines et morphologiques. En effet, les tempêtes sont généralement associées à des systèmes dépressionnaires intenses dans lesquels chaque hectopascal de pression atmosphérique en moins peut mener à une élévation du niveau d'eau (environ 0,1 m par 10 hPa) appelé marée barométrique. L'augmentation de la hauteur du plan d'eau liée aux vents violents qui soufflent sur la surface des océans, et poussent ou empilent l'eau contre la côte, est appelée *wind setup*. Son amplitude augmente avec la force du vent, la distance sur laquelle il a soufflé, mais aussi avec un plateau continental plus large et moins profond. Ces deux précédents paramètres sont rassemblés sous le nom de *atmospheric surge*. Le déferlement des vagues génère une augmentation du niveau moyen de l'eau, dépendant de la hauteur significative des vagues, appelée *wave setup*. Les paramètres cités précédemment varient sur des échelles temporelles de quelques heures. Le *runup* fait référence à l'élévation de la hauteur d'eau au niveau du haut de la plage générée par la

combinaison du *wave setup*, de l'oscillation d'élévations maximales atteintes par le jet de rive, appelé *swash*, liée au passage de chaque vague et vague infragravitaire. Le *swash* varie sur des échelles de temps allant de quelques secondes (gravitaire) à quelques minutes (infragravitaire) (Komar, 1998).

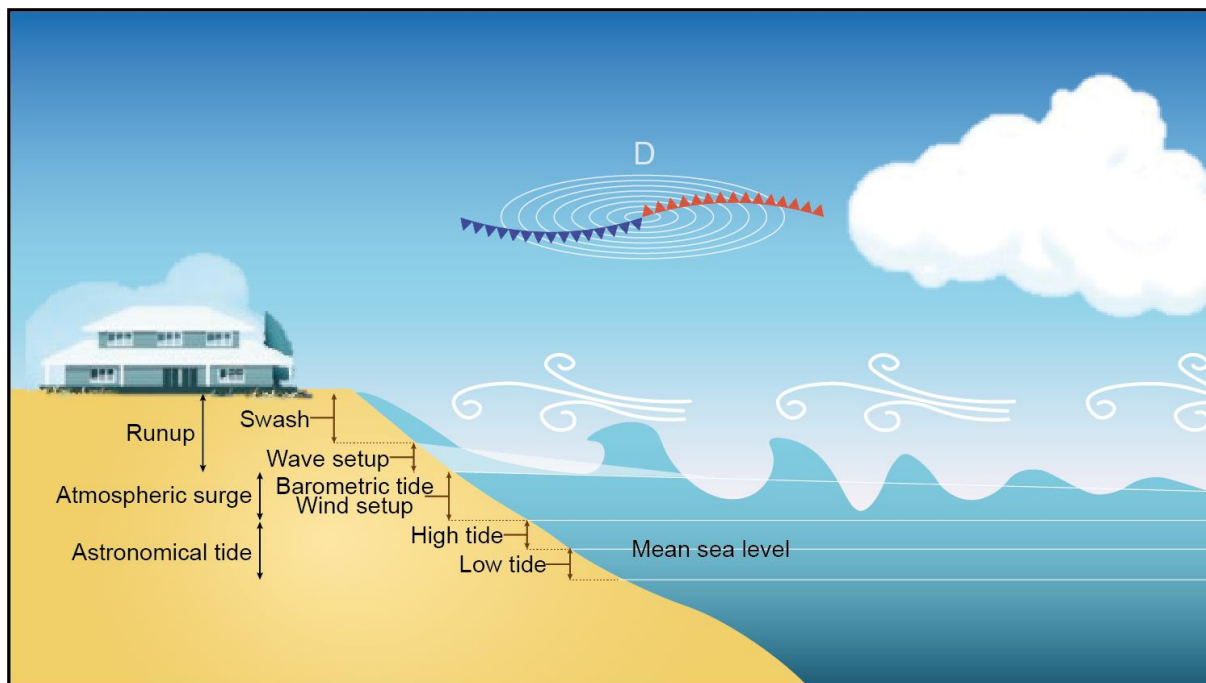


Figure 2.2. Schématisation des principaux processus contribuant à l'augmentation du niveau d'eau sur la côte (Melet et al., 2018, modifié).

2.3. Transport sédimentaire

2.3.1. Généralités

2.3.1.a. Structure de l'écoulement

Lorsqu'un écoulement (éolien ou marin) circule au-dessus d'une surface rugueuse, la zone proche de la surface, où la rugosité de la surface et la viscosité du fluide ont une influence sur la vitesse de l'écoulement, est appelée couche limite (Prandtl, 1935). Celle-ci est caractérisée par une zone verticale au-dessus de la surface, qui s'étend jusqu'à une limite supérieure, à partir de laquelle la vitesse de l'écoulement atteint 99% de sa vitesse totale (Schlichting et Gersten, 2000). Au sein de la couche limite, la vitesse de l'écoulement augmente avec la distance au-dessus du sol de manière logarithmique selon la loi de la paroi définie par Plandt et von Kármán :

$$\frac{u_z}{u^*} = \frac{1}{\kappa} \ln \left(\frac{z}{z_0} \right) \quad (2.1)$$

avec $u_{(z)}$ la vitesse du vent u à la hauteur z , u^* la vitesse de cisaillement du vent, κ la constante de Kármán (fixée à 0,4, mais peut varier selon l'intensité du transport, Li et al., 2010), et z_0 la longueur de la rugosité qui dépend des caractéristiques de la surface rugueuse (taille et forme des grains pour du sable), mais peut être définie comme 1/30 du diamètre du grain (Pye et Tsoar, 1990). C'est principalement dans cette région que s'opèrent l'initiation du mouvement et le transport des grains de sable (Figure 2.3). Au-dessus de la couche limite, la surface du sol n'influence plus l'écoulement et la vitesse horizontale est égale à la vitesse de l'écoulement du fluide non perturbé à la même hauteur.

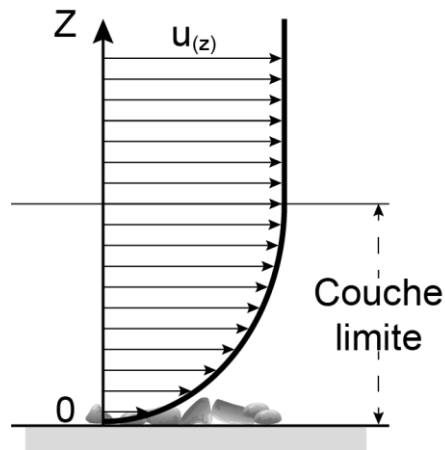


Figure 2.3. Représentation de la variation de la vitesse en fonction de l'altitude.

2.3.1.b. Modes de transport

La possibilité et la manière dont un grain de sable individuel est transporté sont régies par trois forces principales : (1) la gravité (F_g) qui maintient le grain à la surface du sol, (2) la traînée (F_d) qui déplace le grain dans le sens de l'écoulement et (3) la portance (F_l) qui est créée par la pression exercée par le fluide sur la surface du grain. Un grain stationnaire commence à vibrer, puis se déplace lorsque la vitesse de cisaillement à la surface du grain dépasse une valeur critique spécifique (c'est-à-dire que la portance verticale dépasse la force gravitationnelle, $F_l > F_g$). Cette valeur est connue sous le nom de vitesse de cisaillement seuil et entraîne le soulèvement vertical du grain (équation 2.2, Bagnold, 1941 ; Pye, 1983 ; Sherman et Hotta, 1990 ; Sherman et Bauer, 1993). La quantité d'énergie nécessaire pour amorcer un mouvement lorsqu'aucun autre grain n'est entraîné est plus importante que lorsqu'il y a déjà un transport actif. On parle alors de seuil statique. En revanche, lorsque les grains sont déjà entraînés par l'écoulement, d'importants transferts d'énergie s'opèrent des grains mobiles vers les grains immobiles. On parle alors de seuil dynamique. Une fois que la vitesse de cisaillement seuil est dépassée, il existe différents modes de transport (Bagnold, 1941) :

- (1) Le charriage rassemble le transport de sédiments par roulement sur la surface et le transport par saltation qui caractérise les processus par lesquels les grains de sable sont soulevés et projetés

sur une courte distance avec une trajectoire parabolique. La hauteur et le temps de trajet sont principalement liés aux caractéristiques du grain (taille, forme, densité) et de l'écoulement (turbulence, vitesse).

- (2) La suspension caractérise le transport des particules sur de longues distances sans toucher le sol.
- (3) Le *sheet flow* correspond au transport de sédiments en fine couche proche de la surface, sans nécessairement la toucher lorsque l'écoulement est intense.

2.3.2. Transport sédimentaire éolien

L'étude de la dynamique du transport de sable par le vent dans les dunes a débuté dès la moitié du XX^e siècle avec les travaux de Ralph Bagnold (Bagnold, 1941). Aujourd'hui, l'étude de la dynamique des dunes dépasse les frontières terrestres avec de forts intérêts sur les mouvements dunaires de divers astres du système solaire, tels que les planètes Mars, Vénus (Claudin et Andreotti, 2006 ; Bourke et al., 2008) ou encore ceux d'une lune de Saturne, Titan (Lancaster, 2006). Grâce à ses travaux, Bagnold (1941) fut le premier à paramétrer la vitesse de cisaillement seuil (u_t^*) (équation 2.2). Pour rappel, la notion de seuil à partir duquel le mouvement débute est généralement exprimée par la contrainte de cisaillement critique (τ_c). Cependant, comme il est difficile de mesurer la contrainte d'une surface (τ), l'initiation du mouvement est définie comme le moment où la vitesse de cisaillement (u^*) est dépassée par la vitesse de cisaillement seuil (u_t^*) qui est déterminée par :

$$u_t^* = A \sqrt{\frac{(\rho_s - \rho) g D_{50}}{\rho}} \quad (2.2)$$

avec A la constante de Bagnold (correspondant à 0,1 si le grain était préalablement statique, et 0,082 s'il était déjà en mouvement), ρ_s la densité du grain, ρ la densité de l'air, g la constante gravitationnelle et D_{50} la taille de grain médian.

Ainsi, le transport par le vent se fait presque entièrement à moins de 0,5 m de la surface du sol dont près de 90 % se font à moins de 0,025 m (Bagnold, 1941). Si le transport éolien par charriage représente entre 5 % et 25% du sable transporté (Bagnold, 1941 ; Nickling et McKenna Neuman, 2009), le transport par saltation n'est pas seulement le mode dominant, mais c'est aussi le plus puissant une fois le transport initié. Ce mode de transport est notamment à l'origine de la plupart des formes éoliennes (Livingstone et Warren, 1996 ; Nickling et McKenna Neuman, 2009). Lors de la saltation, le vent ne peut pas transporter un nombre infini de grains de sable puisqu'il apporte une puissance finie aux grains qui leur permet de se déplacer. Il existe donc un seuil à partir duquel le flux de sable est saturé. Une fois atteint, il y a un équilibre entre l'écoulement et le transport de grain qui se traduit par l'absence

d'accrétion ou d'érosion sur la surface, le nombre de grains déposés et arrachés est équivalent (Andreotti, 2004 ; Iversen et Rasmussen, 1994). Au-dessus de ce seuil, la vitesse du vent est affectée par le transport de sable et diminue. Le transport sédimentaire est donc un des processus clés intervenant dans le mouvement des systèmes dunaires, mais il n'est pas toujours évident de mesurer le flux de sédiment sur le terrain d'étude. C'est pourquoi il est généralement estimé à l'aide de modèles semi-empiriques (Bagnold, 1936 ; Kawamura, 1951 ; Zingg, 1953 ; Kadib, 1965 ; Hsu, 1973 ; Lettau and Lettau, 1978 ; Sørensen, 2004). Ces modèles incluent des constantes empiriques pour prédire le taux de transport sédimentaire, nommé q , dans des conditions environnementales idéales, avec des grains uniformes, et sur des surfaces horizontales. Ces modèles sont généralement déterminés par des expérimentations en soufflerie avec différentes vitesses de cisaillement et tailles de grain. S'il existe près d'une vingtaine de modèles pour estimer le taux de transport sédimentaire (voir Dong et al., 2003 pour une revue des différents modèles), seuls les principaux sont listés par ordre chronologique dans le Tableau 2.1.

Tableau 2.1. *Modèles semi-empiriques de taux de transport sédimentaire généralement utilisés, ici, d correspond à la taille de référence de grain, soit 0,25 mm.*

Référence	Modèle	Notes
Bagnold (1936)	$q = C \left(\frac{D_{50}}{d} \right)^{0.5} \frac{\rho}{g} u_*^3$	C=1,5 (sable uniforme) ; 1,8 (sable naturel) ; 2,8 (sable mal trié)
Kawamura (1951)	$q = C \frac{\rho}{g} (u_* - u_{*t})(u_* - u_{*t})^2$	C=2,78
Zingg (1953)	$q = C \left(\frac{D_{50}}{d} \right)^{0.75} \frac{\rho}{g} u_*^3$	C=0,83
Owen (1964)	$q = \frac{\rho}{g} u_*^3 \left(1 - \frac{u_{*t}^2}{u_*^2} \right) \left(C_1 + C_2 \frac{w_s}{u_*} \right)$	$C_1=0,25$; $C_2=0,33$; w_s : Vitesse de chute
Kadib (1965)	$q = \Phi \rho_s g \sqrt{\frac{(\rho_s - \rho) g D_{50}^3}{\rho}}$	Φ : transport empirique intégrant de manière non linéaire u_* et d
Hsu (1971)	$q = C (g D_{50})^{-3/2} u_*^3$	$\ln(C \cdot 10^4) = -0,47 + 4,97d$

Lettau et Lettau (1978)	$q = C \left(\frac{D_{50}}{d} \right)^{0.5} \frac{\rho}{g} (u_* - u_{*t}) u_*^2$	C=6,7
Sørensen (2004)	$q = \frac{\rho}{g} u_*^3 \left(1 - \left(\frac{u_*}{u_t} \right)^{-2} \right) \left(C_1 + C_2 \left(\frac{u_*}{u_{*t}} \right)^{-2} + C_3 \left(\frac{u_*}{u_{*t}} \right)^{-1} \right)$	Pour $d=0,17$ mm, $C_1=0$; $C_2=3$; $C_3=2,1$

2.3.3. Transport sédimentaire marin

Contrairement au transport sédimentaire éolien, le calcul du transport sédimentaire marin sur les littoraux présente une grande complexité de par la variabilité de l'hydrodynamique et des différents phénomènes qui la régit. En effet, la vitesse du fluide couvre de larges gammes d'échelles spatiotemporelles et la combinaison de flux réguliers (liés aux courants côtiers) et oscillatoires (liés aux vagues) rend difficile l'estimation des flux sédimentaires sur les plages. De plus, d'autres paramètres viennent s'ajouter tels que la variation du niveau moyen de l'eau, l'effet du déferlement des vagues qui génèrent de la turbulence favorisant la remise en suspension du sédiment (Grasso et al., 2012) ou encore l'influence de la bathymétrie (i.e., la pente moyenne de la plage et les barres sableuses). Ces paramètres induisent différents modes de transport sédimentaire qui peuvent coexister. De nombreuses formules différentes ont été développées pour estimer le transport sédimentaire marin sur les plages et s'organisent principalement autour de deux approches, une énergétique (Bagnold, 1963) et une probabiliste (Einstein, 1972). Par exemple, inspiré des formules de Bagnold (1963), Bailard (1981) a développé une formule prenant en compte les profils de vitesse instantanée vague-courant (équation 2.3) :

$$\vec{q}_s = \frac{0,5f_{cw}}{g(s-1)} \left(\frac{\varepsilon_b}{\tan\Phi} [|\vec{u}|^2 \vec{u}] + \frac{\varepsilon_s}{W_s} [|\vec{u}|^3 \vec{u}] \right) \quad (2.3)$$

avec \vec{q}_s le transport sédimentaire, f_{cw} le coefficient de frottement lié à l'interaction vague-courant, s la densité, ε_b et ε_s respectivement des facteurs d'efficacité du transport par charriage et suspension, Φ l'angle de frottement du sédiment, W_s la vitesse de chute, \vec{u} la vitesse du courant et $[]$ la moyenne sur plusieurs périodes de la vague.

2.4. Dunes littorales

En fonction de plusieurs caractéristiques comme la disponibilité de l'approvisionnement en sédiments, la vitesse et la direction des vents dominants, de l'humidité et de la végétation présente, ainsi que de la géomorphologie du littoral et du front de mer, des dunes de tailles et de morphologies diverses se forment à travers le globe. Le dépôt de sable, l'accrétion et l'érosion dans l'environnement côtier entraînent le développement de diverses morphologies de dunes. Si elles ont été classées en une large variété de types (Hesp, 1984a ; Hesp, 1984b), deux principales en ressortent, les dunes embryonnaires (*incipient foredune*) et les dunes blanches (*established foredune*) (Figure 2.4). Les dunes embryonnaires sont composées de sable directement transporté depuis la plage alors que les dunes blanches se développent ultérieurement, à partir des dunes embryonnaires.

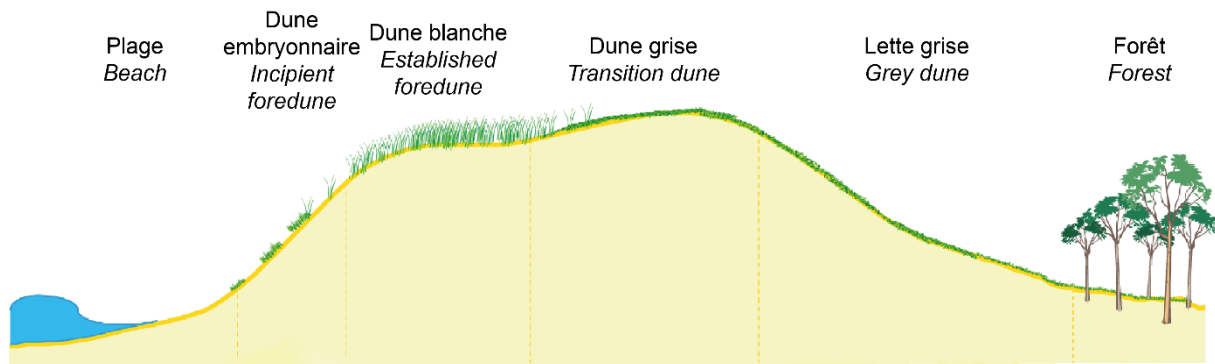


Figure 2.4. Représentation schématique du profil d'une dune littorale avec les différentes unités dunaires présentes entre la plage et la forêt (avec correspondance des termes en anglais en italique).

2.4.1. Les dunes embryonnaires

Les dunes embryonnaires sont des dunes nouvellement formées ou en cours de développement au sein de communautés végétales pionnières (Figure 2.5). Elles sont initiées par un dépôt de sable autour de petites plantes isolées ou en patchs, mais aussi autour de bois flotté ou de débris. Elles peuvent se développer à divers endroits du système allant du haut de plage aux plaines plus lointaines (Hesp, 1989 ; Carter et al., 1992). Elles peuvent être saisonnières si elles se sont développées autour de végétation saisonnière et devront être colonisées par une végétation pérenne afin de pouvoir continuer à croître. La présence des dunes embryonnaires et de la végétation va impacter l'écoulement du vent notamment par une décélération rapide dans les zones végétalisées, une accélération locale autour de celles-ci et une séparation de l'écoulement entre les plantes (Bressolier et Thomas, 1977 ; Hesp 1981 ; Pye et Tsoar, 1990). Ces effets dépendent fortement de la densité, de la forme, de la morphologie, de la distribution et de la hauteur des plantes (Buckley, 1987 ; Van Dijk et al., 1999). Ainsi, le type d'espèce va donc jouer un rôle important dans la croissance de la dune embryonnaire. Des patchs formés de

végétation haute et dense comme *Ammophila arenaria* vont rapidement réduire la vitesse de l'écoulement, menant à un dépôt de sable préférentiel sur les bordures du patch, formant ainsi une dune embryonnaire asymétrique avec une pente raide. Plus la taille de plante augmente, plus la dune embryonnaire sera haute, mais étroite. Au contraire, des patchs formés de végétation basse et moins dense comme *Elymus farctus* vont réduire l'écoulement de manière plus progressive, permettant un dépôt de sable progressif formant une dune embryonnaire plus petite à pente plus douce (Hesp, 1989 ; Niedoroda et al., 1991 ; Jacobs et al., 1995). Ces différents paramètres (i.e., les caractéristiques de la végétation et du transport sédimentaire) sont eux-mêmes dépendants des variations saisonnières. Enfin, d'autres facteurs peuvent influencer le développement des dunes embryonnaires comme la fréquence des inondations, l'érosion marine durant les événements extrêmes ou encore la direction du vent.

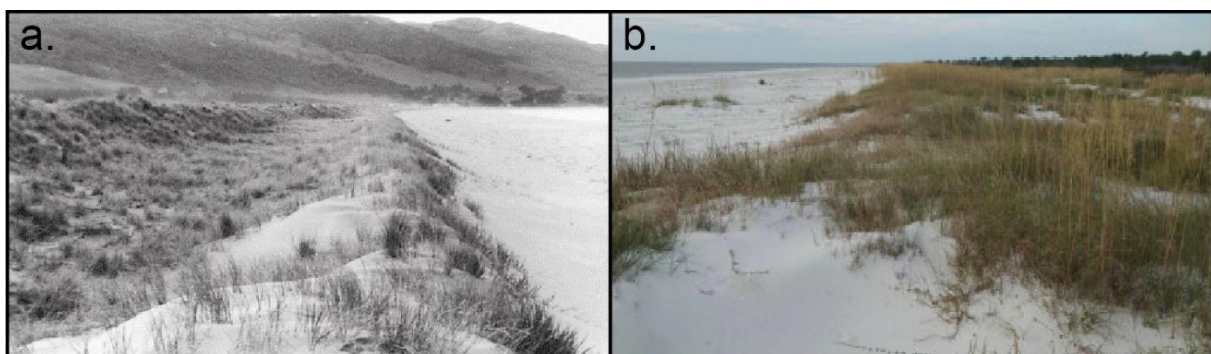


Figure 2.5. Photographie de dune embryonnaire avec une morphologie en crête (**a**) en Australie (Hesp, 2002) et (**b**) près de Cape San Blas en Floride (Hesp et Walker, 2013).

Il est possible de distinguer quatre types de dunes embryonnaires en fonction de la manière dont elles ont été initiées (Hesp, 1989). Le type 1 inclut celles qui sont initiées (1a) par un dépôt de sable au sein et en arrière de plantes isolées (Figure 2.6.a), et (1b) par un dépôt de sable au sein de petits îlots végétalisés (Figure 2.6.b). Le type 1 caractérise ainsi de petites dunes embryonnaires isolées aussi appelées nebkas. Le type 2 se compose de dunes embryonnaires formées par un dépôt de sable au sein de colonies latéralement étendues de plantes (2a) pionnières (Figure 2.6.c) ou (2b) à rhizome (Figure 2.6.d). Une fois initiées, les dunes embryonnaires vont adopter une morphologie en rampe, en terrasse ou en crête en fonction de paramètres physiques (e.g., conditions de vagues, de vent et de transport sédimentaire), biologiques (e.g., croissance, colonisation et types de plantes) et temporels (stade de maturité) (Hesp, 2002). Une morphologie en rampe est liée à la croissance de petites plantes éparses sur le haut de plage ou dans un escarpement le comblant peu à peu. Une morphologie en terrasse est toujours liée à la croissance de petites plantes éparses sur le haut de plage, caractérisé par une progradation rapide. Si la densité des plantes est modérée, ou que la hauteur de l'espèce végétale dominante est relativement petite, alors les terrasses peuvent être la morphologie principale. Enfin, une morphologie en crête se forme de préférence dans une canopée où la densité d'espèces végétales est élevée.

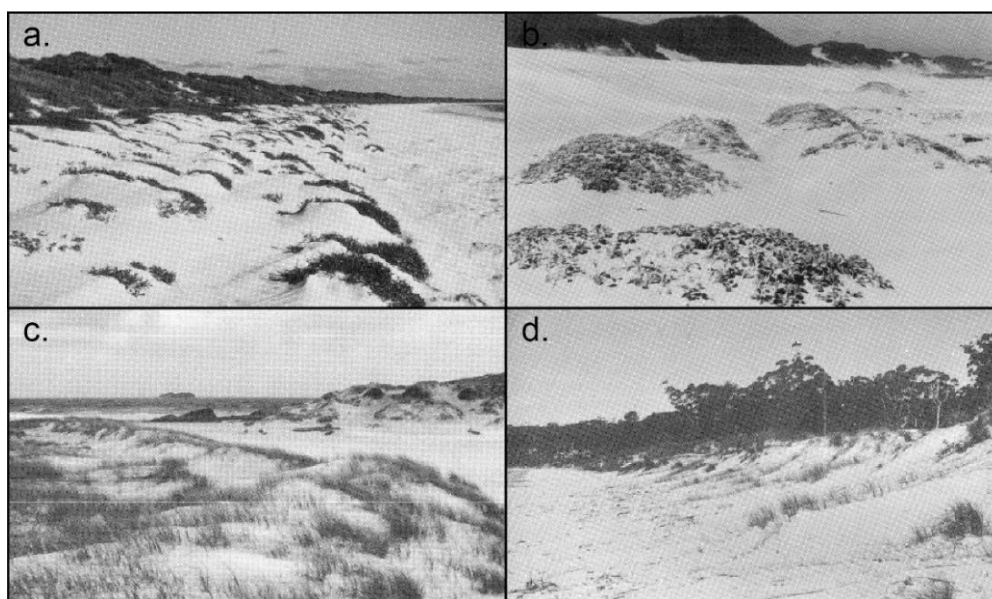


Figure 2.6. Exemples des quatre types de dunes embryonnaires avec (a) Type 1a, nebkas formées au sein de plantes individuelles (*Cakile edentula*), (b) Type 1b, petites dunes embryonnaires isolées formées par des dépôts de sables au sein de groupes de plantes distincts (*Arctotheca*), (c) Types 2a, dune embryonnaire asymétrique en crête formée par un couvert latéral continu de plantes pionnières (*Spinifex sericeus*) (Dark Point, Australie) et (d) Type 2b, dune embryonnaire formée par la colonisation du haut de page de plante à rhizome (Hesp, 1989, modifié).

2.4.2. Les dunes blanches

Les dunes blanches se développent à partir de dunes embryonnaires et sont généralement caractérisées par la présence d'espèces végétales suffrutescentes ou ligneuses et par une morphologie plus complexe, en termes de hauteur et largeur, les distinguant ainsi des dunes embryonnaires (Short, 1999 ; Hesp 2002). Ce sont des crêtes dunaires parallèles au rivage qui se développent en arrière de la plage par le dépôt de sable éolien au sein de la végétation (Hesp, 2002 ; Durán et Moore, 2013) ou de tout autres matériaux et obstacles (Feagin, et al., 2015) (Figure 2.7). Le développement morphologique et l'évolution des dunes blanches dépendent de la disponibilité en sable, mais aussi de plusieurs autres facteurs physiques, biologiques et anthropiques. Les facteurs physiques rassemblent les taux d'accrétion et érosion liés aux processus éoliens, marins et à la fréquence et intensité des tempêtes et submersions. Les facteurs biologiques sont caractérisés par le degré du couvert végétal et le type d'espèces présentes. Enfin, les facteurs anthropiques désignent principalement l'étendue et l'impact de l'utilisation des dunes par l'homme (Sherman et Bauer, 1993 ; Hesp, 2002). Elles peuvent ainsi atteindre des hauteurs allant de moins de 1 m à plus de 35 m. Les dunes blanches les plus petites se trouvent généralement au niveau des littoraux avec de faibles quantités de sable et dominés par des événements d'inondation. En

revanche, les plus hautes se retrouvent sur les littoraux caractérisés par des apports de sable conséquent ou sur les littoraux en érosion où l'action humaine interfère par différentes méthodes de gestion pour augmenter la taille de la dune. Ainsi, les principaux facteurs influençant le développement des dunes blanches sont la largeur de la plage, la disponibilité en sédiment et la vitesse du vent (Davidson-Arnott et Law, 1996). Les deux premiers paramètres sont intimement liés à la morphologie de la plage. En effet, de larges dunes se forment près des plages dissipatives (c'est-à-dire des plages larges et plates avec un apport de sable conséquent) alors que des plus petites se forment près des plages réfléchives (c'est-à-dire des plages moins larges et plus pentues avec peu d'apports sédimentaires) (Sherman et Lyons, 1994 ; Short et Hesp, 1982).

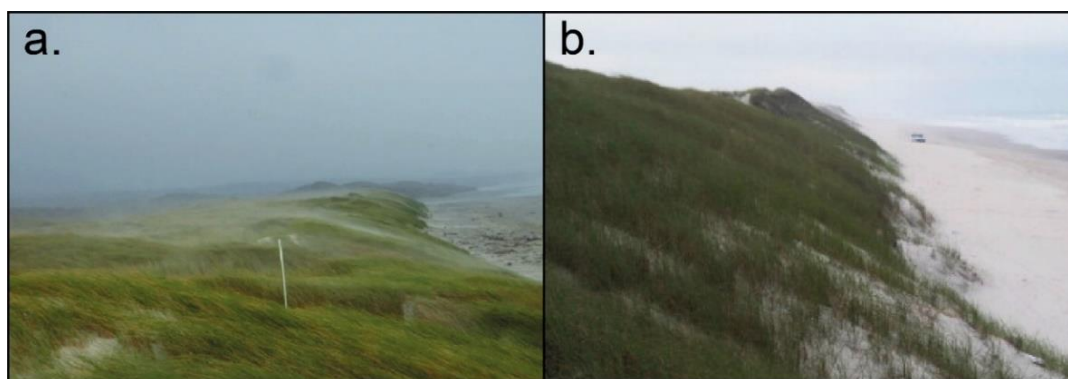


Figure 2.7. Photographies de dunes blanches (a) à Mason Bay, Stewart Island, Nouvelle-Zélande (Hesp, 2011) et (b) à Dunas Altas au sud du Brésil (Hesp et Walker, 2013).

De nombreuses études ont tenté de classer les dunes blanches selon différents stades de développement morphologiques et écologiques afin de mieux comprendre leur dynamique spatiotemporelle (Hesp, 1982 ; Hesp 1988b ; Carter, 1988 ; Arens et al., 1994). Hesp (1999) a rassemblé ces différentes classifications pour n'en faire qu'une seule (Figure 2.8). Cette classification regroupe cinq stades de développement dans lesquels les dunes peuvent demeurer telles quelles, mais aussi évoluer en fonction des processus éoliens, marins et du couvert végétal. Les stades 1 et 5 représentent respectivement un système dunaire stable et un système en forte érosion. Les stades 2 à 4 caractérisent les étapes intermédiaires entre les deux extrêmes précédents. Cette évolution peut être rétrograde, un système dunaire dans un stade élevé peut revenir à un stade inférieur suivant certains processus tels que la diminution de l'érosion éolienne ou la revégétalisation. Mais comme soulevé par Hesp (2002), un système au stade 5 pourra difficilement revenir au stade 1 ou 2 au regard du très grand nombre de dépressions topographiques à combler. Il pourra cependant rétrograder au stade 4 sous certaines conditions adéquates. En revanche, il est possible qu'une dune embryonnaire se développe dans ce stade très avancé (stade 5b) et évolue en dune blanche par accrétion (stade 3b). Les encadrés A, B et C tentent d'expliquer l'évolution du système dunaire selon l'état de la plage, c'est-à-dire si elle est stable (A et B), dominée par l'érosion (B et C) ou par l'accrétion et la progradation (A). En partant du stade 1, une

diminution du couvert végétal entraîne une augmentation du transport sédimentaire sur la face océanique et la crête de dune favorisant leur croissance (stade 2 à 3) ou menant au développement de nouvelles dunes embryonnaires sur les plages en progradation. Au stade 5, le système dunaire peut soit reculer vers les terres pour continuer à se maintenir, soit complètement disparaître à mesure que l'érosion éolienne se poursuit. Enfin, les événements marins extrêmes tels que les vagues de tempêtes ou les inondations peuvent aussi causer une érosion drastique de la dune en enlevant de grandes quantités de sédiments (encadré D). Dans ces cas, il existe plusieurs possibilités d'évolution du système. Si l'érosion a été trop importante, le système dunaire peut complètement disparaître. Il peut aussi se régénérer en remplissant les zones érodées par avalanche de sable depuis la crête, par de nouveaux dépôts éoliens et par une revégétalisation, menant au développement d'une dune embryonnaire, ou se reformer en se retirant progressivement vers les terres.

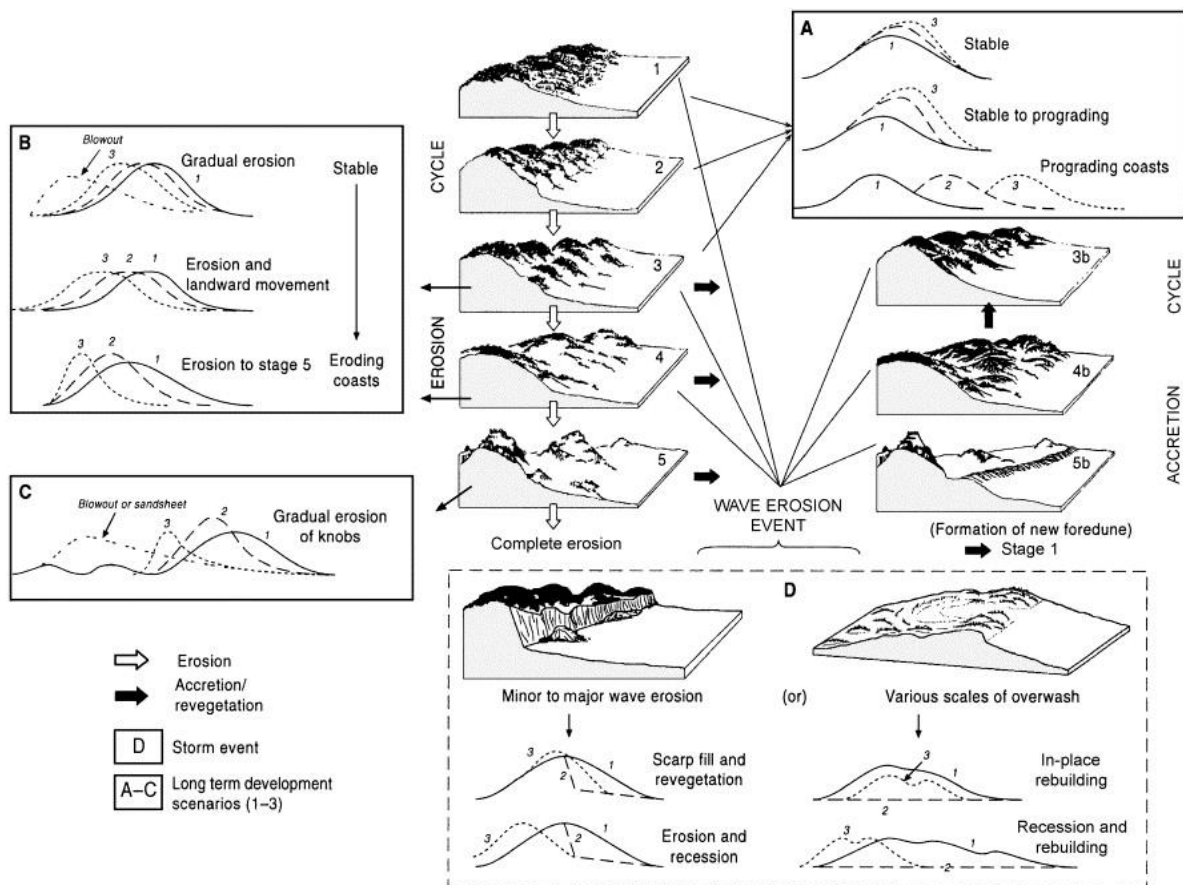


Figure 2.8. Modèle d'évolution des dunes établies sur les côtes stables, en érosion ou en accrétion (Hesp, 2002).

2.4.3. Effet des dunes sur l'écoulement

La présence des dunes dans l'environnement impacte la couche limite atmosphérique et perturbe le champ de pression proche de la surface en faisant diverger l'écoulement de sa vitesse et direction

principale. Ces interactions varient sur de nombreuses échelles spatiotemporelles, rendant leur compréhension complexe. Les premières recherches sur l'évolution de la couche limite au-dessus de surfaces planes, menées par Jackson et Hunt (1975), ont été étendues afin de prédire l'évolution de l'écoulement sur de petites collines à pentes douces symétriques. Leur approche, appelée modèle JH, a ensuite été adaptée pour modéliser la couche limite de l'écoulement, les forces de cisaillement et les taux de transport sédimentaire dans les dunes (Walker et Nickling, 2002 ; McKenna Neuman et al., 2000 ; Weng et al., 1991, voir Taylor et al., 1987 pour une revue des applications) (Figure 2.9.). Ainsi, ce modèle a permis de caractériser avec succès la stagnation et la décélération de l'écoulement au pied de dune suivies de l'accélération de l'écoulement le long de la pente face au vent jusqu'à la crête de la dune (Figure 2.10.a). Une fois la crête atteinte, le gradient de pression diminue entraînant la réduction des contraintes de cisaillement et la décélération de l'écoulement. Cette modification tend à favoriser le dépôt de sable transporté à travers la pente face au vent sur la face d'avalanche de la dune (la pente sous le vent). Des cellules de recirculations caractérisées par des tourbillons peuvent se mettre en place au niveau de la pente sous le vent menant à une inversion du sens de l'écoulement (Walker et Nickling, 2002) (Figure 2.10.a, b).

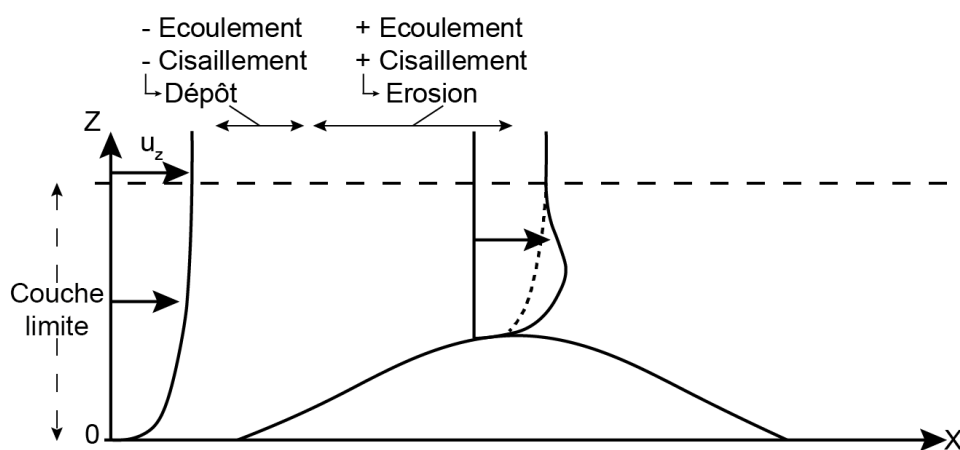


Figure 2.9. Version simplifiée du modèle JH caractérisant la décélération de l'écoulement et la diminution des contraintes de cisaillement menant au dépôt de sable au pied de dune puis l'accélération de l'écoulement et l'augmentation des contraintes de cisaillement favorisant l'érosion et le transport de sable sur la pente jusqu'à la crête de dune. Les symboles - et + représentent respectivement une diminution et une augmentation des paramètres (Jackson et Hunt, 1975, modifié).

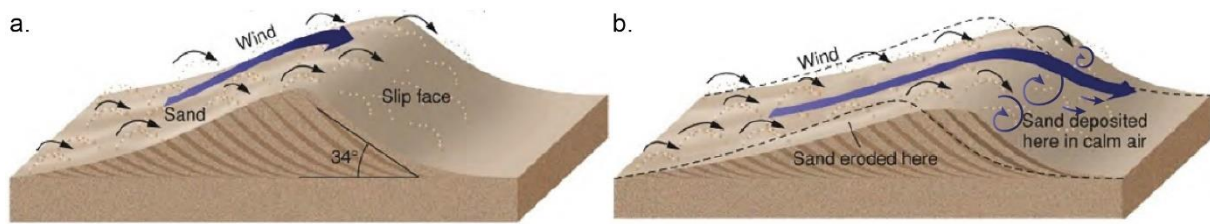


Figure 2.10. Représentation schématique du mouvement de sable sur la dune. (a) Le vent accélère, érode et transporte le sable à travers la pente face au vent de la dune et (b) le vent décélère et dépose de sable sur la pente sous le vent (face d'avalanche) où des recirculations tourbillonnaires de l'écoulement peuvent se mettre en place. Les flèches en noir et en violet représentent respectivement le transport de sable et l'écoulement du vent (Fernandez-Cascales, 2017, modifié).

Cependant, ce modèle a montré quelques limites pour son application aux dunes littorales en raison des variations de pentes et de rugosités (généralement liées à la présence de végétation) (Rasmussen, 1989). Une dune végétalisée induit une décélération de l'écoulement en amont du pied de dune favorisant le dépôt (Davidson-Arnott et Law, 1996 ; Sarre, 1989 ; Hesp, 2002). Puis, au-delà, la présence de la dune entraîne la compression des lignes d'écoulement le long de la pente face au vent, ce qui augmente la contrainte de cisaillement et la vitesse du vent qui atteignent leur maximum au niveau de la crête de dune. Ainsi, les profils de vitesses dans ces milieux suivent rarement une forme logarithmique.

Ces modifications de l'écoulement sont plus prononcées lorsque le vent est perpendiculaire à la ligne de crête et diminue régulièrement lorsque la direction du vent devient plus oblique (Hesp et al., 2015 ; Walker et al., 2006). En effet, à mesure que les vents deviennent plus obliques, la pente effective (c'est-à-dire le rapport d'aspect) de la dune diminue ce qui réduit l'accélération du flux et le taux de transport sur la pente face au vent (Hesp, 1983 ; Arens et al., 1995). Bauer et al. (2015) ont présenté un modèle conceptuel d'interaction entre l'écoulement et la forme des dunes selon différentes incidences de vent en intégrant des vecteurs de transport sédimentaire. Les vents perpendiculaires ($\sim 0^\circ$) à la crête sont accélérés le long de la pente de dune et, si elle est suffisamment haute et abrupte, le détachement du flux se produit à la crête. Lors des forts vents provenant du large, l'accélération du flux vers la crête peut entraîner un transport de sable suffisamment important pour être incorporé dans le tourbillon de séparation du flux et déposé sur la partie inférieure de la pente d'avalanche ou au-delà (Arens et al., 1995 ; Hesp et al., 2013) (Figure 2.11.a). Lors de vents provenant des terres, une partie du sable peut être entraînée près de la crête et transportée à travers la pente de dune face à la mer. Sur la plage, le transport peut s'effectuer à la fois en direction du pied de dune et de la mer entraînant ainsi une forte discontinuité de transport (Figure 2.11.b). Les vents provenant du large avec une incidence oblique ($\sim 60^\circ$) à la crête de dune sont déviés en fonction de leur incidence, mais aussi de leur hauteur au-dessus de la surface. En effet, l'écoulement proche de la surface, sur le versant supérieur de la pente et sur la crête des dunes, est dévié vers une direction plus perpendiculaire à la crête le long de la pente. En

revanche, l'écoulement proche de la surface de la plage et du pied de dune est dévié vers un alignement parallèle au rivage (Figure 2.11.c, d). Enfin, lorsque les vents incidents deviennent de plus en plus obliques voire parallèles ($>70^\circ$), la décélération au pied de dune et l'accélération vers la crête de la vitesse du vent deviennent moins prononcées en raison des effets décroissants de la stagnation du flux et de la compression de l'écoulement sur la forme de dune effectivement moins abrupte (Arens et al., 1995, Parsons et al., 2004).

Enfin, lorsque l'écoulement rencontre un élément rugueux, le champ de pression près de la surface est perturbé de différentes façons selon la nature de l'élément. Un élément non poreux va fortement impacter le champ de pression en séparant l'écoulement en trois dimensions. L'écoulement va s'accélérer au-dessus de l'élément formant une cellule de séparation d'écoulement verticale en arrière et des tourbillons horizontaux qui s'enroulent autour de l'élément et s'étendent en arrière (Bagnold, 1941 ; Cooke et al., 1993, Bressolier et Thomas, 1977). Pour des éléments poreux comme les plantes, l'écoulement peut passer à travers elles selon le degré de porosité de la plante (Figure 2.12.a). Des plantes à fortes densités vont avoir tendance à agir comme des éléments non poreux (Dong et al., 2008) alors que des plantes à faibles densités causent une décélération rapide de l'écoulement menant à un dépôt de sable dans les plantes formant des nebkas. Les largeurs et hauteurs de ces dernières sont fortement liées à la largeur de la plante et à la vitesse du vent (Hesp, 1981) (Figure 2.12.b). De plus, l'écoulement éolien va être influencé par les variations d'espèces de plantes, leur hauteur, leur densité, et leur distribution spatiale. Si elles sont de petites tailles et flexibles, elles auront un faible impact sur la diminution de la vitesse du vent et donc sur le dépôt de sable. En revanche, plus leur hauteur et densité augmentent, plus la longueur de rugosité augmente, ce qui diminue la vitesse du vent et favorise ainsi le dépôt de sable (Allgaier, 2008).

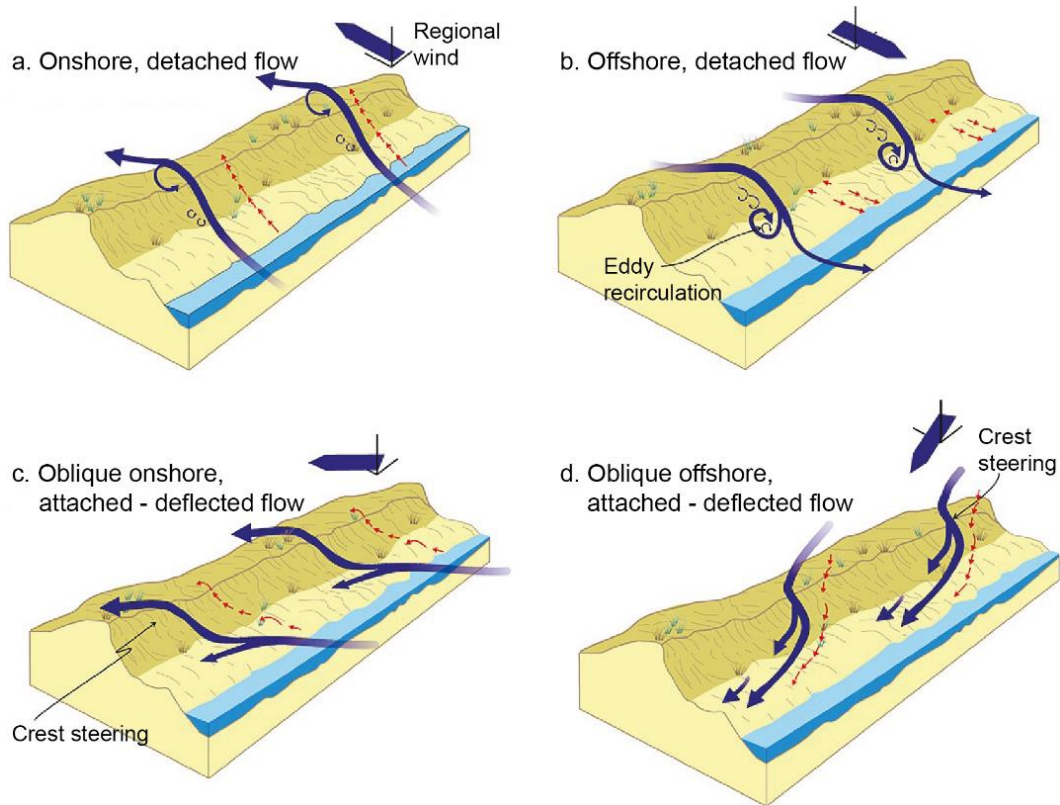


Figure 2.11. *Modèle conceptuel de l'interaction entre les formes d'écoulement et le contrôle topographique sur une dune littorale pour des directions d'approche du vent différentes. Les flèches bleues correspondent aux flux de vent près de la surface et les flèches rouges indiquent les directions probables de transport des sédiments (Bauer et al., 2015).*

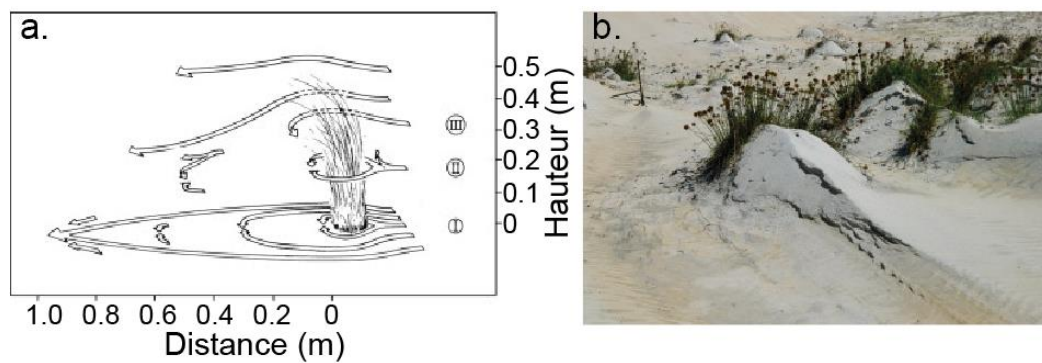


Figure 2.12. *(a) Model conceptuel de l'écoulement autour de végétation isolée (Walker et al., 2013, modifié de Hesp 1981) et (b) Nebka formée par une végétation isolée en arrière de dune établie (Walker et Hesp, 2013).*

2.4.4. Les caoudeyres

2.4.4.a. Introduction

Les caoudeyres (signifiant chaudière ou cuvette en occitan, appelée *blowout* en anglais), sont des dépressions en forme de cavité pouvant avoir diverses formes telles qu'une soucoupe, une tasse, un bol, une cuillère ou encore une forme de V. Elles sont formées suite à l'érosion d'un dépôt de sable préexistant par le vent et se composent d'une dépression, appelée bassin de déflation, de murs d'érosion bordant la dépression et d'un lobe de dépôt accolé à cette dernière rassemblant le sable érodé (Glenn, 1979 ; Carter et al., 1990 ; Hesp, 2002). Elles sont décrites dans la littérature depuis 1898 (Cowles, 1898). Bien qu'elles présentent de nombreuses morphologies variables à travers les environnements éoliens, les caoudeyres peuvent généralement être classées en deux catégories selon leur morphologie, celles en soucoupe (*saucer blowout*) et celles en auge (*trough blowout*) (Cooper, 1958 ; Cooper, 1967) (Figure 2.13).

Les caoudeyres en soucoupe sont généralement de forme circulaire et peu profonde. Elles peuvent évoluer en forme de bol (*bowl blowout*) en s'approfondissant, obtenant ainsi la forme d'un cratère d'impact. Les caoudeyres en auge sont quant à elles plus allongées, plus profondes et présentent des murs d'érosion plus raides, plus longs ainsi qu'un lobe de dépôt bien défini. Les caoudeyres ont été observées dans de nombreuses régions désertiques, semi-arides, subantarctiques, glaciaires (Adamson et al., 1988) et arctiques (Black, 1951), à travers de nombreux systèmes de dunes transversales (Bagnold, 1941) ou linéaires (Eriksson et al., 1989), et peuvent parfois évoluer en dune parabolique (Melton, 1940). Leur développement est favorisé dans les zones à faible couvert végétal et/ou soumis à des perturbations (humaines, animales ou naturelles).

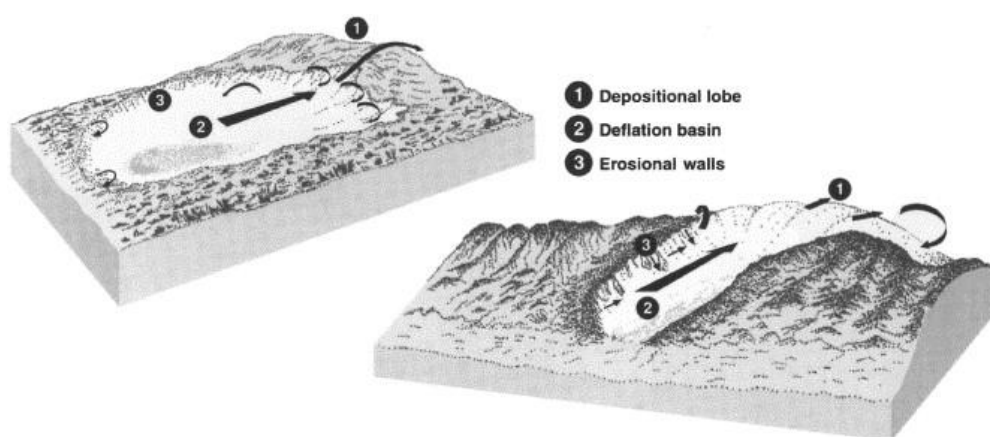


Figure 2.13. Représentation schématique d'une caoudeyre en soucoupe à gauche (*saucer blowout*) et en auge à droite (*trough blowout*) avec les flèches représentant l'écoulement préférentiel du vent (Hesp, 2002).

2.4.4.b. Initiation

Les caoudeyres sont assez communes dans les environnements côtiers et apparaissent autant dans les milieux instables, où les plages et les dunes sont occasionnellement érodées ou en recul, que dans les milieux plus stables en accrétion, où le vent et les vagues sont de haute énergie (Hesp, 2002). Les caoudeyres peuvent être initiées de diverses façons :

- (1) L'action des vagues sur le littoral peut éroder une partie de la dune qui, si elle est assez fragilisée, peut provoquer une brèche menant à une accélération de l'écoulement éolien dans la dune selon différentes façons : l'effondrement d'escarpement par érosion des vagues (Carter, 1990) ; la génération d'escarpements liée à l'érosion des courants d'arrachement (Hesp, 1996) ; la diminution du couvert végétal par érosion marine du substrat où se développent les espèces pionnières (Hesp et Hyde, 1996) ; la formation de creux suivant une submersion marine si la végétation tarde à les coloniser (Leatherman, 1976 ; Saunders et Davidson-Arnott, 1990).
- (2) Les irrégularités topographiques des systèmes dunaires peuvent entraîner des accélérations localisées de l'écoulement éolien menant à une érosion par : la présence de crêtes et falaises (Hesp, 2002) ; l'alternance de points topographiquement hauts et bas (Goldsmith, 1978 ; Gares et Nordstrom, 1995).
- (3) Les changements climatiques peuvent d'une certaine façon influencer la formation de caoudeyres par : la prolongation d'une période sèche réduisant le couvert végétal (Pluis, 1992) ; certains événements climatiques menant à une augmentation de l'intensité des vents (e.g., ENSO, El Niño et Southern Oscillation).
- (4) La diminution du couvert végétal, en termes de densité, de surface et d'espèces le composant, favorise le développement des caoudeyres et est soumise à de nombreuses variations spatiotemporelles pouvant être initiées par : une érosion marine durant un événement tempétueux (Hesp, 1982) ; un appauvrissement en éléments nutritifs du sol (Jungerius et al., 1981) ; une période d'aridité localisée (Rutin, 1983) ; l'activité de la faune locale comme les lapins (Jungerius et Van der Meulen, 1988), moutons et animaux de bétail (Thom et al., 1992).
- (5) Les fortes précipitations peuvent éroder une partie de la surface du sol en formant de petits ravins pouvant évoluer par la suite en caoudeyre (Thompson et Bowman., 1984).
- (6) L'ensevelissement de la végétation par des dépôts de sable durant des événements de tempête de forte intensité (Marta, 1958).
- (7) L'activité humaine peut initier le développement de caoudeyres notamment par : la marche et la création de pistes (Pye, 1990 ; Bate et Ferguson, 1996) ; l'extraction de sable ; la circulation

de véhicules dans les dunes (Godfrey et al., 1978) ; la construction d'ouvrages (Nordstrom et McCluskey, 1984) ; les incendies (Tinley, 1985).

2.4.4.c. Évolution

L'évolution des caoudeyres dépend des différents paramètres évoluant à diverses échelles spatiotemporelles comme les variations du couvert végétal (Gonzalez-Villanueva et al., 2011), du régime de vents, de la direction du transport sédimentaire ou encore du nombre et de l'intensité des tempêtes.

Au sein des caoudeyres en auge, la direction des vents dominants côtiers contrôle le transport de sable qui peut mener à des taux d'érosion supérieurs à 1 m/an dans le bassin de déflation (Harris, 1974). Lors de vents avec une incidence inférieure à 50° , l'écoulement est topographiquement accéléré au sein de la caoudeyre formant un jet (un courant d'air rapide et confiné). Ce dernier fournit un potentiel de transport sédimentaire pouvant être deux fois supérieur à celui de la plage (Hesp et Hyde, 1996 ; Fraser et al., 1998) (Figure 2.14.a). En revanche, pour des vents avec une incidence plus oblique ($>50^\circ$), l'accélération topographique à travers la caoudeyre diminue et un écoulement secondaire hélicoïdale est généré par la séparation de l'écoulement (Figure 2.14.b). L'écoulement est dominé par des tourbillons et de la turbulence, minimisant le transport potentiel de sédiments (Pease et Gares, 2013).

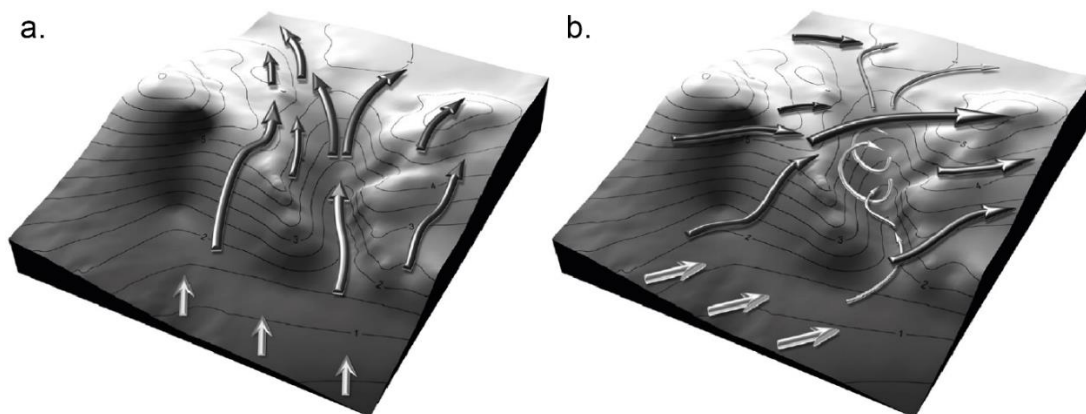


Figure 2.14. Schéma de l'écoulement général de l'air dans une caoudeyre en auge pour des vents avec une incidence par rapport à l'axe de la caoudeyre (a) inférieure à 50° et (b) supérieure à 50° (Pease et Gares, 2013).

Dans les caoudeyres en soucoupe, l'écoulement subit une décélération à l'entrée due à la présence de bordures surélevées. Des cellules de recirculation peuvent se mettre en place, avant de rejoindre l'écoulement initial, ce qui accélère ce dernier jusqu'à la sortie du bassin de déflation (Pluis et Van Boxel, 1993 ; Smyth et al., 2012). Le sédiment érodé à travers le bassin de déflation vient former un lobe de dépôt court et large à la sortie (Jungerius et al., 1981 ; Jungerius et Van der Meulen, 1989 ;

Hesp et Hyde, 1996). L'emplacement des zones d'érosion et de dépôt peut varier si le climat éolien est multidirectionnel (Van Boxel et al., 1997 ; Jungerius et al., 1981).

Avec le temps, les caoudeyres peuvent évoluer de différentes manières en fonction de la vitesse et de la direction dominante du vent, des types de végétation et des processus de revégétalisation, de l'intensité et de la fréquence de l'érosion du système plage-dune ainsi que des tempêtes, et de l'état de la côte (en recul, stable, en progradation). La plupart des caoudeyres s'élargissent au fil du temps par retrait des murs d'érosion jusqu'à atteindre une taille critique en termes de longueur, largeur et profondeur où deux schémas d'évolutions préférentiels se distinguent :

- (1) Les caractéristiques métriques des caoudeyres ne sont plus capables de générer une accélération de l'écoulement entravant ainsi tout transport sédimentaire à travers le bassin de déflation (Jungerius et al., 1981 ; Hugenholtz et Wolfe, 2006, 2009 ; Miyanishi et Johnson, 2007). La stabilisation partielle de la zone peut ainsi profiter aux processus de revégétalisation qui favorisent le dépôt de sable et mènent au développement d'une petite dune végétalisée à l'entrée. Son rôle de barrière empêche une érosion plus importante des murs d'érosion et du bassin de déflation. La fermeture dépend ainsi (1) de la disponibilité en sédiment, (2) du type de végétation (tolérance à l'enfouissement, taux de colonisation, impact sur l'écoulement) et (3) de la variabilité climatique (intensité et fréquence des précipitations, des périodes d'aridité, du régime de vent). Cependant, sous certaines conditions, les caoudeyres peuvent se réactiver par l'érosion des dunes formées à l'entrée ou par le retrait de la végétation suite à une perturbation telle qu'une inondation, un incendie, une période d'aridité ou encore des vents violents (Van Boxel et al., 1997 ; Barchyn et Hugenholtz, 2013 ; Stallins, 2005).
- (2) Sur les côtes à forte énergie éolienne, l'érosion constante des parois, par avalanches des sédiments de la crête vers le bassin de déflation, génère des apports sédimentaires importants qui vont alimenter le lobe de dépôt. Celui-ci peut évoluer en petite dune puis, si les apports de sable se poursuivent, en dune parabolique (Figure 2.15).

Enfin, l'importance de l'intensité et de la fréquence des vents sur l'évolution morphologique des caoudeyres n'est pas encore évidente. Si certains auteurs affirment que leur évolution est liée à des vents de faible intensité, mais de haute fréquence (Jungerius et al., 1991), d'autres relient leur évolution à l'intensité et la fréquence des fortes tempêtes (Abhar et al., 2015).

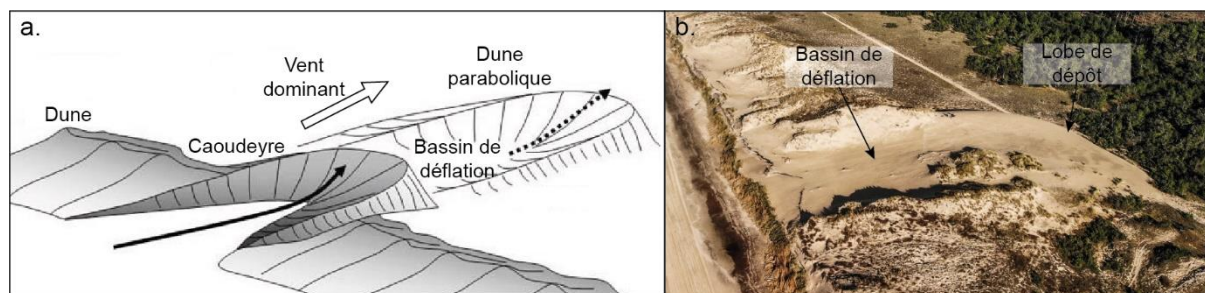


Figure 2.15. (a) Schéma d'évolution d'une caoudeyre vers une dune parabolique et (b) photographie aérienne d'une caoudeyre ayant évolué en dune parabolique sur la côte girondine (Pointe de la Négade, Sud-Ouest, France).

2.4.4.d. Modèles d'évolution

L'évolution de caoudeyres est ainsi le reflet d'interactions entre des processus environnementaux (abiotiques) comme le transport de sable, la vitesse du vent, les précipitations, la température, et des processus écologiques (biotiques) comme l'établissement et la croissance de la végétation qui modulent leur initiation, leur développement, leur activité ou leur stabilité (Hesp, 2002 ; Pye et Bolt, 2017). Cependant, les processus biotiques et abiotiques ne fonctionnant pas de manière indépendante, leurs rétroactions sont essentielles pour certaines étapes du développement des caoudeyres.

D'après les travaux de Corenblit et al. (2015) sur l'évolution des systèmes biotiques-abiotiques, Schwarz et al. (2019) ont proposé un modèle conceptuel afin de caractériser l'évolution des caoudeyres en utilisant trois phases de succession. La phase géomorphologique est dominée par la perturbation physique (tempêtes, inondations) et par la dynamique du relief liée aux forces hydrodynamiques, éoliennes et au transport sédimentaire. La dispersion des graines et les processus biotiques sont contrôlés par l'environnement (Corenblit et al., 2015). La phase biogéomorphologique se compose des rétroactions biomorphodynamiques intégrant la morphologie et les caractéristiques de la végétation interagissant avec les flux de transport de sable. Enfin, lorsque la fréquence et/ou l'intensité des perturbations diminuent, les changements morphologiques de l'environnement sont dictés par la végétation, c'est alors la phase écologique. Ce nouveau modèle conceptuel prend en compte les évolutions morphologiques et les rétroactions des trois phases de succession (Figure 2.16.a, b).

L'initiation d'une caoudeyre débute au stade géomorphologique (1) où son évolution est principalement contrôlée par l'accélération de l'écoulement éolien et par le transport sédimentaire qui augmente sa profondeur et sa largeur par érosion (Figure 2.16.a). Cette dynamique empêche l'établissement d'espèces végétales intolérantes à l'érosion (Figure 2.16.b, IV) ce qui en retour favorise le transport sédimentaire qui vient alimenter le lobe de dépôt, entraînant sa migration vers les terres. La phase de transition (1.5) débute lorsque l'érosion diminue à cause de l'élargissement de la caoudeyre.

La rétroaction négative sur la biomasse s'affaiblit et laisse place à la colonisation de quelques espèces végétales tolérantes à l'érosion (Figure 2.16.b, V). Le passage au stade biogéomorphologique (2) s'effectue lorsque la végétation a atteint un couvert suffisant pour piéger le sable transporté par le vent.

À partir du stade biogéomorphologique (2), la végétation peut coloniser les parois de la caoudeyre, limitant ainsi son expansion, ainsi que le lobe de dépôt et le bassin de déflation (Figure 2.16.a). À ce stade, le développement morphologique est régi par les interactions entre les processus biotiques et abiotiques. En effet, l'érosion supprime la végétation alors que l'accrétion tend à favoriser son développement. Ainsi, la réponse de la végétation face à ces processus, à l'intensité du vent et du transport sédimentaire est cruciale pour le développement de la caoudeyre. Les espèces végétales peuvent être (I) intolérantes, (II) tolérantes ou (III) dépendantes de l'enfouissement (Maun, 2009), mais aussi (IV) intolérantes ou (V) tolérantes à l'érosion (Maun, 1994 ; McLeod et Murphy, 1983). La végétation peut aussi s'établir au niveau du lobe de dépôt entraînant une modification morphologique de ce dernier pouvant évoluer en dune parabolique (Carter et al., 1990 ; Battiau-Queney et al., 1995). Cependant, une forte perturbation supprimant cette végétation peut mener à un retour au stade géomorphologique (1). Enfin, si le couvert végétal augmente dans la caoudeyre, le transport sédimentaire va laisser place à une sédimentation continue qui va diminuer sa profondeur et sa largeur, menant ainsi au stade écologique (3).

Dans le stade écologique (3), la végétation favorise le dépôt dans le bassin de déflation au détriment du lobe de dépôt (Figure 2.16.a) grâce à la rétroaction positive entre l'accrétion de sable et la biomasse végétale qui diminue la vitesse du vent (Figure 2.16.b). Cette rétroaction positive influence la morphologie, mais aussi la composition des espèces au sein de la caoudeyre caractérisée par la succession des plantes (III) dépendantes puis (II) tolérantes et enfin (I) intolérantes à l'enfouissement. Cette succession permet un développement du sol et apporte une stabilité plus importante face à l'érosion grâce au système racinaire. Cependant, le système reste toujours sensible et d'importants dépôts de sable (apportés par une forte activité éolienne comme des tempêtes) qui peuvent enfouir la végétation, initier de nouveaux processus érosifs et ainsi amener le système dans un état transitoire (Figure 2.16.b, 2.5). Durant cette transition, la végétation n'est plus adaptée aux conditions environnementales, la diminution de la biomasse et l'augmentation de l'accrétion mènent au stade biogéomorphologique (2). Enfin, l'importance des processus biotiques et abiotiques détermine l'évolution du système vers le stade géomorphologique (1) ou écologique (3).

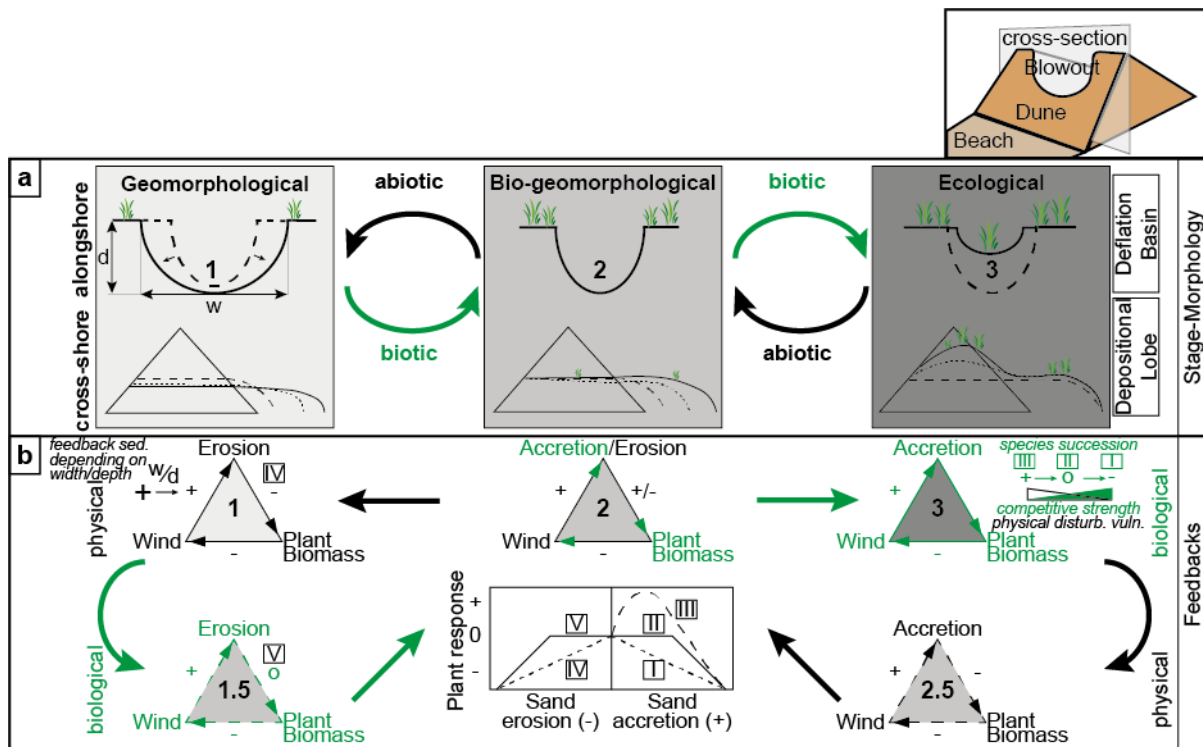


Figure 2.16. *Modèle conceptuel du développement des caoudeyres avec (a) la relation entre les trois stades (géomorphologiques, biogéomorphologique et écologique) et la morphologie associée (les lignes pointillées indiquent le cours du temps) et (b) les boucles de rétroactions présentes entre chaque stade (Schwarz et al., 2019).*

Ce nouveau modèle permet d'outrepasser le modèle non cyclique qui avait été développé par Gares et Nordstrom (1995) dans lequel l'évolution des caoudeyres était définie par quatre stades avec (1) de petites entailles dans la dune qui vont (2) initier la formation de la caoudeyre puis (3) le développement d'une caoudeyre large avant (4) le début d'un comblement et d'une re-végétalisation de la caoudeyre. En effet, le modèle de Schwarz et al. (2019) se base sur les processus (accrétion, érosion, vent, croissance des plantes) permettant d'expliquer le comportement cyclique, grâce aux boucles de rétroactions, du développement des caoudeyres. Cependant, comme indiqué par les auteurs, il faut encore incorporer certains facteurs environnementaux (e.g., l'intensité et la direction des vents, les vagues, la marée et les précipitations contrôlant l'humidité du sol et le transport sédimentaire, les événements extrêmes) et écologiques (e.g., la probabilité de colonisation selon les espèces végétales, les taux de croissance selon les ressources disponibles, la sensibilité aux perturbations) et réaliser des observations à long terme afin de mieux comprendre les processus.

2.5. Végétation dunaire

2.5.1. Les contraintes de l'environnement

2.5.1.a. La perturbation

La perturbation joue un rôle essentiel dans la dynamique des communautés écologiques et intéresse les scientifiques écologues depuis de nombreuses années (MacArthur et Wilson, 1963 ; Grime, 1973 ; Connell, 1978 ; Huston, 1979 ; Paine et Levine, 1981 ; Pickett et White, 1985). Cependant, la définition même de ce qui est une perturbation est encore sujette à débat puisqu'il existe deux définitions très différentes (Laska, 2001). Selon Grime (1974, 1977, 1979), la perturbation est définie comme étant des « mécanismes qui limitent la biomasse végétale en provoquant sa destruction partielle ou totale ». Ainsi, le triangle de Grime avec les stratégies C-S-R (Encadré 2.1) voit la perturbation, le stress et la concurrence comme des phénomènes pouvant modifier les stratégies de vie des espèces selon les conditions environnementales. Les perturbations peuvent être caractérisées par plusieurs paramètres comme leur nature, leur durée, leur fréquence, leur intensité et leur zone d'impact. Ces paramètres vont ensuite dicter les caractéristiques biologiques devant être mises en place par les plantes afin de survivre et se reproduire. Les espèces sont ainsi divisées en différents types biologiques selon leur capacité d'adaptation à la perturbation. Cette définition est donc centrée sur la plante. En revanche, selon White et Pickett (1985), la perturbation est définie comme « tout événement discret (au sens physique du terme) dans l'espace et dans le temps qui déstructure un écosystème, une communauté ou une population et modifie les ressources, le substrat ou l'environnement physique ». Ainsi, la perturbation mène à l'apparition de micro-habitats vacants qui peuvent être recolonisés par de nouveaux individus (Mooney et Gordon, 1983 ; Pickett et White, 1985). Les perturbations peuvent être biotiques ou abiotiques et rassemblent l'effet des herbivores, le piétinement, le labourage, les incendies, les inondations, l'érosion des sols ou encore l'accumulation de sédiment.

Afin d'homogénéiser ces deux définitions, White et Jentsch (2001) ont introduit les termes de « perturbation relative » et « perturbation absolue ». La perturbation relative fait référence à la déviation de l'écosystème par rapport à sa dynamique normale. Ainsi, des événements comme des incendies ou des inondations se produisant de manière récurrente ne seront pas considérés comme des perturbations, car ils font partie de la dynamique normale de l'écosystème. Au contraire, s'ils affectent un écosystème généralement non soumis aux incendies ou inondations, alors ils sont considérés comme des perturbations. La perturbation absolue, quant à elle, se base sur des changements de variables physico-chimiques mesurables comme la biomasse (Grime, 1979) ou de ressources disponibles (Tilman, 1985). Dans la suite de ce document, la notion de perturbation sera utilisée sous la vision de Grime (1974, 1977, 1979), qui est centrée sur la plante et fait référence à des événements discrets dans l'espace et le temps provoquant une réduction de la biomasse ou une mortalité des espèces végétales du système.

Encadré 2.1. Les stratégies végétales selon Grime et Tilman

Selon le modèle de Grime (1977, 1979, Figure 2.17.a), il existe trois stratégies végétales principales qui sont limitées en fonction des facteurs environnementaux comme le stress et la perturbation. Ainsi, il distingue :

- (1) Les espèces tolérantes au stress (S) se développant dans les milieux stressés, espèces de petite taille avec une croissance lente et une faible reproduction.
- (2) Les espèces compétitives (C) se développant dans les milieux productifs et peu perturbés, espèces de grande taille avec une forte croissance, elles possèdent un important système racinaire et aérien afin de capter au mieux les ressources.
- (3) Les espèces rudérales (R) se développant dans les milieux fortement perturbés, de petite taille avec un cycle de vie court, une croissance rapide et une forte reproduction.

Les espèces végétales peuvent aussi être positionnées au sein du triangle, caractérisant ainsi des stratégies intermédiaires (e.g., C-S, S-R, C-R, C-S-R).

Le modèle de Tilman (1985, 1990, Figure 2.17.b) voit les choses d'une tout autre façon. Dans ce modèle, les espèces compétitrices représentent les espèces les plus capables d'abaisser le niveau de ressource tout en tolérant ce faible niveau. Ainsi, dans les milieux pauvres en nutriments (peu productifs) la compétition est principalement souterraine (par le système racinaire) alors qu'elle est principalement aérienne dans les milieux riches.

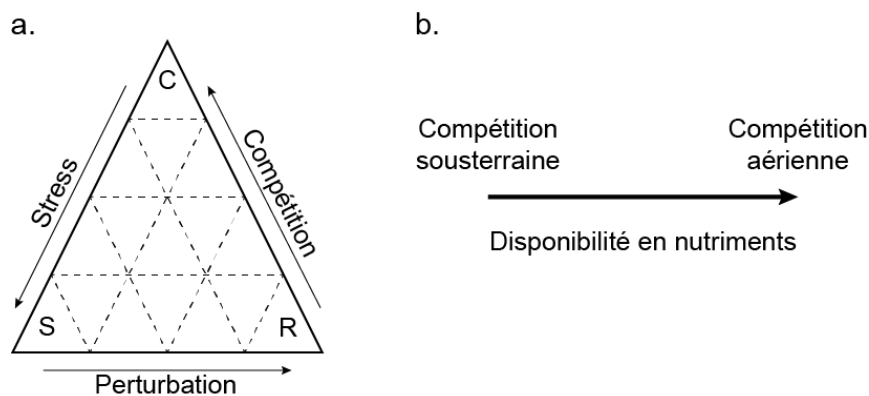


Figure 2.17. Représentation des modèles de (a) Grime et (b) Tilman.

2.5.1.b. Le stress

Contrairement à la perturbation, le stress est défini de manière plus précise comme une contrainte limitant la vitesse de production de la matière sèche, mais sans réduction de biomasse et pouvant se prolonger dans le temps (Grime, 1979). Ainsi, le stress peut être caractérisé par un excès ou

un manque de lumière, d'eau, de minéraux, de nutriments ou de chaleur menant à une diminution de la productivité par photosynthèse. Cependant, comme pour la perturbation, il existe plusieurs visions. La définition de Grime (1979) se base sur le stress à l'échelle de la communauté alors qu'elle devrait être mesurée à l'échelle de l'individu qui subit le stress selon Korner (2003 ; 2004). En effet, une plante peut vivre dans un milieu stressé (c'est-à-dire peu productif), mais avoir développé certaines caractéristiques d'adaptation afin de ne pas être impactée par ce stress. Afin de différencier ces deux définitions, Welden et Slauson (1986) ont proposé d'utiliser le terme « stress », pour la référence à la communauté (stress selon Grime, 1979), mesuré par la productivité de la communauté, et le terme « strain », pour la référence à l'individu (stress selon Korner, 2003), mesuré à partir de la croissance de la plante en condition non limitante et sans voisin (Gross, 2007).

2.5.1.c. Impact de la perturbation sur le fonctionnement de l'écosystème

Le fonctionnement de l'écosystème fait référence aux processus écologiques qui contrôlent les flux d'énergie, de nutriments et de matières organiques dans un environnement. On retrouve par exemple la décomposition, qui est le processus par lequel les déchets organiques, tels que les plantes mortes, sont décomposés et recyclés, mais aussi la production primaire ou encore le cycle des nutriments (Cardinale et al., 2012). La compréhension de l'impact de la perturbation sur le fonctionnement de l'écosystème attire les écologistes depuis des dizaines d'années (MacArthur et Wilson, 1963 ; Grime, 1973 ; Connell, 1978 ; Huston, 1979 ; Paine et Levine, 1981 ; Pickett et White, 1985). Dans les environnements peu soumis au stress, il est reconnu que l'absence de perturbation mène à un déclin progressif du fonctionnement de l'écosystème. L'évolution à long terme de six écosystèmes forestiers allant des zones tropicales à boréales étudiée par Wardle et al. (2004) a montré une diminution de la décomposition des litières, de la biomasse et de l'activité des micro-organismes décomposeurs à travers le temps en absence de perturbation majeure. La diminution de ces paramètres est principalement due à la limitation de phosphore. Cette diminution du fonctionnement a aussi été observée par Fortunel et al. (2009) dans une dizaine de sites européens d'herbacées, soumis à un stress faible à modéré, suite à la diminution de la perturbation. Enfin, Peltzer et al. (2010) ont examiné les résultats d'études de chronoséquences à long terme comprenant des stades régressifs pour des systèmes dans des zones boréales, tempérées et subtropicales. Bien qu'ils aient également constaté une diminution globale du fonctionnement des écosystèmes au fil du temps, ils ont souligné l'existence d'exceptions dans les climats arides (lié à un épuisement plus lent des nutriments). L'épuisement des nutriments à travers le temps est fortement lié au drainage du climat (Huston, 2012). La limitation du phosphore, décrite comme une importante composante dans la régression des écosystèmes, est plus susceptible de se produire dans les climats humides, alors que les climats arides verront plutôt une limitation de l'azote (Delgado-Baquerizo et al., 2013).

La perturbation apparaît essentielle pour maintenir le fonctionnement de l'écosystème dans les milieux peu stressés alors que dans les milieux soumis à un stress important, l'impact de la perturbation est moins évident. Dans les steppes désertiques, le fonctionnement de l'écosystème est diminué par le pâturage (Deng, et al., 2013). En revanche dans les prairies méditerranéennes sèches exposées aux incendies, Dimitrakopoulos et al. (2006) ont constaté une augmentation de la productivité, de la biomasse microbienne et de la décomposition de la litière, ce qui est en accord avec les résultats de Wardle et al. (1997) pour les forêts de conifères boréales. Toutefois, même dans les climats humides, il a été démontré que la modification et l'intensification des régimes de perturbation entraînent des boucles de rétroaction positive entre la composition de la végétation, la structure et le fonctionnement de l'écosystème, qui pourraient réduire la résilience de l'écosystème et déclencher son effondrement (Lindenmayer et al., 2016 ; Bowd et al., 2019). De tels effets sont encore plus susceptibles de se produire dans des systèmes stressés dont la résilience aux perturbations naturelles et anthropiques est moindre (Kéfi et al., 2007). Ainsi, le rôle de la perturbation dans le fonctionnement des écosystèmes n'est pas clairement défini dans les milieux stressés. La résilience des écosystèmes aux perturbations naturelles et anthropiques dépend fortement de la capacité des espèces végétales à recoloniser les habitats perturbés et, par conséquent, de la croissance des plantes et du fonctionnement des écosystèmes. Si les perturbations diminuent le fonctionnement des écosystèmes et, par conséquent, la croissance des plantes et la biomasse des communautés dans les systèmes stressés, cela pourrait entraîner un effondrement des communautés écologiques et des services écosystémiques (Michalet et al., 2006 ; Kéfi et al., 2007).

2.5.1.d. Évolution de la diversité selon un gradient de stress

La relation entre la diversité des plantes et la biomasse le long d'un gradient de stress ou de perturbation a été décrite par Grime (1973). Son modèle met en évidence une faible diversité des espèces dans les environnements à faible biomasse (lié à la diminution du nombre d'espèces adaptées aux conditions extrêmes) et à forte biomasse (étant donné l'augmentation de la compétition) alors qu'il présente une importante diversité dans les milieux à biomasse intermédiaire. Ces relations sont décrites sous la forme d'une bosse appelée *humped-back* (Figure 2.18.a). De plus, la perturbation joue un rôle important en augmentant la diversité dans les environnements peu stressés, et en la réduisant dans les environnements très stressés (Huston, 1979). Cette relation se retrouve principalement pour les communautés végétales, plutôt qu'animales, et est particulièrement courante dans les études utilisant la biomasse comme mesure de productivité (Mittelbach et al., 2001 ; 2003).

Le modèle de Grime (1973) a été sujet à une nouvelle interprétation de la part de Michalet et al. (2006) qui ont proposé d'y inclure la facilitation. Cet ajout ne modifie pas le modèle dans les milieux à forte biomasse (Figure 2.19.b partie A1) car la diversité reste faible à cause de la compétition entre espèces. Dans les milieux moyennement stressés, la facilitation augmente au détriment de la compétition qui diminue (Figure 2.18.b, partie A2), conformément au modèle de Bertness et Callaway (1994).

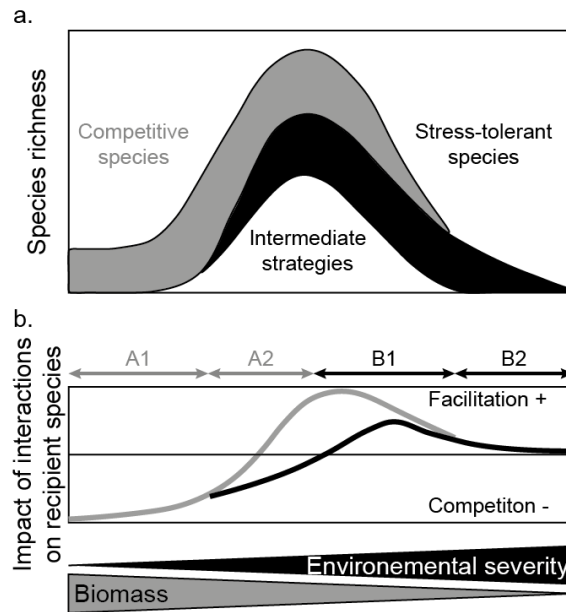


Figure 2.18. **(a)** Effet de la variation des interactions biotiques sur la diversité des espèces le long du gradient de stress/perturbation et importance relative des différentes stratégies végétales (Grime, 1974) et **(b)** Évolution des interactions biotiques pour les espèces compétitrices (en gris), les espèces stress-tolérantes (en noir) le long du gradient de stress/perturbation (Michalet et al., 2006).

En effet, les espèces compétitrices peu adaptées aux milieux stressés ont besoin de la facilitation pour survivre. C'est d'ailleurs au milieu du gradient que la diversité est la plus importante. Puis, quand le stress devient très important, la facilitation disparaît ce qui a pour conséquence de diminuer la diversité, d'abord par disparition des espèces compétitrices (Figure 2.18.b, partie B1) puis par celles des stress-tolérantes (Figure 2.18.b, partie B2). Ainsi, cette nouvelle interprétation permet d'expliquer les relations entre les changements de biodiversité et les interactions biotiques.

2.5.2. Les interactions biotiques

Les interactions biotiques jouent un rôle prépondérant dans la dynamique des communautés végétales en définissant leur structuration, leur composition et leur fonctionnement (Tansley, 1917 ; Clements, 1936 ; Schoener, 1983 ; Bruno et al., 2003). Elles peuvent être interspécifiques (entre espèces différentes) ou intraspécifiques (entre individus de la même espèce), négatives (compétition) ou positives (facilitation). La compétition a été largement étudiée depuis le début du XX^e siècle notamment grâce au développement de différents modèles mathématiques sur la concurrence interspécifique, développé par Lotka (1925) et Volterra (1926), ou sur le principe d'exclusion compétitive, développé par Gause (1934). Mais ce n'est que depuis quelques dizaines d'années que les scientifiques se sont intéressés de façon importante aux interactions positives (Bertness et Callaway, 1994 ; Callaway, 1995 ; Bruno et al., 2003 ; Michalet et al., 2006).

La compétition regroupe l'ensemble des processus entraînant un effet négatif sur les performances (biomasse, reproduction, survie) d'une plante par une autre. Elle peut être inter ou intra spécifique et peut impliquer l'accès aux ressources ou l'occupation de surface. La compétition peut aussi être aérienne ou souterraine. De nos jours, la compréhension de l'action de la compétition sur la productivité le long d'un gradient de stress reste un grand débat dans lequel deux visions s'opposent. Selon le modèle C-S-R de Grime (1974, 1979), l'intensité de la compétition totale (aérienne et racinaire) augmente avec l'augmentation de la productivité et donc la diminution du stress (Figure 2.19.a). En revanche, pour Tilman (1988), l'intensité de la compétition reste la même selon l'augmentation de la productivité, mais ce sont les compétitions aériennes et racinaires qui varient (Figure 2.19.b). Ces deux visions s'opposent et de nombreuses études expérimentales ont soit confirmé le modèle de Grime (Pennings et Callaway, 1992 ; Gaudet et Keddy, 1995 ; Corcket et al., 2003 ; Suding et al., 2003) soit confirmé celui de Tilman (MacGraw et Chapin, 1989 ; Wilson et Shay, 1990 ; Casper et Jackson, 1997). Cette disparité pourrait s'expliquer selon le type d'approche expérimentale qui favoriserait le modèle de Grime si le gradient de productivité est naturel, ou au contraire celui de Tilman s'il est expérimental. Aujourd'hui, il ne s'agit plus de savoir quel est le meilleur modèle, mais plutôt d'essayer de les concilier (Craine, 2005).

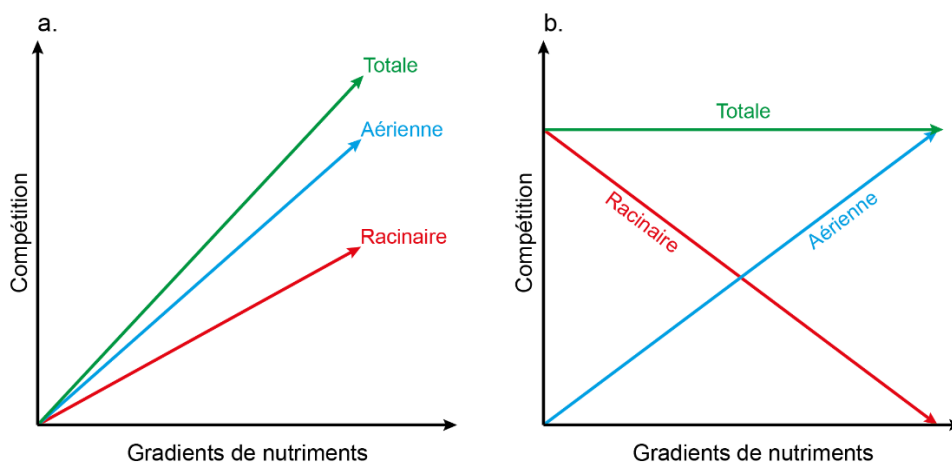


Figure 2.19. Évolution de l'intensité de la compétition racinaire, aérienne et totale en fonction du gradient de nutriment selon les modèles de (a) Grime (1979) et de (b) Tilman (1988).

La facilitation regroupe les processus à travers lesquels une espèce modifie l'environnement de manière favorable permettant une amélioration des performances d'une espèce voisine. Si les deux espèces tirent chacune un avantage, on peut alors parler d'interaction mutualiste. La facilitation peut s'opérer d'une plante dite nurse sur une autre plante de manière directe en réduisant le stress hydrique (Joffre et Rambal, 1993 ; Goldberg et al., 2001 ; Ludwig et al., 2004), thermique (Franco et Nobel, 1989), lumineux (Holmgren, 2000 ; Hastwell et Facelli, 2003) ou nutritionnel (Pugnaire et al., 1996) grâce à l'ombrage, ou de manière indirecte par élimination des concurrents ou prédateurs (Levine, 1999 ; Pages et al., 2003). Ces interactions peuvent donc être bénéfiques à la survie, à la croissance, à la

répartition d'une espèce, ainsi qu'à la diversité et à la dynamique des communautés (Callaway, 1995). La facilitation joue ainsi un rôle prépondérant dans la structuration des communautés végétales, notamment dans les milieux peu favorables comme les déserts, les milieux alpins ou encore les toundras.

2.5.3. Stress et perturbation dans les dunes littorales

Dans les environnements dunaires littoraux, le développement des habitats est influencé par la végétation dominante, la texture et couleur du sol qui modulent à leur tour l'énergie solaire reçue et réfléchi. Ce gradient énergétique est d'autant plus important que ces systèmes présentent d'importantes variations en termes de transport sédimentaire, de couverture et diversité végétale, de porosité du substrat et de quantité de matière organique. Ces dernières engendrent des disparités de certains paramètres au sein même des habitats tels que la teneur en humidité, la température, la lumière et l'intensité du vent. Dans ces milieux, certains auteurs affirment que la dynamique des communautés végétales est principalement dirigée par le stress salin (Oosting et Billings, 1942 ; Van der Valk, 1974 ; Wilson et Sykes, 1999), alors que d'autres déclarent que c'est l'enfouissement par le sable (Barbour et al., 1985 ; Moreno-Casasola, 1986 ; Maun, 1998).

2.5.3.a. L'enfouissement par le sable

L'enfouissement par le sable est certainement la perturbation environnementale la plus importante dans les dunes littorales en ce qui concerne la diversité des plantes non tolérantes (Maun, 1998). En effet, l'accrétion de sable élimine les espèces non tolérantes, réduisant leur abondance relative, au profit des espèces tolérantes. Ainsi, les espèces végétales se développent dans les systèmes dunaires en fonction des dépôts de sable de moyen à long terme (Birse et al., 1957 ; Moreno-Casasola, 1986 ; Perumal, 1994). Quand le sable se dépose sur une surface, il va modifier les conditions environnementales locales dans le sol, pouvant alors être bénéfique ou néfaste pour la végétation ensevelie. La température, l'oxygène et la lumière dans le sol diminuent alors que l'humidité, la quantité de nutriments, la densité du sol et la matière organique augmentent (Maun, 2009). À très court terme, ces variations liées aux dépôts de sable peuvent ralentir la croissance des jeunes plantes (Maun, 1996). Mais cette réponse négative est rapidement contrebalancée. Les plantes vont rapidement s'adapter à ce nouveau micro-habitat, se rétablir et pourront montrer un regain de croissance. En effet, Zhang et Maun (1990) ont enfoui des plantes (*Agropyron psammophilum*) entre 25% et 100% de leur hauteur et après 6 à 8 semaines, les plantes enfouies ont montré une croissance luxuriante et un nombre de feuilles et de tiges plus importantes que les plantes non enfouies. L'augmentation de la biomasse est principalement liée à l'augmentation de la masse racinaire (Cheplick et Grandstaff, 1997 ; Perumal et Maun, 2006). En revanche, il est aussi important de prendre en compte la vitesse d'enfouissement. Un taux d'accrétion graduel permet une réponse des plantes rapide menant à une stimulation et une croissance plus importante qu'un taux d'accrétion rapide (Maun et al., 1996). Les plantes plus matures répondent de la

même façon que les plantes plus jeunes, mais ont des réserves d'énergie plus importantes et peuvent donc supporter des enfouissements plus profonds. Cependant, il y a toujours un niveau critique au-delà duquel les effets préalablement bénéfiques deviennent néfastes. Maun (1998) a montré que les plantes pouvaient avoir trois réponses différentes face à l'enfouissement (Figure 2.20).

- (1) La réponse inhibitrice négative rassemble les espèces végétales qui ne sont pas tolérantes à cette perturbation et meurent rapidement après un faible dépôt de sable.
- (2) La réponse neutre puis négative dans laquelle les plantes ne présentent que peu ou pas de réaction face à l'enfouissement. Mais à mesure que le taux d'accrétion augmente, elles affichent quelques lésions avant parfois de mourir. Cette réponse se retrouve chez certaines espèces d'arbres.
- (3) La réponse stimulante positive rassemble les espèces du milieu dunaire qui montrent une stimulation, surtout après un enfouissement partiel, variable selon les espèces végétales. Cependant, chaque espèce a une tolérance au-delà de laquelle la réponse positive devient négative.

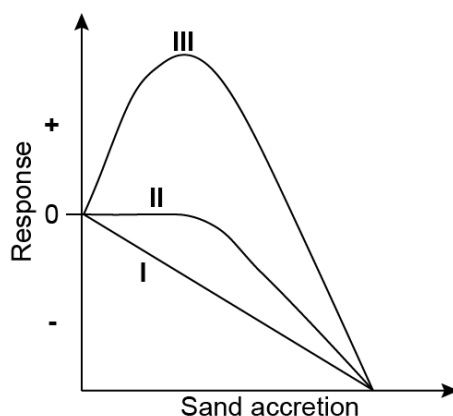


Figure 2.20. Modèle d'interaction entre les réponses des espèces végétales face à l'augmentation du niveau d'accrétion de sable dans les systèmes dunaires (Maun, 1998).

Les espèces adaptées à vivre dans les habitats en accrétion ont développé diverses techniques afin de pouvoir émerger après chaque dépôt de sable. Les jeunes plantes peuvent émerger par allongement des premiers nœuds, la croissance du coléoptile (organe transitoire lors de la germination formant une gaine protectrice pointue autour des pousses émergentes) ou l'élongation de l'hypocotyle (partie de la tige située entre sa base et les premiers cotylédons de la plante) (Maun, 1981 ; Maun et Riach, 1981). La plupart des plantes herbacées poussent à la verticale à partir des méristèmes apicaux (zone de croissance de la partie aérienne des végétaux) (Hermesh, 1972 ; Rowland et Maun, 2001 ; Maun et al., 1996). C'est notamment le cas de *Ammophila arenaria* qui forme des patches avec de nombreux rameaux poussant verticalement. De plus, les rhizomes de ces plantes poussent généralement

de manière horizontale, mais peuvent, suite à un dépôt de sable, modifier leur orientation pour pousser à la verticale afin d'émerger à la surface. Enfin, il existe aussi d'autres techniques comme l'activation des bourgeons dormants sur les racines, les stolons et les rhizomes ou encore l'allongement des pétioles (Maun et al., 1996 ; Sykes et Wilson, 1990) permettant aux plantes d'émerger au-dessus de la surface du sable.

2.5.3.b. *Le stress salin*

Le long des côtes, les embruns salins agissent comme un fort stress environnemental sur les plantes de certaines dunes littorales. Les vagues augmentent la teneur en salinité dans le sol en déferlant sur la plage, voir même jusqu'au pied de dune durant les fortes tempêtes. Les embruns salins sont formés par l'éclatement de petites bulles qui éjectent au-dessus de l'eau des gouttelettes d'eau salée qui sont ensuite transportées vers la côte par le vent. Mais l'exposition des habitats à ce stress n'est pas homogène à cause des variations morphologiques des systèmes dunaires donnant lieu à une exposition plus importante sur la face océanique de la dune.

Les embruns salins peuvent être une source de nutriments améliorant la croissance des plantes. En effet, même si ces apports représentent une faible teneur en éléments nutritifs, ils se composent principalement d'azote, de calcium, de potassium, de manganèse, de chlore et de soufre. Mais les faibles concentrations de ces éléments ne peuvent combler entièrement le déficit d'éléments dans les dunes. En revanche, les embruns salins peuvent favoriser indirectement la décomposition de la matière organique ce qui augmente la quantité de nutriments dans le sol. En effet, dans les zones fortement exposées aux embruns salins (e.g., la dune embryonnaire), ces derniers permettent de diminuer le stress hydrique atmosphérique et d'augmenter l'humidité du sable. Ces effets entraînent une augmentation de l'activité des micro-organismes décomposeurs, augmentant ainsi la décomposition de la matière organique (Forey et al., 2008).

Lorsque les plantes sont exposées aux embruns salins, selon la fréquence et l'intensité, certaines lésions peuvent apparaître dues à la toxicité des ions du sodium (Na^+) et du chlore (Cl^-) qui s'accumulent dans les tissus. Elles débutent par une nécrose sur l'extrémité des feuilles qui se propage peu à peu à l'ensemble de la plante. Ces lésions se manifestent en premier lieu sur les jeunes pousses puis sur les plantes adultes (Boyce, 1954). De plus, durant les tempêtes, les cristaux de sel peuvent également endommager les feuilles des plantes par abrasion. Afin de résister à ce stress salin, les espèces végétales des dunes littorales ont développé différentes caractéristiques (Maun, 2009) :

- (1) L'hypertrophie : qui consiste à grossir anormalement les cellules permettant une forte absorption d'ions afin de maintenir la turgescence des cellules en période de stress hydrique.

- (2) L'habitude annuelle : certaines espèces compensent les dommages subis par la salinité par un cycle de vie court, un taux de croissance relatif élevé et une reproduction plus prolifique.
- (3) L'habitude de croissance prostrée : les plantes se développent à des altitudes où l'impact des embruns salins est inférieur à leur seuil de tolérance (Randall, 1970).
- (4) La réduction de l'absorption : certaines espèces limitent l'afflux d'ions dans les feuilles grâce à de faibles propriétés de mouillage de ces dernières. Les gouttelettes d'eau de pluie restent sur les feuilles, puis perlent afin de les laver des embruns salins (Boyce, 1954 ; Rozema et al., 1983 ; Maze et Whalley, 1992).
- (5) Le rejet du sel par les racines : ces espèces végétales déplacent le sel des feuilles vers les racines et le rejettent dans le sol.
- (6) La perte des anciennes feuilles : le sel est séquestré dans les anciennes feuilles de la plante, protégeant ainsi les plus jeunes.

Il existe d'autres mécanismes empêchant l'entrée du sel dans les feuilles comme la présence d'un épiderme épais, des stomates enfoncés, une cuticule épaisse, des couches épaisses de cire épicuticulaire, des feuilles poilues, la fermeture des stomates et des changements de position des feuilles. Mais le développement de la tolérance au sel étant coûteux en énergie, les espèces végétales ont principalement développé des stratégies d'évitement plutôt que de tolérance au sel (Maun, 2009).

Enfin, les effets bénéfiques ou néfastes des embruns salins sur les plantes sont fortement influencés par les précipitations. Dans les régions présentant des précipitations annuelles importantes, les plantes et le sable sont régulièrement lavés par l'eau de pluie diminuant fortement la salinité du milieu. Ainsi, seuls les effets bénéfiques sont observés (Forey et al., 2008), contrairement à des milieux plus arides dans lesquels les embruns salins peuvent former une croûte de sel à la surface, réduisant le transport sédimentaire.

2.5.3.c. Autres facteurs limitants

Si la perturbation par l'ensablement et le stress salin sont les principaux facteurs impactant la dynamique des communautés végétales dans les dunes littorales, d'autres facteurs peuvent aussi jouer un rôle dans cette dynamique. La concentration en eau dans le sol est l'un des facteurs limitants les plus importants pour la croissance des plantes. En raison des grands espaces interstitiels entre les grains de sable, la texture poreuse a une faible capacité de rétention. Ainsi, la majeure partie de l'eau déposée à la surface après des précipitations est soit drainée, soit évaporée. L'humidité du sol est généralement plus importante durant les périodes froides (hivernales) que durant les périodes chaudes (estivales) et présente un gradient *cross-shore* où les plus fortes teneurs se trouvent dans la dune grise grâce à une

végétation et un humus plus développés que dans la dune embryonnaire (Gooding, 1947 ; Oosting et Billings, 1942 ; Baldwin et Maun, 1983). Cependant, cette humidité du sol n'est souvent pas représentative de la disponibilité de l'eau pour les plantes, étant donné que l'eau retenue par la matière organique ne peut, en grande partie, être absorbée par les plantes.

La fréquence et l'intensité des précipitations jouent un rôle significatif dans le développement des dunes littorales et de leur végétation. En effet, elles favorisent la croissance de la végétation tout en augmentant l'humidité du sol et donc la cohésion des grains, réduisant ainsi le transport sédimentaire éolien. De plus, les précipitations minimisent l'impact négatif des embruns marins par un lavage récurrent des plantes et du sable. En revanche, dans les régions à faibles précipitations, comme celles aux climats méditerranéens ou subméditerranéens, le transport sédimentaire est possiblement plus important (selon l'intensité du vent) réduisant la colonisation des plantes et menant à de grandes dunes peu végétalisées. En effet, l'intensité du vent a une forte influence sur la croissance des plantes et le développement des communautés, car il module le transport sédimentaire et l'ensevelissement des plantes, augmente l'évapotranspiration et les impacts de grains de sable sur les feuilles. Néanmoins, il peut avoir des effets positifs dans la dune embryonnaire en diminuant la sécheresse de l'air et en réduisant l'évaporation de l'eau contenue dans le sable (Forey et al., 2008).

Enfin, les dunes littorales ont un sol généralement très pauvre en macronutriments, notamment en phosphore qui serait la principale cause de la faible croissance des végétaux (Willis et Yemm, 1961 ; Willis, 1963). Dans ces milieux, il provient principalement de la décomposition de la matière organique qui peut être souvent faible à cause de la sécheresse, notamment dans les dunes grises plus sèches.

2.6. Gestion des dunes littorales

Au cours du temps, l'homme a eu d'importants impacts sur les systèmes dunaires littoraux de manière directe ou indirecte. Les premiers grands changements induits par l'activité humaine sont liés au surpâturage et à la déforestation des bassins de drainages dans les champs dunaires (Walker, 1985), dont les premières traces rapportées datent de la période romaine, notamment en Italie, avant de s'intensifier durant le Moyen Âge dans l'Europe entière (Postma, 1989). Ces activités ont entraîné une augmentation des apports sédimentaires sur les côtes et une déstabilisation des systèmes dunaires. Cette nouvelle dynamique littorale a contraint les hommes à mener certaines actions de stabilisation (Walker, 1985 ; Corona et al., 1988 ; Sherman et Lyons, 1994). En Europe, l'impact des hommes a été décrit pour la première fois entre les XII^e et XIV^e siècles avec la mise en place de digues sur les côtes (Doody, 1996). Mais c'est surtout durant ces deux derniers siècles que d'importantes modifications ont été réalisées par la construction de jetées, de barrages ou la mise en place de dragages et d'extraction de sédiments fluviaux (Marsh, 1985). Ces ouvrages ont entraîné une réduction majeure des apports

sédimentaires arrivant sur la côte au cours du XX^e siècle, renversant ainsi les tendances d'accumulations passées (Nordstrom, 2000). Durant la seconde partie du XX^e siècle, l'essor du tourisme balnéaire ainsi que de la construction d'hôtels et d'habitations secondaires, en plus d'avoir dégradé l'environnement, ont augmenté les enjeux et donc les risques (Cencini et Varani, 1989). Cet essor de constructions, parfois à la place même des dunes, combiné à l'érosion des plages a entraîné une réduction de l'espace disponible pour le développement ou la mobilité des dunes. Ainsi, durant le XX^e siècle, l'Europe a perdu 25% de ses dunes (Delbaere, 1998), et jusqu'à 85% du reste pourrait être menacé (Helensfield et al., 2004). La gestion contemporaine des dunes littorales tente de concilier les processus naturels avec les activités humaines afin de fournir les services écosystémiques souhaités tout en garantissant la sécurité et le loisir des littoraux. Alors que l'ingénierie dure (*hard engineering*) concerne principalement la mise en œuvre d'ouvrages de défense (e.g., digues, épis), la gestion des dunes rentre dans la catégorie de (1) l'ingénierie douce (*soft engineering*) voire (2) des solutions fondées sur la nature (*nature-based solutions*).

La stratégie d'ingénierie douce implique un fort contrôle des processus afin de limiter la mobilité, d'améliorer ou de restaurer une forme de dune prédéfinie en termes de hauteur et largeur dans le but de protéger les biens en arrière. Elle fait généralement appel à la mise en place de clôtures, de branchages, ou encore de plantation de végétation. Les clôtures et branchages ont pour but de réduire la vitesse du vent, ce qui permet ensuite l'accumulation de sable et la colonisation éventuelle par des espèces végétales pionnières (Doody, 2012) (Figure 2.21.a, b). Ces méthodes ont été déployées à travers de nombreux littoraux et ont l'avantage d'être peu coûteuses et faciles à construire (Gallego-Fernandez et al., 2011 ; Nordstrom et al., 2012). La plantation de végétation, dans le but de fixer le sable, a largement été utilisée dans les dunes littorales pour les stabiliser et ainsi conserver leur rôle défensif face aux risques côtiers (Clarke et Rendell, 2010 ; Hommes et al., 2011) (Figure 2.21.c). Cependant, l'introduction de monocultures ou de plantes non natives peut avoir des impacts négatifs majeurs sur la biodiversité native et réduire la stabilité de la dune en modifiant le profil local façonné par la végétation native (Doody, 2012 ; Hilton, 2006). C'est pourquoi les méthodes de stabilisation contemporaines par la plantation de végétation reposent maintenant sur la plantation d'espèces natives et dominantes comme les espèces d'*Ammophila*. Ces plantes hautes et denses fonctionnent comme constructeurs de dunes en raison de leur système racinaire étendu et de leur capacité à pousser sous un enfouissement constant de sable (Maun, 2009 ; Seabloom et Wiedemann, 1994). Ainsi, les gestionnaires des systèmes dunaires, qui tentent par la gestion douce de limiter la mobilité des dunes, mènent un combat contre la formation et le développement des caoudeyres. En effet, ces dépressions sont capables d'apporter une certaine mobilité au système en favorisant le transfert de sable de la plage vers l'arrière de la dune (Hesp, 2002). Avant la période hivernale qui rassemble l'essentiel des tempêtes, les gestionnaires mettent en place des clôtures ou des branchages au niveau des petites entailles présentes dans les systèmes dunaires, afin de favoriser le dépôt de sable pour cicatriser les brèches et de se fait, éviter le développement de caoudeyre.

Ce type de gestion est notamment appliqué depuis plusieurs dizaines d'années sur le littoral du sud-ouest de la France par l'Office National des Forêts (ONF) afin de protéger et maintenir le cordon dunaire. Enfin, dans des cas extrêmes, lorsque le système dunaire est fortement endommagé, des actions de reprofilages mécaniques peuvent être mises en œuvre à l'aide de bulldozers (Figure 2.21.d). Ces actions ont pour but de remodeler les dunes afin d'assurer une protection contre les vagues de tempêtes et les inondations (Nordstrom et Arens, 1988 ; Matias et al., 2005). Enfin, si ces méthodes permettent d'augmenter la diversité des communautés végétales par rapport aux systèmes laissés en libre évolution (e.g., la plage du Trencat, Sud-Ouest France), l'utilisation abusive de plantes et de clôtures pour construire un système dunaire tend à créer des dunes très uniformes avec des variations morphologiques limitées.

Depuis quelques années, la doctrine promouvant les méthodes de gestions précédentes tend à évoluer en se rapprochant de solutions fondées sur les processus naturels qui tentent de les stimuler afin d'augmenter la sécurité littorale et la qualité de l'écosystème. La perturbation éolienne n'est plus vue comme un risque, mais plutôt comme un des aspects naturels permettant un rajeunissement des sols et une mosaïque d'habitats naturels au sein des dunes. Cette nouvelle doctrine va ainsi à l'encontre des méthodes de gestion douce appliquées sur les littoraux depuis plusieurs dizaines d'années, rendant parfois son approbation délicate pour certains gestionnaires. En effet, cette renaturalisation reviendrait à favoriser le développement de caudeyres dans certaines zones qui étaient jusqu'à présent combattus. Cependant, cette gestion moins intensive des dunes littorales pourrait leur permettre de retrouver une morphologie plus naturelle, améliorant ainsi la conservation de ces zones Natura 2000 qui sont un pilier de la politique de l'Union européenne en matière de nature et de biodiversité. On y retrouve notamment les dunes embryonnaires (type d'habitat 2110), les dunes mobiles avec la présence d'*Amophila arenaria* (type d'habitat 2120) et les dunes fixes herbacées (type d'habitat prioritaire) (European Commission, 2007).

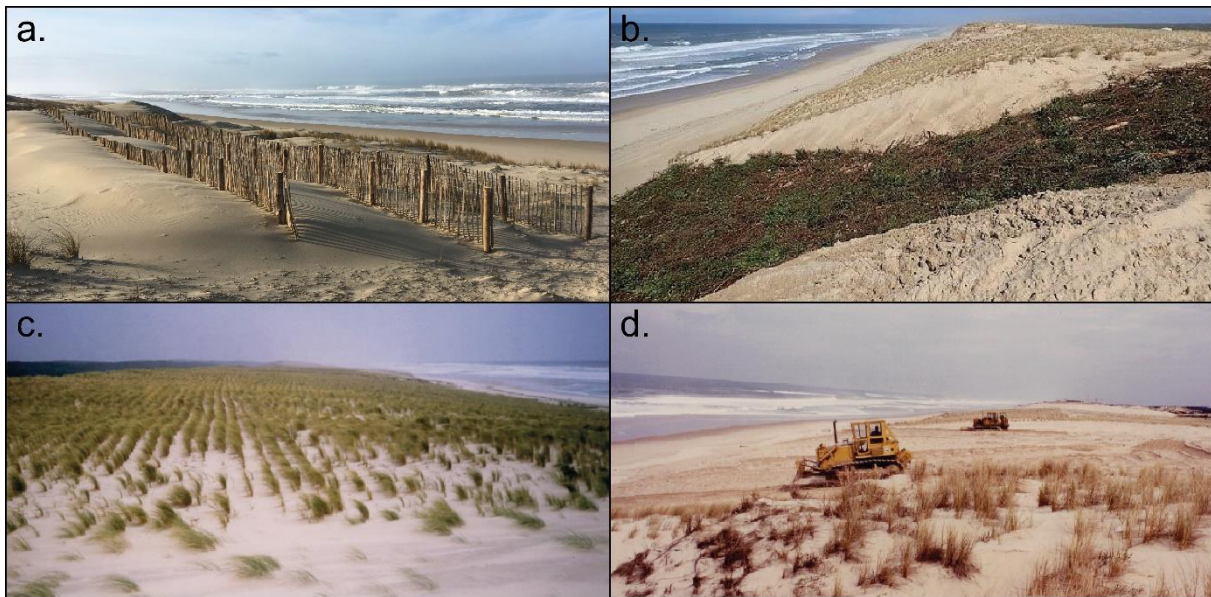


Figure 2.21. Photographies montrant (a) la mise en place de clôtures (Ph. Q. Laporte-Fauret), (b) le dépôt de branchages, (c) la plantation d'oyats (*Ammophila arenaria*) (Ph. ONF) et (d) le reprofilage mécanique (Ph. ONF). Ces photographies ont été réalisées dans les dunes littorales du sud-ouest de la France.

Cependant, dans les systèmes dunaires complètement fixés et soumis à une forte érosion marine, l'homme doit intervenir afin de donner une dynamique de mobilité permettant au système dunaire de migrer vers les terres. En effet, dans des systèmes dunaires très uniformes, d'importants événements érosifs peuvent éroder une partie du système et créer de grandes falaises d'érosion qui inhibent les échanges naturels de sable entre la plage et la dune. Dans ces secteurs, l'érosion chronique peut mener à la disparition du système dunaire (Figure 2.22.a, b, c). En revanche, dans des systèmes dunaires plus naturels avec diverses variations morphologiques, l'échange naturel de sable entre la plage et la dune, notamment à travers des caoudeyres, peut être maintenu malgré une érosion chronique, permettant ainsi une migration vers les terres (Figure 2.22.d, e, f) (Heslenfeld et al., 2004 ; Castelle et al., 2019). Cette stratégie tente ainsi de réintroduire une dynamique de mobilité du système, notamment dans les zones en forte érosion, favorisant sa migration. Cependant, une fois initiée, cette mobilité doit être contrôlée par des ajustements humains afin d'éviter une dynamique excessive menant au déclin de l'écosystème (e.g., le système dunaire du Trencat en libre évolution, Sud-Ouest, France) (Nordstrom et al., 2007). Dans cette gestion, une stabilisation moins stricte est appliquée aux dunes littorales menant à une dynamique naturelle plus importante et une augmentation du sable transporté vers les terres.

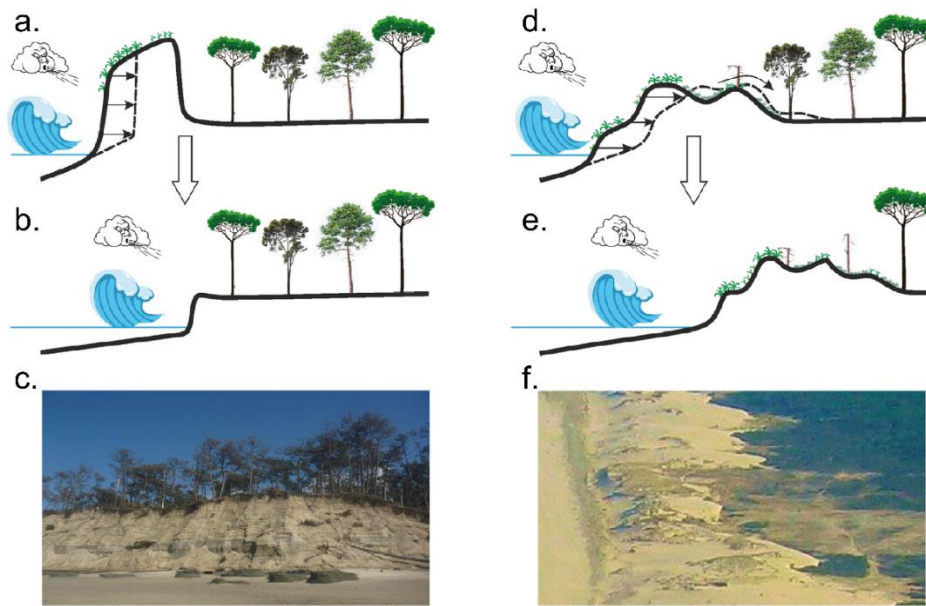


Figure 2.22. Schémas d'évolution des dunes littorales dans un secteur en érosion chronique pour (a-c) des dunes gérées et maintenues uniformes et (d-f) des dunes plus dynamiques, soupçonnées d'être plus résilientes (Castelle et al., 2019).

Mais aujourd'hui, ces différentes stratégies de gestions des systèmes dunaires, notamment celle de la remise en libre évolution, font toujours débat dans la communauté scientifique et s'organisent autour de deux opinions distinctes. Selon Delgado-Fernandez et al. (2019), la remobilisation implique quatre points principaux : (1) le retrait des espèces de plantes invasives pour rééquilibrer la colonisation des dunes, (2) la restauration des dunes de sable, (3) la création de barres sableuses par l'arrachage de végétation et (4) la promotion de l'accès des personnes aux dunes. Si le premier point peut être justifié, les trois autres impliquent des interventions humaines qui altèrent le paysage et interfèrent avec les processus naturels. Il est ainsi préférable de laisser les dunes littorales évoluer naturellement et de mener un effort sur l'éducation des populations (sur la fragilité du littoral) et le contrôle des visiteurs afin de minimiser leurs impacts sur les dunes (Figure 2.23.a, b). Il est donc important de prévoir assez d'espaces disponibles en arrière des dunes, ce qui peut être assez difficile, car dans certaines zones, des biens socio-économiques se trouvent à proximité.

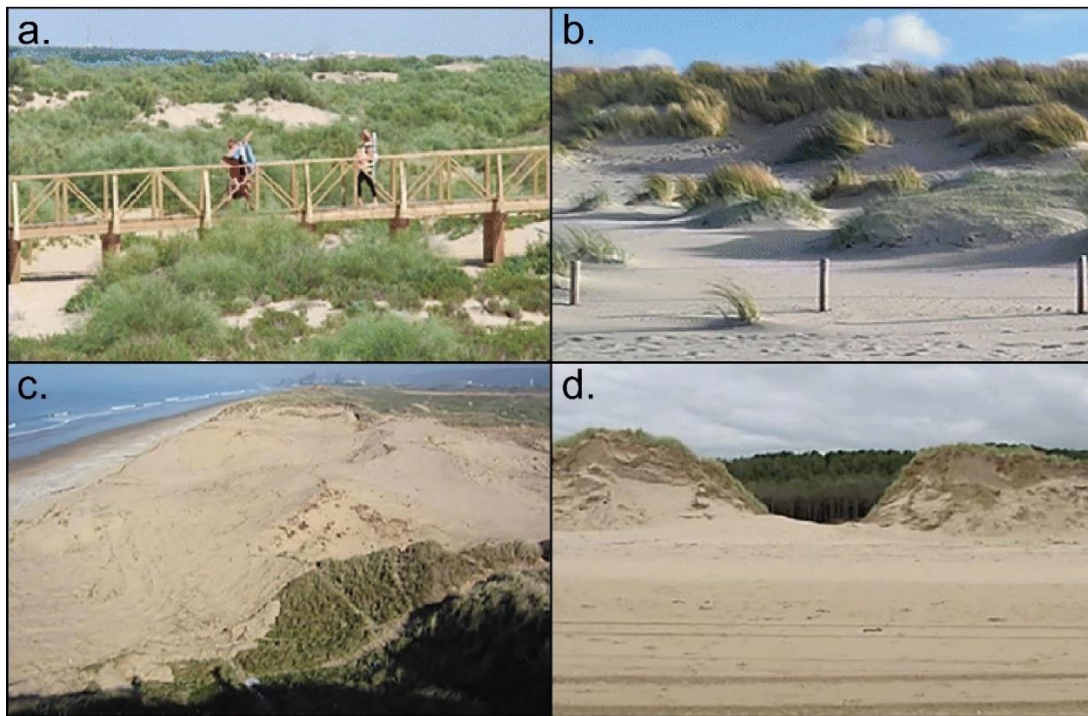


Figure 2.23. Exemples de gestions des dunes littorales avec (a) la mise en place de passerelles (El Rompido, Espagne) et (b) barrières virtuelles (Zandmotor, Pays-Bas) afin de limiter l'impact de l'homme sur le système. Exemples de méthodes suivant la stratégie de dynamisme contrôlé et de remobilisation des dunes avec (c) l'arrachage complet de la végétation (Kenfig, National Nature Reserve, Pays de Galles) et (d) la formation de brèche artificielle (Newborough Warren, National Nature Reserve, Pays de Galles) (Delgado-Fernandez et al., 2019).

Mais cette opinion est fortement controversée par la communauté scientifique du nord de l'Europe, notamment aux Pays-Bas et en Angleterre, où les systèmes dunaires présents partagent une longue histoire de stabilisation humaine (Creer et al., 2020 ; Pye et Bolt, 2020 ; Arens et al., 2020). Ces auteurs voient la stratégie de remobilisation comme un moyen d'encourager les processus dynamiques stoppés par la succession végétale et la stabilisation artificielle afin de créer une mosaïque de dunes végétalisées. En effet, l'essentiel du débat réside sur les avantages que la restauration de la dynamique éolienne peut apporter à la nature, mais aussi à la sécurité des côtes (Kooijman, 2004 ; Bonte et Hoffmann, 2005 ; Rhind et Jones, 2009). Généralement, la remobilisation est réalisée par différentes techniques comme le dépôt de sable au large, afin d'augmenter le volume de sable arrivant sur la côte (Arens et al., 2010 ; De Vries et al., 2012), l'arrachage de la végétation (Jungerius et al., 1995 ; Arens et al., 2004 ; Eamer et al., 2013 ; Konlechner et al., 2015 ; Darke et al., 2016) (Figure 2.23.c), la restauration de caoudeyres (Van Boxel et al., 1997) ou la formation de brèches dans la dune (Pye et Bolt, 2010 ; Pye et Bolt, 2016 ; Arens et al., 2012 ; Arens et al., 2013 ; Kuipers, 2014) (Figure 2.23.d). Ces méthodes ont toute pour but de réactiver la dynamique éolienne afin de remettre en place un transport sédimentaire qui peut générer (1) de nouveaux espaces de sable nu, potentiellement

colonisables par des espèces végétales pionnières menant à de nouvelles successions et (2) une migration vers les terres du système dunaire lui permettant ainsi de faire face à la montée du niveau moyen des mers. Cette stratégie est aussi capable, par l'apport de nouveaux sédiments, de rajeunir les sols et ainsi stimuler la biodiversité dans les dunes sous certaines conditions climatiques (Nordstrom et al., 2007). Enfin, selon Arens et al. (2020), la gestion des dunes ne consiste pas à faire de bons ou de mauvais choix. Chaque choix est valable tant qu'il est basé sur une bonne compréhension du système. Ainsi, ne rien faire comme préconisé par Delgado-Fernandez et al. (2019) peut être un choix, mais il n'est pas applicable dans les systèmes dunaires du nord de l'Europe, car les paysages actuels ne sont pas seulement le reflet de processus naturels, mais aussi de longues interventions humaines.

En Europe, un des systèmes dunaires les plus longs et les plus larges se trouve dans le sud-ouest de la France, sur la côte aquitaine (Froidefond et Prud'homme, 1991 ; Gao et al., 2020). Il a été principalement érigé par les actions humaines sur les deux derniers siècles dans le but de protéger la forêt adjacente de l'abrasion éolienne. En effet, au début du XIX^e siècle, la forêt représentait la principale source économique. Ainsi, des travaux ont été entrepris au milieu du XIX^e siècle par la mise en place de palissades favorisant des premiers dépôts de sable qui ont ensuite été stabilisés par la plantation de végétaux. Suite à des crises économiques et aux guerres mondiales, la gestion du système dunaire n'a été reprise qu'à partir de la moitié du XX^e siècle. D'importants travaux, incluant des reprofilages mécaniques et la plantation de végétation, ont été mis en œuvre afin de refaçonner les dunes (Bossard et Nicolae Lerma, 2020). Enfin, depuis quelques dizaines d'années, si les gestionnaires de l'ONF en charge des milieux dunaires tentent de laisser un certain degré de liberté au système, la dynamique éolienne est encore largement limitée par des travaux de stabilisation, comme la plantation de végétation ou la pose de branchages dans les brèches et caoudeyres, pour éviter une mobilité trop importante des dunes littorales.

2.7. Méthodes de suivi des dunes littorales

Les dunes littorales sont des environnements très dynamiques dont les caractéristiques géomorphologiques et écologiques peuvent évoluer sur des échelles temporelles extrêmement courtes (à l'échelle journalière) tout en affectant la dynamique littorale sur plusieurs années. Les mesures de terrain apparaissent ainsi comme une composante essentielle afin de mieux comprendre la dynamique des dunes littorales sur diverses échelles spatiotemporelles, permettant ainsi une meilleure gestion et/ou protection de ces environnements. Cependant, les dunes littorales sont aussi très fragiles et abritent un écosystème unique qu'il convient de perturber le moins possible. Ainsi, il est primordial de développer ou d'utiliser des méthodes de suivi non intrusives afin de préserver au mieux ces systèmes.

2.7.1. Suivis morphologiques

L'évolution morphologique des systèmes dunaires peut être appréhendée par différentes techniques regroupées à travers des méthodes de mesures (1) *in situ*, (2) LiDAR terrestre ou aéroporté, ou encore (3) optiques.

Une des techniques de mesure *in situ* des plus simples consiste à planter dans le sol des tiges rigides graduées afin de mesurer les changements d'altitude relative liés aux processus éoliens sur une période temporelle définie (Figure 2.24.a). Elles ne mesurent que l'altitude ponctuelle, mais peuvent s'avérer efficaces lors des événements extrêmes où il est impossible d'utiliser d'autres moyens de suivi (Andrade et Ferreira, 2006 ; Łabuz, 2015). L'utilisation de niveau ou théodolite (simple, à laser ou électronique) avec une échelle graduée permet aussi de mesurer les changements d'élévation relative sur de petites surfaces ou le long de transects traversant des structures en reliefs (e.g., crête de dune, caoudeyres) entre plusieurs suivis consécutifs (Łabuz, 2009 ; Hesp, 2013). Enfin, les techniques utilisant la Géolocalisation et Navigation par un Système de Satellites (GNSS) enregistrent la position d'un point de mesure en trois dimensions par triangulation entre les satellites. Plus il y a de satellites connectés, plus la précision sera élevée. Dans le milieu littoral, les mesures par système GNSS différentiel (DGPS) sont le plus souvent utilisées (Pardo-Pascual et al., 2005 ; Dornbusch, 2010 ; Lee et al., 2013) (Figure 2.24.b). Celui-ci implique la comparaison des mesures données par le réseau de satellites sur deux récepteurs, un fixe et un mobile. Le récepteur fixe est placé sur une position connue et sert de base de référence pour corriger la position du récepteur mobile en temps réel (RTK) ou en post-traitement (PPK). Ce système permet d'obtenir une précision horizontale et verticale inférieure au centimètre. Il peut être utilisé pour mesurer l'évolution de points, de profils ou même de zones par interpolation. Enfin, pour une couverture spatiale plus importante, il est possible de monter le récepteur sur un véhicule tout terrain (e.g. un quad) afin, par exemple, d'étudier les évolutions morphologiques d'une plage (Castelle et al., 2020). Cependant, ces mesures *in situ* présentent une emprise spatiale assez limitée par rapport à l'échelle des systèmes dunaires et peuvent s'avérer intrusives pour l'environnement. C'est pourquoi il peut être nécessaire de privilégier des méthodes par télédétection.

Les méthodes utilisant la technologie LiDAR se basent sur l'émission d'une série d'impulsions laser à haute fréquence qui est ensuite réfléchi sur un objet. La distance entre l'émetteur et l'objet est déterminée par le temps de trajet de l'impulsion laser. Les objets réfléchissant le faisceau laser sont référencés grâce à la position du capteur d'acquisition, enregistrant ainsi des millions de points. Ces méthodes sont très largement utilisées dans le suivi des zones littorales et permettent de générer des modèles numériques de terrain 3D avec une résolution spatiale et une précision de l'ordre de 0,1 m tout en pénétrant à travers la végétation (Donker et al., 2018 ; Le Mauf et al., 2018 ; Ruessink et al., 2018). L'utilisation du LiDAR aéroporté permet des suivis sur de grandes échelles spatiales avec une haute résolution et précision, mais son coût très important et le long traitement des données empêche les suivis

à haute fréquence (mensuelle ou saisonnière). Enfin, les suivis utilisant un LiDAR terrestre sont moins chers, mais non adaptés à l'étude des systèmes littoraux à cause de leur faible couverture spatiale et de leur intrusion dans l'écosystème (Figure 2.24.c). Ainsi, si les méthodes de télédétection par LiDAR permettent d'étudier les évolutions morphologiques des systèmes dunaires à haute précision et large échelle spatiale, les suivis à haute fréquence restent difficiles à mettre en place à cause de coûts et temps de traitement prohibitifs. C'est pourquoi, afin de pallier à ces inconvénients, des méthodes moins onéreuses et plus rapides à mettre en place ont été développées.

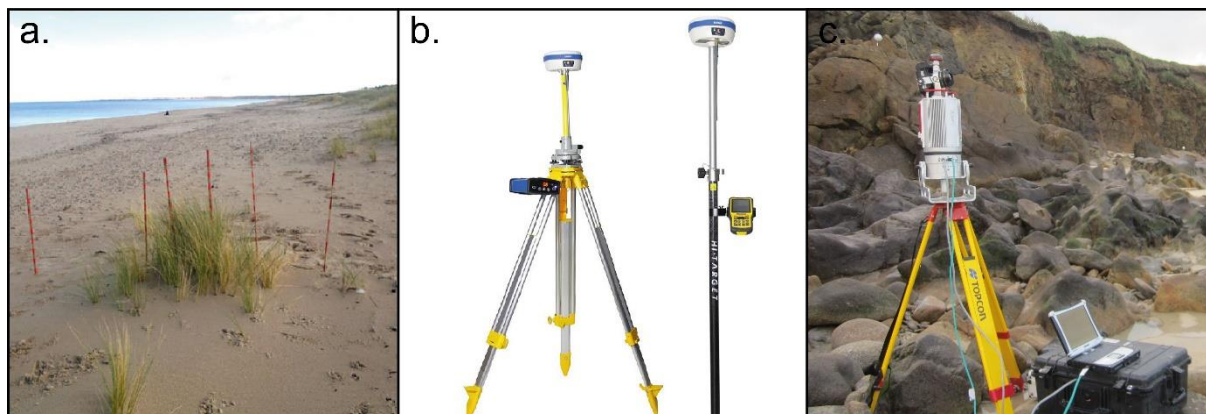


Figure 2.24. Photographies de différents instruments permettant des suivis morphologiques des systèmes dunaires avec (a) des piquets gradués (Labuz, 2016), (b) un système de GPS différentiel avec la base à gauche et le récepteur mobile à droite (Ph. Gold Mechanical & Electrical Equipment Co, Ltd), (c) un LiDAR terrestre ou TLS (Ph. M. Jaud).

Ces dernières années, le développement de logiciels performants de photogrammétrie a permis d'appréhender d'une nouvelle façon les évolutions morphologiques des littoraux en trois dimensions à l'aide de photographies en deux dimensions (Brunier et al., 2016 ; Delacourt et al., 2009 ; Bryson et al., 2013). Ces logiciels se basent sur le principe de la vision stéréoscopique. Pour voir un objet en relief, il est nécessaire d'acquérir une image de cet objet, mais sous deux angles de vue différents. C'est le même principe que la vision humaine, l'œil gauche regarde sous un angle, l'œil droit, décalé en général de 6 à 7 cm regarde sous un autre angle, puis l'information est transmise au cerveau qui recompose une seule image en relief (Figure 2.25.a).

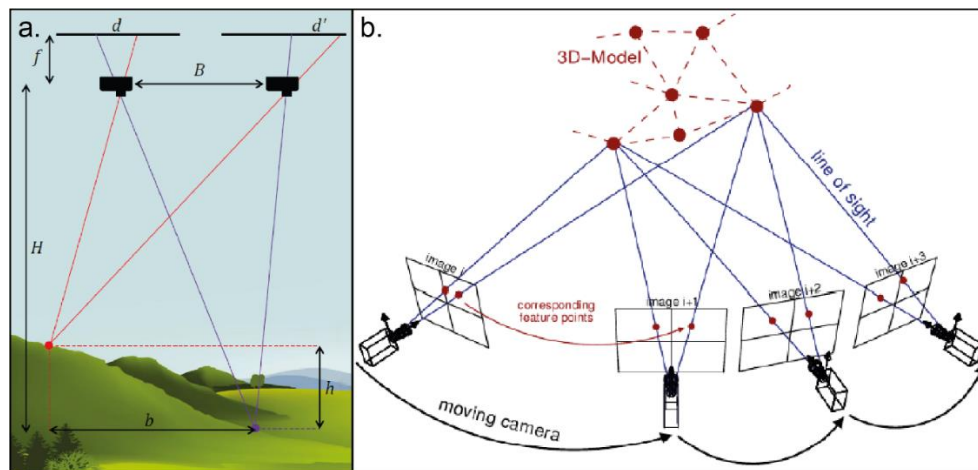


Figure 2.25. Principe de la vision stéréoscopique (a) permettant de reconstruire un relief avec deux images et (b) utilisé par les logiciels de photogrammétrie pour reconstruire une scène en trois dimensions à partir d'un jeu d'images (Nissen et al., 2019, modifié).

Ainsi, le couplage entre les logiciels de photogrammétrie et les algorithmes de *structure from motion* (SfM, Structure acquise à partir d'un mouvement) permet de reconstruire un objet ou paysage en trois dimensions grâce à plusieurs vues d'un objet fixe ou d'une scène sous différentes positions avec un niveau de chevauchement élevé (Figure 2.25.b) (Ullman, 1978). La génération de modèles numériques de terrain 3D s'effectue sous 5 étapes :

(1) L'algorithme de *scale-invariant feature transform* (SIFT, transformation des caractéristiques invariantes de l'échelle, Lowe, 1999) est utilisé pour identifier suffisamment de points communs entre les images afin d'établir des relations spatiales entre l'emplacement des images originales dans un système de coordonnées spatiales 3D arbitraire. Cette identification automatique permet la reconstruction simultanée de la géométrie de la scène, de la position et de l'orientation de la caméra.

(2) Les paramètres individuels des caméras, comme leurs positions, orientations, longueurs focales, sont calculés par des ajustements successifs (appelés *bundle adjustment*). Cette seconde étape permet ainsi la génération d'un nuage de points clairsemé dans un système de coordonnées arbitraires grâce aux emplacements 3D des points caractéristiques (Figure 2.26.a). Le terme *Structure from Motion* tire son origine de cette étape, avec la structure de la scène qui fait référence à tous ces paramètres et le mouvement qui fait référence au déplacement des caméras.

(3) Un nuage de points plus dense et une structure 3D sont ensuite générés par des techniques de correspondance multi vue stéréo (MVS, *multiviewstereo matching*, Furukawa et al., 2010 ; Rothermel et al., 2012) (Figure 2.26.b).

(4) Le nuage de points précédemment généré peut ensuite être référencé dans un système de coordonnées géographiques. Cette étape s'effectue par une transformation de similarité 3D (utilisant

sept paramètres, dont des rotations, des translations et des facteurs d'échelle) basée sur un minimum de trois points de contrôle au sol (GCP, *Ground Control Point*) mis en place sur le terrain avant l'acquisition des images. Il est préférable de déployer un réseau de GCPs, avec une certaine redondance spatiale, possédant un important contraste par rapport au terrain, un centre bien défini, et de mesurer précisément leurs positions avec un GPS différentiel. Ces positions sont ensuite sélectionnées manuellement sur les images avant une procédure d'optimisation qui permet de calculer les paramètres intrinsèques de calibrage de la caméra afin d'augmenter la précision du nuage de points. Il est aussi possible de référencer le nuage de points directement si la position de la caméra et les distances focales sont connues (position GPS de la caméra dans les EXIF des photos), ce qui est plus simple à mettre en place que la méthode avec des GCPs, mais donnera un modèle final avec des erreurs spatiales plus importantes.

(5) Enfin, il est possible d'exporter différents produits référencés de la scène acquise sous forme de nuage de points clairsemé (Figure 2.26.a), dense (Figure 2.26.b), d'orthomosaique (Figure 2.26.c), de modèle numérique de terrain (Figure 2.26.d), ou encore de modèle 3D maillé (Figure 2.26.e) et/ou modèle 3D maillé avec plaquage de texture (Figure 2.26.f).

Les techniques de photogrammétrie peuvent être également utilisées avec les photographies acquises par drone (Mancini et al., 2013 ; Gonçalves et Henriques, 2015 ; Brunier et al., 2016 ; Turner et al., 2016 ; Guisado-Pintado et al., 2016). Même si la réalisation des suivis est fortement dépendante des conditions météorologiques (incapacité de voler sous la pluie et/ou vents trop violents), cette technique représente une alternative moins coûteuse que les vols aéroportés, plus facile à mettre en œuvre, non intrusive pour l'environnement avec la possibilité de suivis à haute fréquence (à l'échelle événementielle) sur des échelles spatiales supérieures au kilomètre.

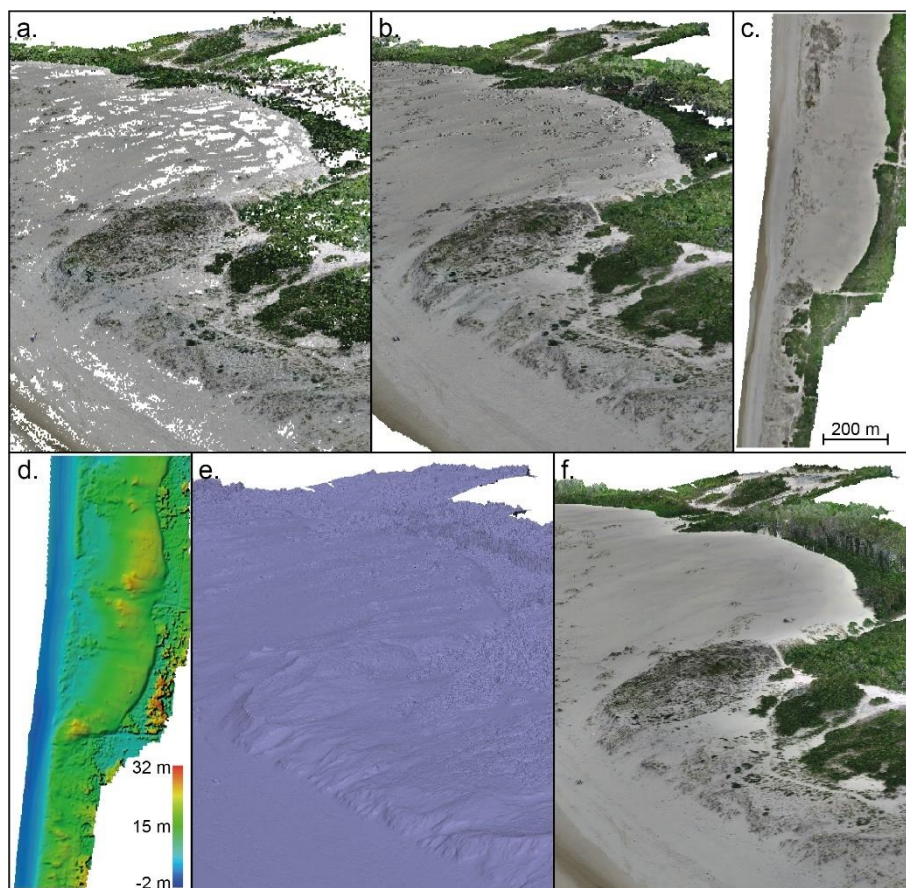


Figure 2.26. Exemples de produits créés à partir d'un jeu d'images drone du système dunaire du Trencat (Sud-Ouest, France) avec (a) un nuage de points 3D clairsemé, (b) un nuage de points 3D dense, (c) une orthomosaique, (d) un modèle numérique de terrain, (e) un modèle 3D maillé et (f) un modèle 3D maillé avec plaquage de texture.

2.7.2. Suivis écologiques

La végétation au sein des dunes littorales joue un rôle majeur dans leur développement tout en fournissant d'importants services écosystémiques (Martinez et al., 2013). Elle se répartit selon sa tolérance aux différentes sources de stress et de perturbation créant différentes communautés visuellement distinctes et généralement reliées aux unités morphologiques dunaires. Afin de suivre l'évolution de la végétation à travers différentes échelles spatiotemporelles, il existe deux grandes familles de suivi, celles impliquant un échantillonnage *in situ* et celles utilisant des méthodes de télédétection.

L'échantillonnage de la végétation sur le terrain est généralement réalisé à l'aide de quadrats (Cox, 1990). Ce dernier délimite une zone dans laquelle le couvert végétal, la densité ou encore la fréquence des espèces peuvent être estimés en comptabilisant le recouvrement des plantes présentes. Le couvert végétal correspond à la projection verticale de la végétation sur le sol lorsqu'elle est vue de

dessus (Bonham, 1989). La couverture totale désigne le pourcentage relatif de la surface du quadra couverte par des individus d'une espèce particulière et peut atteindre plus de 100 % lorsque les couverts spécifiques se chevauchent. La densité ou richesse spécifique correspond au nombre d'espèces de plantes dans chaque quadra. La fréquence d'une espèce est donnée par le nombre moyen de fois où elle est rencontrée (nombre total divisé par la surface, en m², ayant servi à la mesure rapportée à 100, de façon à obtenir un pourcentage). L'organisation des quadrats au sein du site d'étude peut être aléatoire, suivre une organisation régulière ou subjective. La taille appropriée pour un quadra dépend des plantes à échantillonner et du recouvrement total de la végétation. Elle doit être suffisamment grande pour inclure un nombre significatif d'individus, mais suffisamment petite pour que les plantes puissent être séparées, comptées et mesurées sans duplication ou omission d'individus (Cox, 1990 ; Barbour et al., 1985). Dans le cas des plantes présentes dans les dunes littorales, des quadrats entre 1 m² et 2 m² sont suffisants (Forey et al., 2008). Enfin, un échantillonnage régulier (à fréquence saisonnière ou annuelle) aux mêmes emplacements de quadrats à travers le site d'étude permet d'étudier la dynamique de la composition des communautés végétales. S'il existe d'autres méthodes d'échantillonnage sur le terrain, comme le *plot-less sampling* qui mesure les communautés végétales le long de transects (Knapp, 1984), ou la *distance method* qui mesure la distance entre les plantes, l'utilisation de quadrats reste majoritairement la méthode la plus utilisée. Ainsi, l'échantillonnage sur le terrain permet d'obtenir la composition des communautés végétales avec une précision à l'échelle de l'espèce, mais sur des échelles spatiales limitées à la taille et à la disposition des quadrats dans le milieu. Pour étudier les évolutions à plus grandes échelles spatiales, il est préférable d'utiliser d'autres méthodes utilisant des photographies aériennes ou des techniques de télédétection.

Les photographies aériennes représentent une source d'informations importante permettant d'étudier la dynamique de la végétation (Dunn et al., 1990 ; Green et al., 1993). En effet, les différentes communautés végétales étant facilement identifiables visuellement (e.g., forêt, buisson, herbe, etc.), elles étaient initialement délimitées à la main les unes par rapport aux autres (Johnston et Naiman, 1990 ; Turner et al., 1996). Cependant, cette méthode présente certaines limitations comme une précision liée à l'expérience de la personne délimitant les communautés et l'identification difficile des plantes de petite taille (<1 m). Afin de pallier à ces limitations, des méthodes analytiques basées sur le traitement d'images ont été développées (Avery et Berlin, 1992 ; Carmel et Kadmon, 1998), mais peu d'entre elles ont été appliquées à l'extraction de données de végétation (Short et Short, 1987 ; Mast et al., 1997). Ces dernières décennies, l'utilisation d'images multispectrales (possédant 3 à 6 bandes spectrales) et hyperspectrales (possédant plusieurs dizaines de bandes spectrales) a montré un fort potentiel dans la caractérisation de la dynamique spatiotemporelle de la végétation littorale (Adam et al., 2010 ; Marzialetti et al., 2019 ; De Giglio et al., 2019). Si les images multispectrales permettent de caractériser les types de communautés végétales (e.g., forêt, buisson, herbe, etc.) sur une échelle spatiale de l'ordre du mètre, la discrimination à l'échelle de l'espèce végétale reste limitée malgré le développement

d'approches hybrides (Rapinel et al., 2014 ; Medina Machín et al., 2019 ; De Giglio et al., 2019). L'utilisation d'images hyperspectrales offre toujours une plus grande précision de classification au niveau des espèces que les approches multispectrales grâce à la quantité d'informations spectrales qu'elles procurent (Hennessy et al., 2020).

2.8. Positionnement des travaux de thèse

Ce chapitre a permis d'introduire les principaux phénomènes et processus reliant la dynamique sédimentaire, l'évolution des dunes littorales et de leur écosystème, ainsi que les méthodes de gestion et de suivi de ces environnements. Les principaux forçages météorologiques et marins générés par la circulation atmosphérique impactent la dynamique du transport sédimentaire marin et éolien, menant à des évolutions morphologiques et écologiques au sein des dunes littorales. Ces évolutions peuvent être limitées ou amplifiées en fonction des méthodes de gestions appliquées. Cette dynamique s'étalant généralement sur de larges gammes d'échelles spatiotemporelles, il est important d'adapter les méthodes de suivi morphologique et écologique aux questions scientifiques et axes de recherches. Auparavant, les dunes littorales ont souvent été fixées afin de construire une barrière naturelle efficace dans le but de protéger des biens socio-économiques. Mais ce type de gestion est remis en cause depuis quelques dizaines d'années au vu des impacts négatifs qu'elle exerce sur l'écosystème. En effet, un changement de paradigme tend à mener des actions de gestion favorisant les processus naturels tout en réintroduisant une dynamique de mobilité à travers ces systèmes auparavant fixés.

Si différentes techniques ont été développées pour réinstaurer une dynamique éolienne, la mise en place de brèches dans le système dunaire s'avère être un moyen de favoriser le transport de sable de la plage vers l'arrière de la dune. Cette méthode, déjà testée en Europe du Nord, a montré des résultats encourageants caractérisés par une augmentation du transport sédimentaire vers les terres et un rajeunissement des sols liés à l'apparition d'espèces végétales pionnières sur les zones sableuses nouvellement déposées. Mais il est important de prendre en compte le climat local (température, précipitation, vent) qui joue un rôle important notamment dans la dynamique de la végétation, le transport sédimentaire et finalement sur la morphologie des dunes littorales. Cette technique de remobilisation doit donc être testée sous des climats différents afin de vérifier ou non ses bienfaits pour les dunes littorales. À court terme, cette gestion peut sembler destructive pour l'écosystème dunaire, mais à long terme, le transport continu de sable vers les terres pourrait favoriser une migration progressive du système dunaire vers les terres permettant ainsi de mieux faire face à la montée du niveau moyen des mers dans le contexte de réchauffement global.

L'axe de recherche principal de ce travail porte les réponses morphologiques et écologiques d'un système dunaire face à la mise en place de brèches. Afin de mener à bien ces recherches, un

protocole facilement reproductible permettant de suivre en routine les évolutions morphologiques à grande échelle (haut de plage et dune littorale) et haute résolution a été développé. Il doit être facile à mettre en œuvre afin d'avoir une forte réactivité face aux événements extrêmes pouvant impacter significativement le littoral. Il fait ainsi intervenir des drones légers à faible coût équipés de caméras haute résolution, un agencement adéquat de points de contrôle permanents sur le terrain et un processus de post-traitement. Sa mise en place et son développement sont décrits dans le chapitre 4. Ce protocole, accompagné d'un suivi de végétation adéquat ont permis de caractériser l'impact de brèches sur la dynamique morphologique et écologique d'un système dunaire du sud-ouest de la France avec un lourd passé de stabilisation et reprofilage. Ce travail est décrit dans le chapitre 5, dont la première partie s'intéresse principalement à l'évolution du fonctionnement de l'écosystème et de la végétation face à la perturbation générée par les brèches durant un hiver marqué par quelques tempêtes. Après cette étude, les brèches ont été redimensionnées menant ainsi à la seconde partie du chapitre qui s'intéresse à l'impact de la perturbation, liée à ces nouvelles brèches, sur les évolutions morphologiques et la dynamique de la végétation au cours de deux hivers marqués par des conditions de tempêtes très contrastées. Enfin, dans le but d'appréhender la stabilité des systèmes dunaires à une échelle spatiale plus étendue (>10 km), le chapitre 6 décrit une méthode de classification basée sur les pixels qui a été développée. Celle-ci permet de générer une cartographie précise à grande échelle spatiale de différents types de couvert végétal, d'espèces végétales et de sédiment dans les dunes littorales. Grâce à ce développement, il est possible d'examiner finement la distribution spatiale des sédiments et de la végétation afin de caractériser les zones de stabilité ou d'instabilité des dunes côtières qui sont décisives dans la perspective d'une gestion durable des dunes côtières.

Chapitre 3

Matériel et méthodes

3.1. Introduction

Les dunes littorales représentent un environnement fragile qui évolue à travers l'interaction de nombreux processus physiques et biologiques couvrant de larges gammes d'échelles spatiotemporelles. En Europe, l'un des systèmes dunaires les plus importants se trouve sur la façade atlantique du sud-ouest de la France (Froidefond et Prud'homme, 1991 ; Gao et al., 2020). Il s'étend sur plus de 10 km à travers les terres et se compose de trois générations de dunes, dont les plus anciennes se seraient formées il y a 5000 ans BP. Mais leur morphologie actuelle est principalement liée à l'action humaine qui a remodelé et fixé les dunes au cours des derniers siècles afin de protéger la forêt adjacente de l'ensablement. En effet, à cette époque, la forêt représentait une ressource économique importante pour la région. Dans ce système dunaire, la plage du Truc Vert prend place à une quinzaine de kilomètres au nord de l'embouchure du Bassin d'Arcachon. Isolée des fortes pressions humaines, cette plage a notamment hébergé de nombreuses études, portant sur l'hydrodynamique, la morphologie plage-dune ou encore l'écologie, ainsi que des suivis morphologiques de plage réguliers depuis plus d'une dizaine d'années. C'est ici que prend place une expérimentation pionnière en France qui s'intéresse à la remobilisation des dunes littorales par la mise en place de deux types de brèches expérimentales dans le système dunaire du Truc Vert en novembre 2017.

Afin de suivre et comprendre l'impact de ces brèches expérimentales sur les évolutions morphologiques et écologiques du système dunaire, il est essentiel d'utiliser des méthodes de suivi adaptées. Le suivi du couvert végétal à l'aide de quadras est une pratique courante pour appréhender la dynamique des communautés végétales. Ainsi, plusieurs relevés saisonniers ont été effectués soit dans l'axe des brèches soit en position de témoin avec une résolution plus importante au niveau des écotones. En effet, c'est au niveau de ces limites entre les différents habitats que les évolutions sont susceptibles d'être les plus marquées. Les suivis morphologiques des systèmes dunaires sont généralement réalisés à l'aide de LiDAR terrestre, pour de petites surfaces, ou aéroporté, pour des échelles supérieures au kilomètre. Cependant, comme pointé dans le chapitre 2, ces méthodes peuvent s'avérer intrusives pour

l'écosystème, très coûteuses, empêchant ainsi d'atteindre des fréquences d'acquisition saisonnières ou événementielles. C'est pourquoi un protocole spécifique impliquant l'utilisation de drones, de points de contrôles permanents et de traitements d'images par photogrammétrie a été mis en œuvre afin de réaliser des modèles numériques de terrain à haute précision ($<0,1$ m) et haute résolution ($\sim 0,1$ m) sur de larges échelles spatiales (>1 km). Son déploiement rapide, reproductible et peu onéreux permet d'atteindre des fréquences d'acquisition trimestrielles à événementielles (pré/post tempête).

Dans un premier temps, ce chapitre vise à revenir sur l'historique de formation du système dunaire de la côte girondine (Sud-Ouest, France) avant de se focaliser sur le site d'étude, la plage du Truc Vert. Puis, le protocole expérimental mis en place sur un cordon dunaire de 4 km en novembre 2017 est détaillé. Le chapitre se termine par la description des principales méthodes et outils utilisés pour suivre les évolutions écologiques et morphologiques du milieu.

3.2. Site d'étude

3.2.1. La côte girondine

La côte girondine se situe dans le sud-ouest de la France et se compose de plages sableuses s'étendant sur environ 135 km de long. Elle est délimitée par la péninsule du Médoc au Nord et la ville de Biscarrosse au Sud. L'entrée du Bassin d'Arcachon, qui représente la seule échancrure de la côte, permet de diviser le littoral girondin en deux parties (1) un secteur nord de 110 km de long composé de plages sableuses d'orientation principale Ouest-Ouest-Nord-Ouest, changeant d'orientation au nord de la pointe de la Négade et (2) un secteur sud de 25 km de long de plages sableuses d'orientation nord-ouest à Ouest, fortement influencé par la dynamique des passes du bassin d'Arcachon (Figure 3.1.a).

La côte est soumise à un régime méso à macrotidal avec un marnage moyen de 3,7 m, atteignant au maximum 5 m, lors des marées de vives eaux (Castelle et al., 2015) et se compose principalement de sable quartzueux fin (125 à 250 μm) à médium (0,25 à 0,5 mm) (Pedreros et al., 1996). Les plages sont exposées à un climat de houle énergétique formé dans l'océan Atlantique Nord et arrivant avec une incidente principale d'Ouest à Nord-Ouest. Les vagues incidentes montrent une forte variabilité saisonnière avec des moyennes mensuelles de hauteurs significatives de vagues (H_s) et de période entre pics (T_p) s'étalant de 1,1 m et 8,5 s en juillet avec une direction dominante Ouest-Nord-Ouest à 2,4 m et 13 s en janvier avec une direction dominante ouest (Castelle et al., 2017a). Cette direction préférentielle Ouest-Nord-Ouest du climat de vagues génère un transport sédimentaire net dirigé vers le sud, induit par le courant de dérive littorale, allant de 100 à 350.10³ m³/an le long de la côte girondine (Idier et al., 2013), localement en inversion près de Soulac et au nord de Biscarrosse où la côte est orientée Nord-Ouest. Cette forte variabilité saisonnière se retrouve aussi dans l'activité éolienne qui présente des vents

d'intensité et direction moyenne de 4,51 m/s et 311° (Nord-Ouest) en été (Figure 3.2.a) et de 5,34 m/s 264° (Ouest) en hiver (Figure 3.2.b) avec des maximums pouvant dépasser les 36 m/s durant les événements extrêmes de tempête, générant un transport sédimentaire estimé entre 15 et 30 m³/m/an (Froidefond et Prud'homme, 1991).

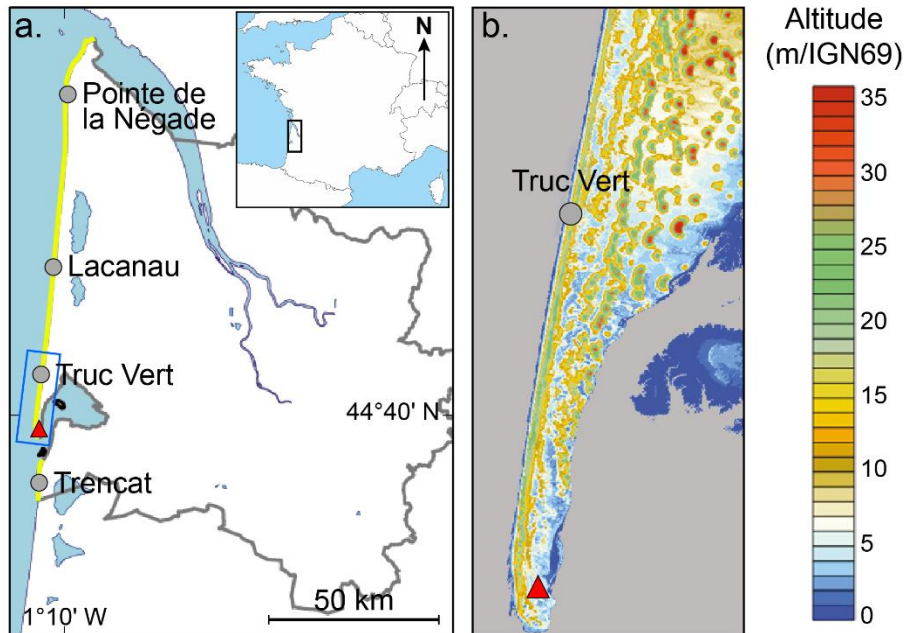


Figure 3.1. (a) Carte de localisation avec les différents systèmes dunaires de la côte girondine, elle-même représentée en jaune. Le triangle rouge représente l'emplacement de la station météo du Cap-Ferret et le rectangle bleu délimite la zone représentée en figure 3.2.b. (b) Localisation de la plage du Truc Vert sur fond de données topographiques (LiDAR 2005, Robin et al., 2020a, modifié).

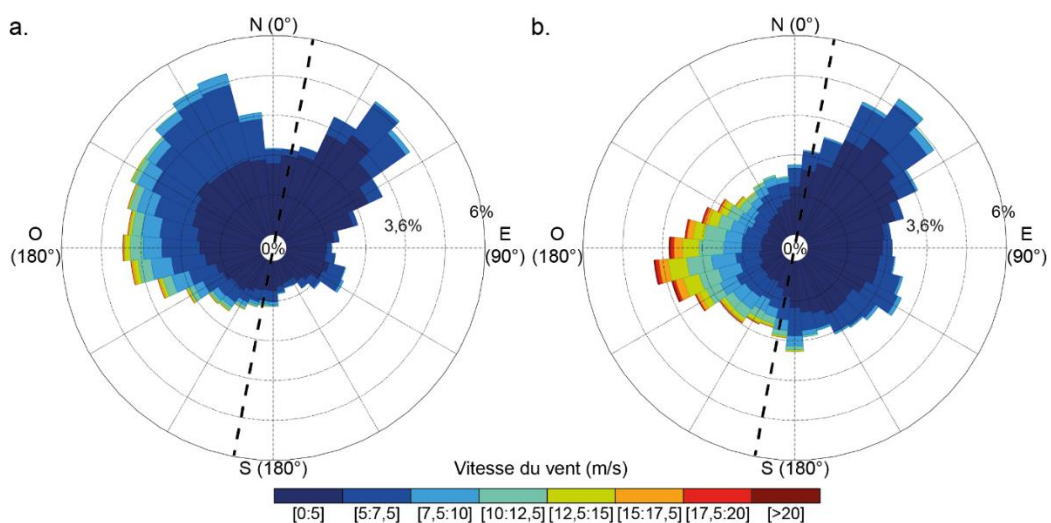


Figure 3.2. Rose des vents de 2003 à 2020 (a) durant l'été (avril à octobre) (b) durant l'hiver (novembre à avril). La ligne noire en pointillés représente l'orientation principale de la côte girondine (10,8°) (données horaires à 10 m, station météo du Cap-Ferret, MétéoFrance).

Le système dunaire caractérisant la côte girondine a une largeur comprise entre 0,2 et 10 km et se compose de plusieurs champs dunaires transgressifs distincts et successifs (Tastet et Pontee, 1998). La chronologie de formation de ce système a notamment été mise en évidence par Tastet et Pontee (1998) grâce à (1) une étude approfondie des dunes et de leur distribution à l'aide d'observations et de cartes de l'Institut Géographique Français (IGN), (2) l'analyse de documents et de cartes historiques du XVIII^e siècle et (3) la datation au C¹⁴ de paléosols côtiers dans le Médoc et la Dune du Pyla. Ainsi, depuis la fin de la dernière période glaciaire (qui débute il y a 110 000 ans et s'achève il y a 10 000 ans environ), la combinaison entre d'importants apports en sédiments, la variation du niveau moyen des mers et une dynamique éolienne soutenue ont conduit au développement de plusieurs générations de dunes (Tastet et Pontee, 1998). Ces champs de dunes s'étendent sur 10 km à l'intérieur des terres, allant des plus jeunes à l'Ouest vers les plus âgées à l'Est (Froidefond et Prud'homme, 1991). La première génération de dune se compose de dunes paraboliques. Il est difficile de connaître exactement leur période de mobilité, mais elle pourrait se situer entre 5000 et 3500 BP ou entre 3000 et 2300 BP, avant d'être naturellement végétalisées à partir de 2300 BP. La seconde génération, aussi appelée dunes modernes, se compose de barkhanes ayant été actives entre 1500 et 200 BP. Cette période temporelle a notamment été marquée par le Petit Âge glaciaire (entre le début du XIV^e et la fin du XIX^e siècle) durant lequel la mobilité des dunes était générale en Europe et où la déforestation, liée au besoin de combustible par les habitants, a favorisé le développement des dunes. Leur mobilité a été stoppée au milieu du XIX^e siècle par la plantation de pins maritimes (*Pinus maritima*) afin de protéger de l'ensablement les prairies et villages à proximité. Les deux générations de dunes représentent respectivement environ 25 000 et 85 000 ha (BRGM et ONF, 2018). La forêt nouvellement plantée, qui était devenue la principale ressource économique de la région, était cependant fragilisée par l'abrasion des grains de sable transportés par le vent et par l'effet corrosif des embruns salins. Ainsi, une dernière génération de dune partiellement formée par des processus naturels et modelée par des actions de gestion humaine a été établie depuis la fin du XIX^e siècle afin de protéger la forêt adjacente.

Les différentes initiatives de gestion menées le long de la côte girondine au cours des deux derniers siècles sont rassemblées à travers la Figure 3.3.a en six phases majeures. Après une période de libre évolution (Figure 3.3.a phase 1), l'établissement de la troisième génération de dune, afin de protéger la forêt, débuta au début du XIX^e siècle par la mise en place de clôtures en bois et de palissades (Figure 3.3.a phase 2). L'interaction entre le transport sédimentaire éolien et ces structures, qui réduisent l'intensité du vent a favorisé le dépôt et l'accumulation de sable formant de petites dunes (Barrère, 1992). Ces dernières ont ensuite été stabilisées par la plantation de végétation généralement composée d'*Ammophila arenaria* et ont continué de s'élever et de s'élargir formant le système de dunes connu de nos jours. Les travaux les plus importants se sont principalement déroulés à la moitié du XIX^e puis du XX^e siècle (Figure 3.3.a phase 3 et 5). Entre ces deux époques, une crise économique et financière d'échelle européenne, touchant de nombreux pays, a limité les travaux dunaires. De plus, le système

dunaire a subi d'importants dommages suite à de fortes tempêtes dans les années 1910 et 1920 et au cours la Seconde Guerre mondiale. Durant cette dernière, l'accès aux dunes littorales était restreint de par l'occupation allemande qui utilisait les dunes comme moyen de surveillance du littoral et le sable comme source de granulat (Figure 3.3.a phase 4). Entre les années 1950 et 1980, d'importants travaux ont été mis en œuvre afin de remodeler, à l'aide d'engins motorisés, les dunes qui avaient été largement entaillées par de nombreuses caoudeyres. La morphologie et les dimensions spécifiques utilisées pour les travaux de façonnage, conçus par l'ingénieur J. J. Goury, sont connues sous le nom de "profil idéal" (Figure 3.3.b). Celui-ci est caractérisé par une pente douce face à la mer (d'environ 20%), d'un plateau subhorizontal (pente d'environ 5%), d'une pente plus raide face à la forêt, correspondant à l'angle de repos du sédiment (environ 60%), avec une largeur entre 150 et 200 m et une hauteur de 12 à 15 m (Paskoff, 2001) (Figure 3.3.a phase 5). À partir des années 1980, les gestionnaires de l'ONF, qui sont en charge de la gestion des dunes sur la côte girondine, ont appliqué des mesures de gestion plus douces, basées sur une approche éco-dynamique, afin de maintenir cette forme dunaire et de limiter l'évolution des caoudeyres. Ces méthodes rassemblent principalement (1) la pose de branchages pour limiter le transport du sable, (2) l'installation de clôtures pour améliorer l'accumulation de sédiments et (3) la plantation d'*Ammophila arenaria* pour stabiliser l'accumulation de sédiments (Figure 3.3.a phase 6). Aujourd'hui, le système dunaire de la côte girondine présente de nombreuses variations morphologiques principalement liées à l'action de chaque gestionnaire en charge de chaque portion de côte, mais aussi au taux d'érosion chronique allant de 0 à 5 m/an le long de la côte (Castelle et al., 2018b). Ainsi, les caractéristiques morphologiques des dunes établies actuelles sont très variables le long de la côte (Figure 3.4) et varient le long d'un gradient nord-sud, avec des largeurs de dune allant de quelques dizaines à plusieurs centaines de mètres (pour une largeur moyenne de 187 m), et des hauteurs de dune variant entre 10 et 21 m (pour une hauteur moyenne de 16,6 m) (Brossard et Nicolae Lerma, 2020).

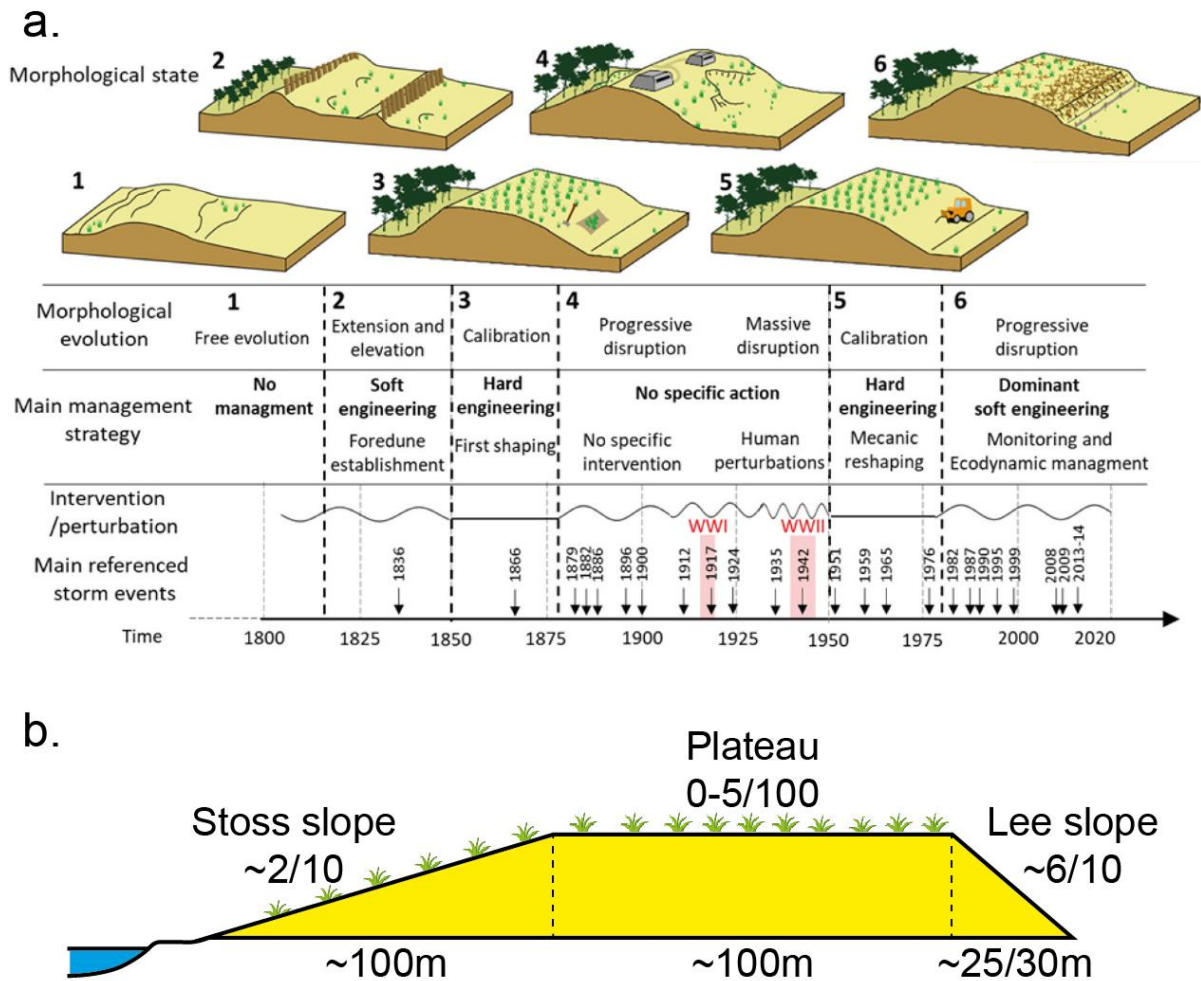


Figure 3.3. (a) Principales phases d'évolutions morphologiques et des stratégies de managements du système dunaire de la côte girondine durant les deux derniers siècles avec la liste des principaux événements de tempêtes (Bossard et al., 2020), (b) Profil idéal imposé lors des travaux de reprofilage mécanique entre 1950 et 1980 (Robin et al., 2020a).



Figure 3.4. Photographies aériennes de différents systèmes dunaires présents sur la côte girondine avec du nord au sud (a) la Pointe de la Négade, (b) Lacanau Nord, (c) le Truc Vert et (d) le Trencat (ph. V. Marieu).

3.2.2. Truc Vert

La plage du Truc Vert fait partie des plages océanes de la côte girondine (Figure 3.5.a). En raison de la faible pression humaine, de l'absence de station côtière et de structure dure, cette zone préservée représente un laboratoire naturel idéal qui a déjà accueilli un large éventail d'études dans les thématiques de l'hydrodynamique littorale (Grasso, et al., 2012), du transport de sédiments et de morphologie des plages et dunes (Masselink et al., 2008 ; Almar et al., 2010 ; Castelle et al., 2015 ; Castelle et al., 2017b ; Laporte-Fauret et al., 2019), de la dynamique des écosystèmes (Charbonnier et al., 2016), des interactions entre plantes et de composition des communautés végétales (Forey et al., 2008 ; Forey et al., 2010 ; Le Bagousse-Pinguet et al. 2013 ; Michalet et al. 2015 ; Laporte-Fauret et al., 2021a). De plus, grâce aux données morphologiques collectées depuis le début des années 2000, il est possible d'étudier la variabilité à long terme (environ 10 ans) du littoral et l'impact des tempêtes (Castelle et al., 2014 ; Castelle et al., 2015 ; Splinter et al., 2014 ; Masselink et al., 2016a ; Robinet et al, 2016). Contrairement à la plupart des plages girondines, la côte au niveau de la plage du Truc Vert est restée relativement stable au moins durant les 65 dernières années, avec cependant quelques variations saisonnières et interannuelles liées aux fortes tempêtes. Cette évolution contraste avec la

partie nord de la côte où l'érosion chronique peut atteindre 5 m/an (Castelle et al., 2018b). Le système dunaire du Truc Vert montre un bilan sédimentaire positif sur les dix dernières années (Nicolae Lerma et al., 2019 ; Laporte-Fauret et al., 2020a) malgré l'hiver exceptionnel 2013/2014 qui a provoqué une érosion drastique au Truc Vert (Castelle et al., 2015) et le long d'une grande partie de la côte atlantique européenne (Masselink et al., 2016a).

En arrière de la plage du Truc Vert se trouve un important système dunaire d'une largeur de 250 m et d'une hauteur comprise entre 20 et 25 m, caractérisé par 4 unités dunaires se répartissant de la plage (zone plus perturbée et moins stressée) à la forêt (zone moins perturbée et plus stressée) (Figure 3.5.b, c). Accolée au haut de plage, la dune embryonnaire (ou *incipient foredune*), définie comme la première unité dunaire, est formée par le dépôt de sable éolien associé à la présence d'espèces végétales pionnières, telles que *Elymus farctus*, *Euphorbia paralias* et *Eryngium maritimum*, qui se développent rapidement sur les surfaces de sable nu. La dune blanche (ou *established foredune*) définit la seconde unité dunaire. Elle représente le premier cordon dunaire formé par le dépôt de sable éolien lié à l'omniprésence d'*Ammophila arenaria*, qui a notamment été utilisé pour édifier le système dunaire, et d'autres espèces comme *Calystegia soldanella*, *Euphorbia paralias* et *Eryngium maritimum*. La dune grise (ou *transition dune*) caractérise la troisième unité dunaire. Cette zone est dominée par des espèces végétales pérennes comme *Helychrisum stoechas*, *Artemisia campestris* et *Corynephorus canescens*. Les dépôts de sable, bien que très faibles dans cette partie de dune, empêchent la colonisation des mousses et lichens qui se développent plus en arrière dans la dune grise (ou *grey dune*). Cette dernière représente ainsi la quatrième unité dunaire à la jonction entre les milieux herbacés et forestiers, à l'abri des projections de sable lors des tempêtes hivernales. La dune grise est caractérisée par la présence de mousses, de lichens, d'espèces pérennes (comme *Corynephorus canescens*), annuelles (comme *Phleum arenarium*, *Cerastium glomeratum*, *Vulpia membranacea*, et *Senecio vulgaris*) et ligneuses (comme *Pinus maritima*), avec à un recouvrement proche de 100%. C'est un habitat de grand intérêt floristique, classé comme habitat naturel prioritaire par la Commission européenne (Code Habitat 2130 dans la Directive Habitat 62/43 du 21 mai 1992, applicable en France depuis 1994). À l'aide de suivis long terme (effectué depuis 1997 par l'ONF) de la végétation des dunes littorales, Forey (2007) a mis en avant les variations de richesse spécifique des dunes le long de toute la côte Aquitaine. Ces recherches, montrent notamment un gradient de richesse spécifique dans les dunes avec des valeurs comprises entre 6 et 13 espèces au Sud et entre 10 et 17 espèces au Nord. Selon ces résultats, la dune du Truc Vert montre une richesse spécifique de 11 espèces.

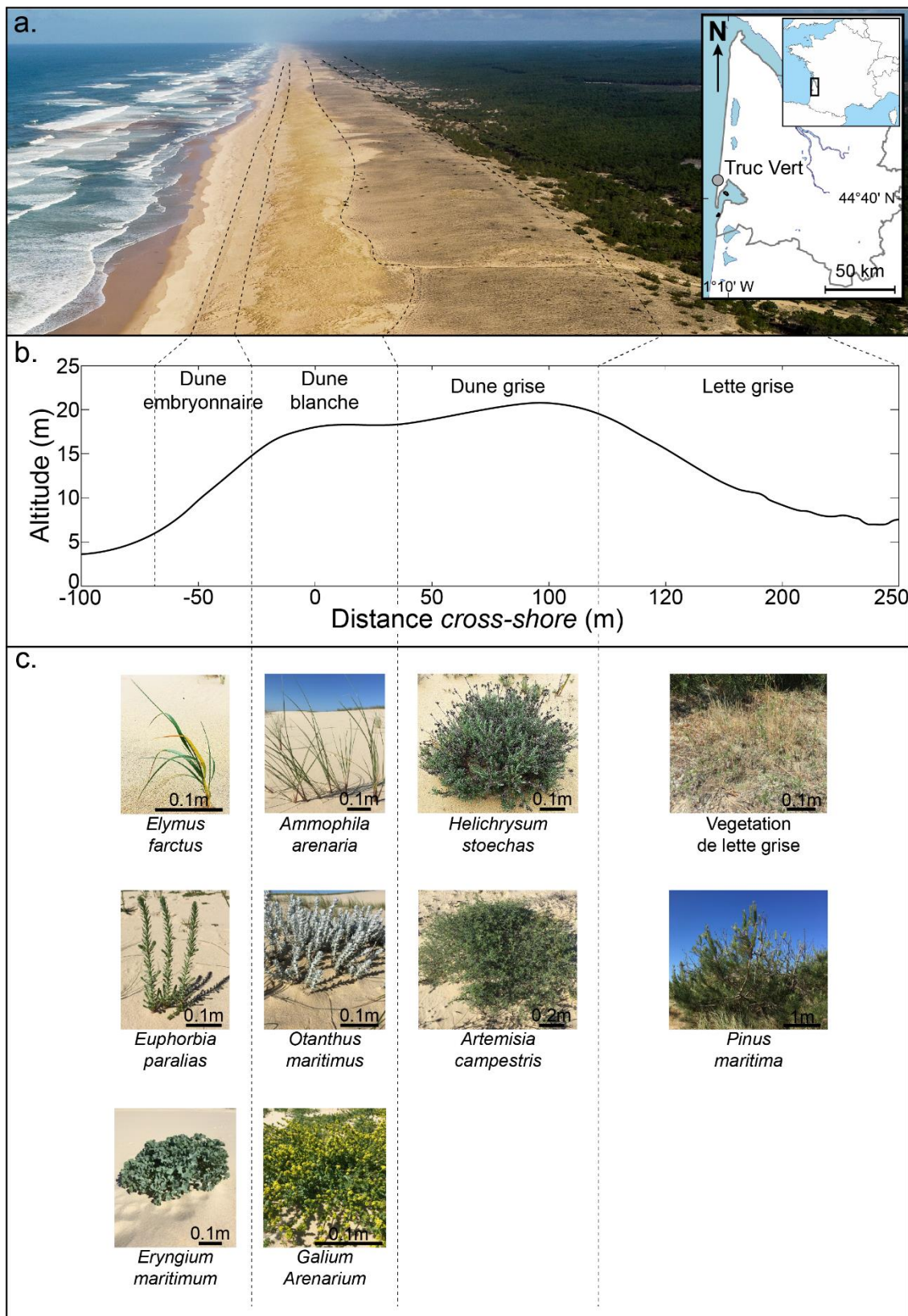


Figure 3.5. (a) Localisation et photographie aérienne de la plage du Truc Vert avec une dune fortement managée, uniforme et parallèle au rivage, (b) profil cross-shore du système plage-dune du Truc Vert montrant les différentes unités dunaires et (c) photographies des espèces végétales dominantes dans chaque unité dunaire.

3.3. Protocole expérimental

L'expérimentation mise en place dans le cadre de ma thèse se déroule au niveau du système dunaire de la plage du Truc Vert (Sud-Ouest, France) sur une longueur de côte de 4 km. Cette portion de dunes a été divisée en huit blocs de 500 m avec quatre blocs expérimentaux séparés entre eux par quatre blocs témoins (Figure 3.6.a). Dans chaque bloc expérimental, deux brèches ont été creusées en décembre 2017. Elles ont été creusées avec des dimensions similaires aux brèches naturellement présentes dans le système (Tableau 3.1). La première a été réalisée dans la dune embryonnaire avec pour but de simuler l'érosion d'une partie du pied de dune par l'action de la houle et du vent durant les tempêtes. En effet, durant ces dernières, l'arrachage de sédiment en pied de dune par l'action de la houle peut mener à la formation de falaises d'érosion (pouvant atteindre plusieurs mètres) qui peuvent ensuite être ponctuellement incisées par le vent menant à la formation de siffle-vents. La seconde a été réalisée sur le flanc ouest de la dune blanche avec pour but de simuler l'action érosive par déflation. En effet, la dune blanche n'étant pas soumise à l'action de la houle, seul le vent peut arracher du sédiment, généralement dans les zones avec un couvert végétal faible, et former des brèches ou des caoudeyres. La brèche dans la dune embryonnaire étant plus à l'Ouest, et celle de la dune blanche plus à l'Est, elles seront respectivement appelées par la suite Brèche Expérimentale Ouest (BEO) et Brèche Expérimentale Est (BEE) et numérotées de 1 à 4 du Sud vers le Nord.

Tableau 3.1. Paramètres métriques des brèches expérimentales creusées en décembre 2017.

	Bloc 1		Bloc 2		Bloc 3		Bloc 4	
	BEO 1	BEE 1	BEO 2	BEE 2	BEO 3	BEE 3	BEO 4	BEE 4
Volume (m ³)	27,9	96,7	70,6	62,4	78,9	52,1	14,5	56,7
Largeur (m)	7,0	8,0	8,1	7,6	8,4	6,6	6,0	9,0
Longueur (m)	12,1	18,4	20,1	15,0	17,0	15,1	8,2	14,5
Profondeur (m)	1,0	1,6	1,3	1,5	1,4	1,0	0,8	1,1

Afin de mesurer l'impact de ces brèches sur la composition de la végétation, quatre transects, allant de la plage à la dune grise, ont été placés dans chaque bloc expérimental. Deux transects dans l'alignement des brèches, et deux autres, positionnés environ 100 m plus au Sud, servent de témoin. Les blocs témoins ne disposent quant à eux que d'un seul transect positionné en son milieu. Dans chaque transect, 13 quadrats sont disposés, principalement autour des écotones et au milieu de chaque unité dunaire. Cette disposition a pour but de capturer au mieux les évolutions de composition de végétation

qui apparaissent préférentiellement au niveau des écotones. Au total, il y a donc 260 positions marquées pour les relevés de végétation (20 transects x 13 relevés).

Après une première année de suivi, malgré des résultats intéressants de l'impact des brèches sur la végétation et le fonctionnement de l'écosystème (Laporte-Fauret et al., 2021a), les évolutions morphologiques sont restées très modérées, avec un comblement général des brèches. Nous avons ainsi décidé à l'automne 2018 de réaliser de nouvelles brèches, mais avec des dimensions différentes, plus étroites, plus profondes et plus longues. Les BEOs ont été creusées au même endroit (Figure 3.6.a) contrairement aux BEEs qui ont été creusés un peu plus vers les terres à travers la crête de la dune blanche (Tableau 3.2) (Figure 3.6.b). De plus, comme les changements écologiques apparaissent principalement en arrière des brèches, le positionnement des 13 quadras a été ajusté en retirant ceux proches de la plage pour en ajouter en arrière des brèches (Figure 3.6.c,d). Enfin, les relevés de végétation dans les quatre blocs témoins n'entrent plus dans le protocole afin de se concentrer seulement sur les blocs expérimentaux qui contiennent déjà deux transects témoins chacun. Néanmoins, les relevés de végétation sont toujours effectués au niveau de ces blocs témoins, mais dans un but de suivi à plus long terme indépendamment du protocole de la thèse. Ce nouveau protocole rassemble donc un total de 208 relevés (16 transects x 13 relevés).

Tableau 3.2. Paramètres métriques des brèches expérimentales creusées en décembre 2018.

	Bloc 1		Bloc 2		Bloc 3		Bloc 4	
	BEO 1	BEE 1	BEO 2	BEE 2	BEO 3	BEE 3	BEO 4	BEE 4
Volume (m ³)	83.9	109.2	140.1	132.8	96.8	80.3	74.1	94.8
Largeur (m)	6.2	5.5	4.4	5.2	4.7	4.4	5.6	4.2
Longueur (m)	15.6	27.1	34.2	28.2	39.5	37.1	19.8	41.4
Profondeur (m)	2.1	2.2	2.2	2.6	1.5	2.0	2.8	1.8

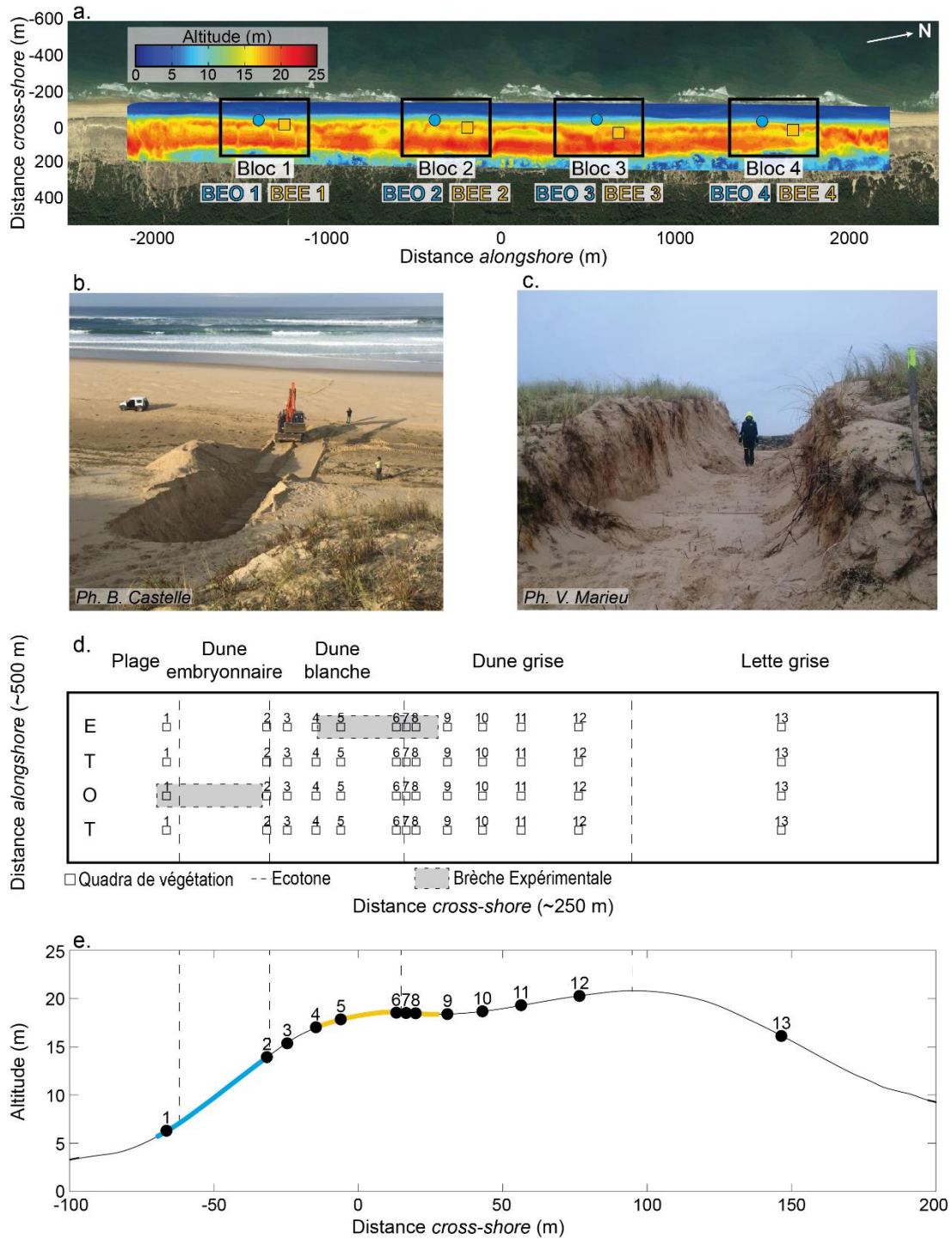


Figure 3.6. (a) Modèle numérique de terrain du système plage-dune du Truc Vert (généré par photogrammétrie d'image drone). Les blocs expérimentaux sont représentés par les rectangles noirs, les cercles bleus et carrés jaunes représentent respectivement les BEOs et BEEs. Brèches expérimentales mises en place dans (b) la dune embryonnaire et (c) dans la dune blanche le 5 novembre 2018. (d) Position cross-shore des quadras de végétation (quarrés chiffrés) au sein d'un bloc expérimental. Les lettres T, E et O correspondent respectivement aux traitements Témoin, Est et Ouest, et (e) Profil cross-shore moyenné sur 4 km avec les positions moyennes des quadras de végétation, des BEOs, en bleu, et BEEs, en jaune.

3.4. Suivis de végétation

3.4.1. Relevés de végétation

La composition des communautés végétales est suivie avec une fréquence saisonnière à chaque position, portant à 10 le nombre de suivis réalisés depuis novembre 2017. Pour chaque suivi, un récepteur GNSS Trimble® R8s a été utilisé (Figure 3.7.a.). Après post-traitement différentiel avec une base fixe du Truc Vert (Figure 3.7.b) ou la base IGN de Lacanau, il permet une précision de 0,015 m et 0,008 m respectivement en verticale et horizontale. Ce système permet d'une part d'échantillonner exactement au même endroit chaque saison, mais aussi de mesurer l'élévation du sol afin d'observer si la végétation a été soumise à un dépôt ou une érosion de sable. Le couvert végétal de chaque espèce est quantifié à l'aide d'un quadra de 1 m², avec une taille de maille de 0,2 m et donc 36 croisements (Figure 3.7.b) en utilisant la technique de couverture par interception de Goodall (1953). Cette technique consiste à compter chaque plante, ou sa projection verticale, qui entre en contact avec un des 36 croisements. Enfin, si une plante est présente (une ou plusieurs fois) dans la surface du quadra sans entrer en contact avec une intersection, une abondance de 0,5 lui est assignée. Cette technique est illustrée par un exemple de relevé dans la Figure 3.7.c, où les couverts de *Galium arenarium*, *Ammophila Arenaria* et *Eryngium maritimum* sont respectivement de 69.4% (i.e., 25 intersections sur 36), 16.7% (i.e., 6 intersections sur 36) et 1.4% (i.e., 0,5 car aucune intersection).

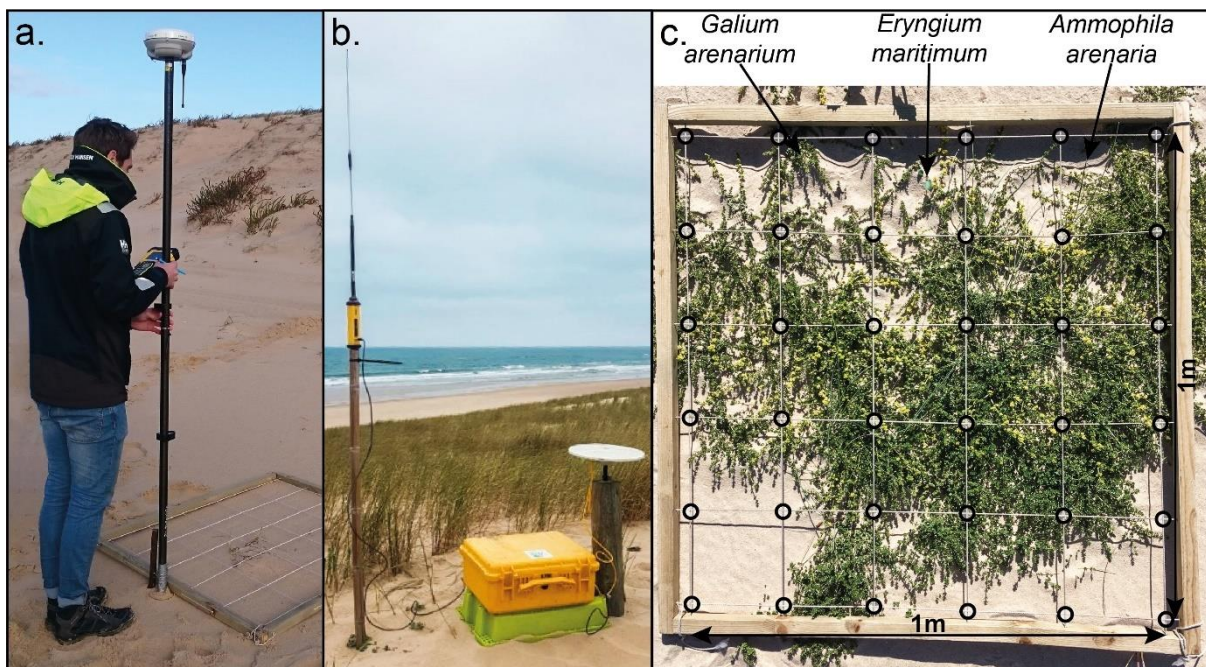


Figure 3.7. (a) Récepteur GNSS Trimble® R8s, (b) Base fixe du Truc Vert et (c) exemple d'un quadra où les cercles noirs correspondent aux 36 intersections.

3.4.2. Analyse des données de végétation

3.4.2.a. Les analyses multivariées

Les techniques d'analyse multivariée représentent un outil privilégié pour le traitement de tableaux de données brutes comportant de nombreuses variables. En effet, selon Legay (1980), « *Aucun phénomène biologique n'a qu'une seule cause, aucun n'a qu'un seul effet. Il faut donc s'habituer à raisonner dans un univers multivarié, où règnent de nombreuses variables et leurs interactions d'ordre divers* ». C'est pourquoi ces techniques sont utilisées dans de nombreux domaines diversifiés comme la biométrie, l'économie, la génétique, etc. Elles ont pour but de mettre à jour l'existence d'une structure et de déterminer les facteurs environnementaux régissant cette dernière. Les analyses multivariées permettent ainsi d'aider à la visualisation et à l'interprétation d'un ensemble d'observations en compressant les données pour en extraire un résumé d'informations pertinentes. Il existe deux grandes familles de méthodes, (1) les méthodes de groupement, qui visent à séparer les objets en groupes distincts où un objet ne peut pas appartenir à deux groupes, et (2) les méthodes d'ordination, qui cherchent à représenter des données dans un nombre d'axes (ou de dimensions) réduit et orthogonaux (indépendants) représentant les principales structures de variabilité des données (Legendre et Legendre, 1998). Il existe de très nombreuses méthodes d'analyses multivariées, mais dans la suite, seules celles utilisées dans ce travail de thèse seront développées.

L'analyse factorielle des correspondances (AFC) (Hill, 1973 ; Benzecri 1992) est une technique de classification très classique utilisée pour des données homogènes et simples se composant de relevés d'espèces (Digby et Kempton, 1987). Elle permet notamment de mettre en évidence la répartition des groupements d'espèces végétales, si leur répartition n'est pas aléatoire, dans le plan factoriel. Pour cela, elle tente de rassembler la plus grande partie de l'information initiale à travers le moins de dimensions possible par la correspondance entre les variables, c'est-à-dire leurs valeurs relatives. Cette diminution est d'autant plus utile que le nombre initial de dimensions est important. Cette réduction est réalisée par la construction de nouvelles variables synthétiques obtenues par la combinaison de variables initiales au moyen de facteurs. Au sein de l'AFC, la distance entre les individus est basée sur la métrique du χ^2 , rendant ainsi cette analyse bien adaptée pour l'étude des successions végétales, où les « *turn-over* » entre espèces nécessitent la prise en compte d'espèces rares.

L'analyse en composante principale (ACP), tout comme l'AFC, est une méthode visant à représenter les variations d'un tableau de données à travers un faible nombre de dimensions. Cependant, du fait d'utiliser la distance euclidienne et non le χ^2 comme pour l'AFC, l'ACP est très sensible au fort poids des espèces abondantes et à l'absence d'espèce (double zéro). Ainsi, il est donc préférable de privilégier l'ACP pour l'analyse de tableaux contenant des variables environnementales.

3.4.2.b. Les analyses univariées ou inférentielles

Lors de l'analyse de données, l'utilisation des statistiques descriptives est une première étape obligatoire permettant, pour de grandes quantités de données, une première description des résultats généralement grâce à l'utilisation de graphiques mettant à jour la structure des données. Ces derniers font notamment appel aux notions de moyenne et de variance. Mais pour confronter des hypothèses à des observations, il faut ensuite utiliser des méthodes inférentielles qui permettent de généraliser à l'échelle de la population des conclusions tirées à partir des données d'un échantillon représentatif. Le but de ces analyses est donc de répondre à la question « la différence observée entre mes deux variables est-elle une vraie différence ou est-elle liée au hasard ? » grâce à des tests statistiques permettant d'obtenir une probabilité que la différence observée soit due au hasard (p-value). Il existe un grand nombre d'analyses possibles (pour une description plus exhaustive de ces méthodes, Gotelli et Ellison 2004), mais pour la suite, seules les analyses utilisées dans ce travail de thèse seront décrites.

Une des analyses fréquemment utilisées pour sa puissance est l'analyse de variance (ANOVA). Elle vise à comparer des moyennes de plusieurs échantillons simultanément, mais n'est applicable que si les distributions vérifient la loi normale et si les variances ne diffèrent pas de manière significative (homogénéité des variances). Dans cette analyse, les variables explicatives (qualitatives) sont aussi appelées facteurs et leurs modalités sont appelées niveaux. On parle de facteur à effet fixe s'il représente un échantillon exhaustif de l'ensemble des niveaux et au contraire, de facteur aléatoire s'il représente un échantillon non exhaustif. Puis, si toutes les combinaisons de niveaux de facteurs sont présentes, alors il s'agit d'un plan factoriel, pouvant être composé d'ANOVAs à une ou plusieurs voies. Ces analyses permettent aussi d'étudier les interactions entre les facteurs indépendants. Dans certains cas, selon le protocole expérimental, il n'est pas possible de mettre en place des dispositifs complètement aléatoires. Il convient alors de constituer des blocs (parcelles similaires) à l'intérieur desquels les conditions sont homogènes. On parle alors de bloc complet ou incomplet si les traitements sont appliqués ou non dans chaque bloc. Cette division de facteur correspond aux analyses en *split-plot*, couramment utilisées en écologie, permet l'étude de facteurs emboîtés au sein des blocs (elles sont aussi appelées ANOVAs hiérarchisées). Un traitement principal est défini puis des traitements secondaires emboîtés les uns dans les autres. Une fois que des différences significatives entre moyennes sont mises en évidence par l'ANOVA, il est important de chercher l'origine de ces différences grâce à des tests de comparaisons multiples (ou test post-hoc) comme le test LSD de Fisher, le test de Student, le test de Newman-Keuls, le test HSD de Tukey etc. Enfin, si une variable de l'analyse est continue (quantitative), on ne parle alors plus d'ANOVA, mais d'analyse de covariance (ANCOVA). Cette analyse est une combinaison entre une Anova et une régression qui permet de tester si certains facteurs ont un effet sur la variable de réponse après avoir enlevé la variance.

3.5. Suivis morphologiques

Ces dernières années, la plupart des méthodes de suivi morphologique des systèmes dunaires réalisés par drone ne pouvaient pas répondre aux attentes de notre expérimentation. En effet, seules de petites zones spatiales étaient suivies, car la principale limitation était la mise en place de GCPs. Comme les littoraux sableux sont très dynamiques, il n'est pas possible de laisser en permanence ces points de contrôle sur la plage ou le pied de dune. Il faut donc les mettre en place le jour du suivi, relever chaque position avec un GPS différentiel puis réaliser le levé drone. Cette méthodologie est très fastidieuse pour le suivi de système sur des échelles supérieures au kilomètre tant le nombre de points à placer et leur temps de mesure sont importants. De plus, en France, la législation interdit d'avoir une distance supérieure à 1 km entre le télépilote et le drone. Ainsi, afin de pallier à ces limitations, un protocole innovant a été développé avec l'utilisation de drone quadricoptère à faible coût, de GCPs permanents possédant une disposition adéquate à travers le système d'étude et des plans de vol automatisés. Ce protocole innovant a été validé et permet de suivre un système dunaire de 4 km *alongshore* et 350 m *cross-shore*. Il est présenté dans cette section, la description détaillée du protocole et de la validation étant présentée dans le chapitre 4 (Laporte-Fauret et al., 2019).

3.5.1. Acquisition d'images par drone

Les suivis de la morphologie dunaire sont réalisés à l'aide d'un drone quadricoptère équipé d'une caméra, piloté par une radiocommande, et d'une tablette permettant un retour vidéo ainsi que l'exécution automatique de plans de vol programmés à l'avance. À travers les 4 km *alongshore* du système dunaire, 36 GCPs permanents ont été mis en place par paire tous les 250 m *alongshore* (Figure 3.8.a,d,e). Elles sont constituées d'un composite d'aluminium au format A4 et vissées sur un poteau en bois, lui-même enterré d'au moins 1 m dans le sable. Elles sont ainsi résistantes aux intempéries, stables et horizontales. La position des GCPs est mesurée par un GPS différentiel une à deux fois par an, généralement avant l'hiver, au niveau du point jaune, représentant le milieu (Figure 3.8.a). Chaque paire de GCPs est implantée dans les parties les plus stables du système, en arrière de la dune blanche et dans la dune grise, menant à une disposition dite centrée. En effet, même si une disposition des GCPs stratifiée ou sur les bordures de la zone d'étude permet une meilleure précision verticale et horizontale (Martínez-Carricondo et al., 2018), dans notre site d'étude, il est impossible de conserver des GCPs permanents sur la plage à cause des fortes variations morphologiques qu'elle subit durant les tempêtes hivernales.

Entre mars 2016 et mars 2018, les suivis ont été réalisés avec un drone quadri-copter DJI Phantom 2 (DP2) équipé d'une caméra GoPro® Hero 4 Black édition montée sur une nacelle de stabilisation DJI Zenmuse H3-3D brushless permettant une stabilisation de la caméra dans les trois axes (Figure 3.8.b.). Le poids total du drone est de 1,7 kg avec une autonomie de vol de 20 à 25 min dans des conditions météorologiques clémentes. La caméra GoPro prend des images de 12 MPix avec un champ

de vision horizontal très large de $122,6^\circ$, permettant une grande couverture spatiale pour les vols à basse altitude, mais avec une forte distorsion typique des objectifs *fisheye*. Afin de ne pas dépasser la distance de 1 km entre le télépilote et le drone, le relevé complet de 4 km avec DP2 nécessite deux points de décollage/atterrissage, avec deux vols à partir de chaque point (Figure 3.8.d). Le suivi complet se compose donc de 4 vols de 15 min durant lesquels de DP2 vol à environ 6,5 m/s et 65 m de hauteur, ce qui correspond à environ 40 m et 60 m respectivement au-dessus de la crête de la dune et de la plage.

À partir de mars 2018, les suivis ont été réalisés avec un drone quadri-copter DJI Phantom 4 Pro (DP4P) (Figure 3.8.c.). Le poids de ce drone est de 1,4 kg avec une autonomie de vol allant jusqu'à 30 min dans des conditions météorologiques clémentes. Le DP4P est équipé d'une caméra de 20 MPix, avec un champ de vision horizontal de 74° , montée sur une nacelle Phantom 4 Pro stabilisée sur les trois axes. Du fait de son champ de vision plus réduit, il est nécessaire d'effectuer huit trajectoires longitudinales, contre quatre avec le DP2, pour photographier toute la largeur du système plage-dune. L'ensemble du levé est réalisé par 4 vols de 20 min chacun à partir de 4 points de décollage/atterrissage différents (Figure 3.8.e). Le DP4P est réglé pour voler à environ 8 m/s et 85 m de hauteur, ce qui correspond à environ 60 m et 80 m respectivement au-dessus de la crête des dunes et de la plage. Pour les deux drones, les caméras sont programmées pour prendre une image toutes les 2 s.

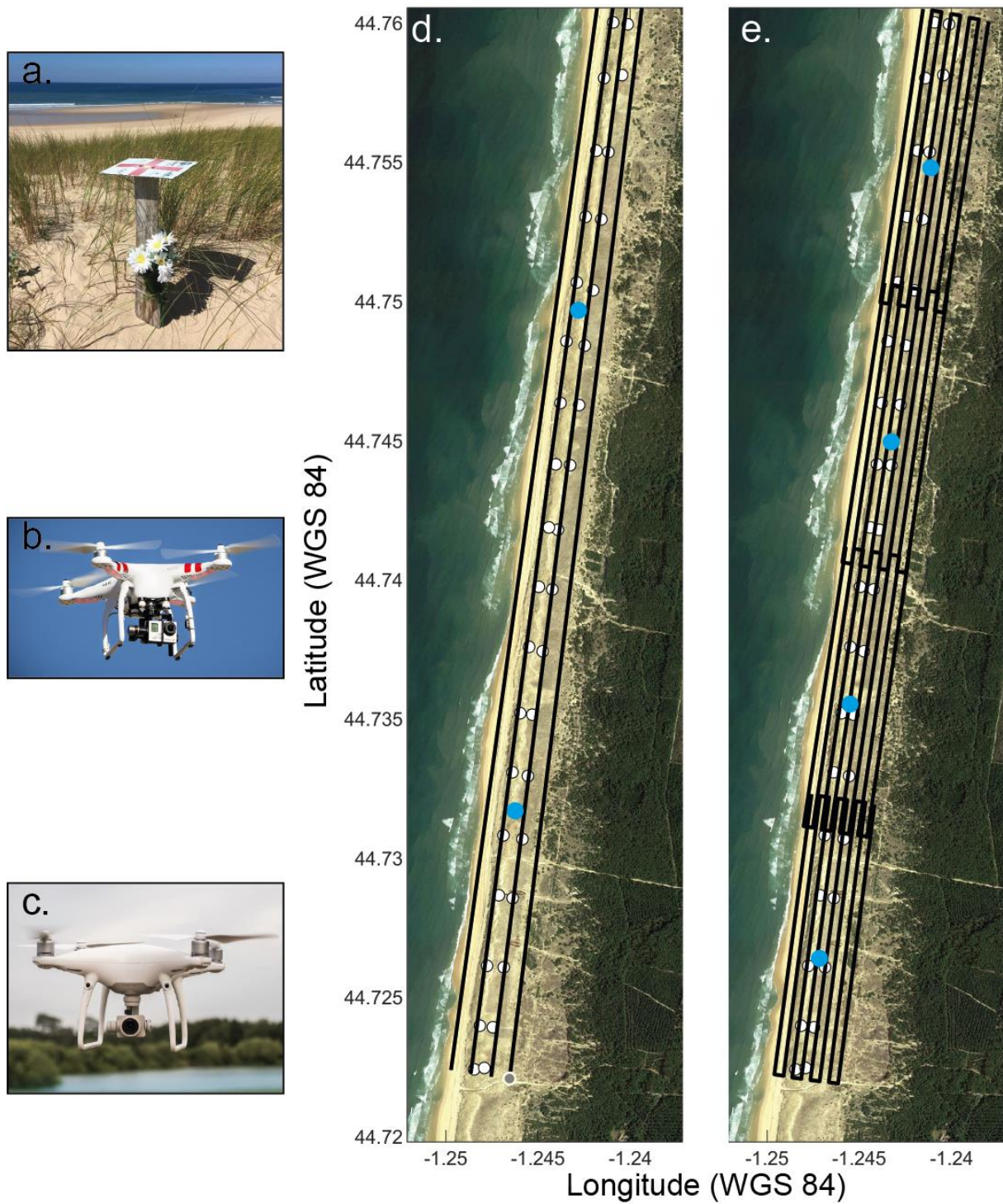


Figure 3.8. Photographies (a) d'un des 36 points de contrôle permanents, (b) du drone DJI Phantom 2 (DP2) équipé d'une caméra GoPro® Hero 4 Black (Ph. Amateursdedrone) et (c) du drone DJI Phantom 4 Pro (DP4P) (Ph. Lacameraembarquee). Plans de vol (d) du DP2 et (e) du DP4P. Les lignes noires, points blancs et points bleus représentent respectivement les trajectoires de vol des drones, les points de contrôle permanents et les points de décollage-atterrissage.

3.5.2. Traitement des images

Dans le cadre des travaux de cette thèse, les méthodes de SfM photogrammétrie ont été réalisées avec le logiciel Agisoft Metashape, qui est utilisé par de nombreux groupes de recherche dans le monde entier et ne nécessite pas un très haut niveau d'expertise en stéréophotogrammétrie. Bien que les algorithmes utilisés pour traiter les images ne soient pas publics, les différentes étapes du processus sont configurables. De plus, ce logiciel montre une bonne capacité à reconstruire des nuages de points en 3D (Jaud et al., 2016 ; Niederheiser et al., 2016), même à partir d'images ayant une forte distorsion provenant de caméra à lentille *fisheye* (Fiorillo et al., 2016), et a été utilisé avec succès pour traiter des images de drones dans les environnements côtiers (Long et al., 2016 ; Ruessink et al., 2018 ; Aguilar et al., 2017). La génération des modèles numériques de terrain suit les étapes 1 à 4 citées dans la section 2.7.1. Sous le logiciel Agisoft Metashape, les étapes sont les suivantes : (1) les images prises par le drone sont importées dans le logiciel, le type de caméra ayant pris les images est choisi manuellement entre « cadre », « *fisheye* » et « sphérique » afin d'appliquer les bonnes formules de redressement d'image. Les caméras sont alignées par les algorithmes de SfM générant un nuage de points 3D clairsemé ; (2) la position des GCPs est sélectionnée manuellement sur les images avec une précision de 0,5 pixel avant de lancer une opération d'optimisation permettant de calculer les paramètres intrinsèques des caméras et ainsi de référencer plus précisément le nuage de points 3D clairsemé ; (3) un nuage de points 3D dense et coloré est généré puis exporté. Puis, sous le logiciel MATLAB, le nuage de points 3D dense est interpolé par la méthode des voisins naturels sur une grille structurée d'une résolution de 0,1 m afin de calculer l'évolution morphologique du système plage-dune. À partir du nuage de points 3D dense, il est possible de construire un modèle numérique de terrain puis une orthomosaïque dans le logiciel Agisoft Metashape.

Afin d'illustrer le type de produit final qu'il est possible d'obtenir, la Figure 3.9 présente un modèle numérique de terrain texturé de 1 km *alongshore* et 350 m *cross-shore* du système dunaire du Truc Vert. Sur ce modèle, d'une résolution de 0,1 m, la différence d'altitude entre le 16 septembre 2019 et le 20 mai 2020 a été superposée afin de mettre en évidence les zones d'accrétion et d'érosion liées aux activités marines et éoliennes durant l'hiver 2019-2020. Ainsi, les zones d'érosion se retrouvent principalement sur la plage et sur une partie de la dune blanche avec des ordres de grandeur respectivement supérieurs à 1 m et entre 0,3 et 0,5 m. En revanche, la dune embryonnaire est marquée par une accrétion verticale entre 0,3 et 0,5 m alors que la crête et l'arrière de la dune blanche montrent une accrétion verticale bien supérieure au mètre. Enfin, des nappes de sable se sont déposées à travers la dune grise avec une épaisseur d'environ 0,1 à 0,2 m.

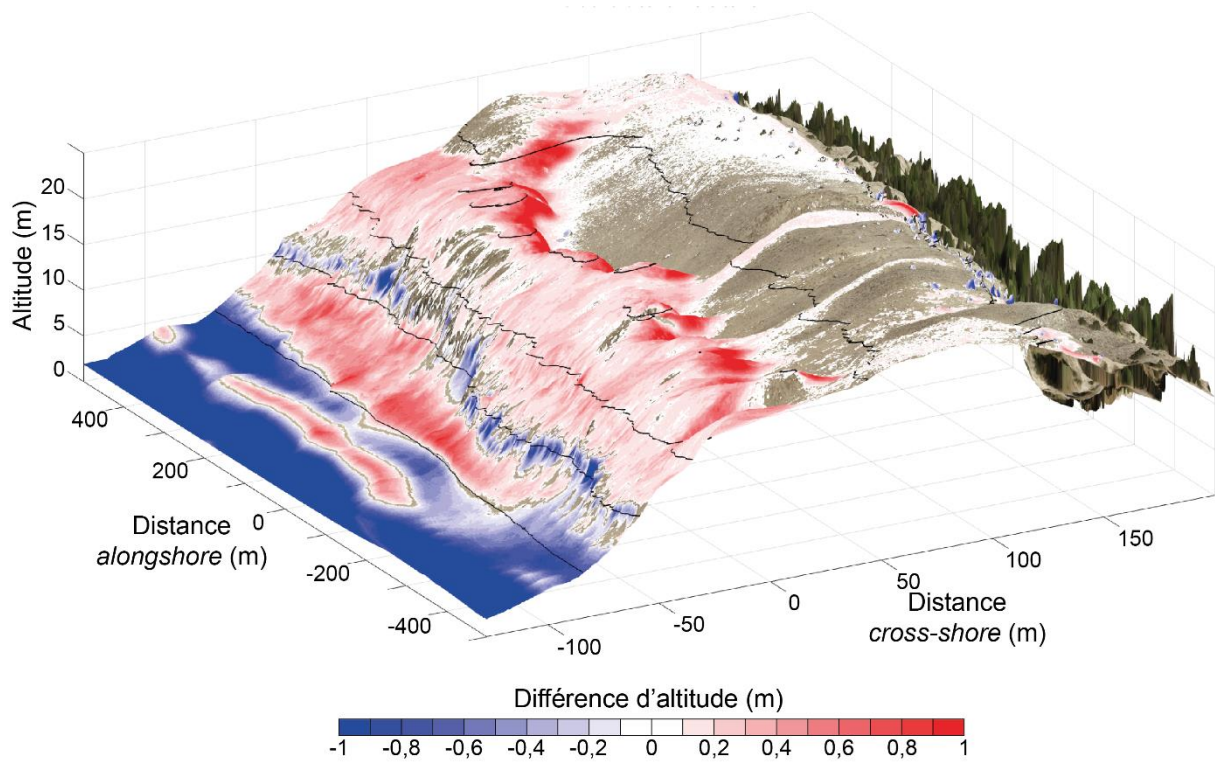


Figure 3.9. Différence d'altitude entre le 16 septembre 2019 et le 20 mai 2020 superposée sur un modèle numérique de terrain texturé.

Chapitre 4

Développement et validation d'un protocole de suivi de la morphologie des dunes littorales par photogrammétrie d'image drone

4.1. Introduction

Ce chapitre a pour but de mettre en place et valider une méthodologie robuste et reproductible permettant le suivi morphologique des dunes littorales avec une haute résolution sur des échelles spatiales supérieures au kilomètre à l'aide de photogrammétrie par images drone.

Dans le milieu littoral, l'utilisation de la photogrammétrie par images drone s'est largement démocratisée ces dernières années, notamment pour l'étude de l'évolution des systèmes plage-dune, des embouchures maritimes, ou encore pour l'érosion des côtes rocheuses (Mancini et al., 2013 ; Long et al., 2016 ; Mancini et al., 2017). Cette technique permet de reconstruire des objets en 3 dimensions à partir d'un jeu d'images de ces objets par l'intermédiaire de puissants logiciels dédiés (e.g., Agisoft Metashape, Pix4D). Un nuage de points en 3 dimensions est ainsi généré puis doit être référencé dans un système de coordonnées. En milieu naturel, cette étape est généralement réalisée à l'aide de GCPs dont les coordonnées ont été préalablement mesurées à l'aide d'un GPS différentiel.

Les suivis de l'évolution morphologique des dunes sont généralement effectués par l'utilisation d'images satellites ou de LiDAR terrestre ou aéroporté (Donker et al., 2018 ; Le Mauf et al., 2018). Mais ces méthodes peuvent s'avérer coûteuses et non adaptées pour des suivis à haute fréquence (événementielle et mensuelle). Parmi ces environnements, les dunes littorales représentent un système fragile couvrant parfois plusieurs kilomètres et présentant des évolutions morphologiques se produisant sur des échelles de temps allant des heures (tempêtes) aux saisons et aux années. Il est donc nécessaire d'utiliser des méthodes de suivi non intrusives, précises et peu coûteuses. Par conséquent, la photogrammétrie utilisant des images drone apparaît comme le candidat idéal pour enregistrer les

changements morphologiques des dunes littorales à ces échelles temporelles et spatiales. Si quelques études ont réalisé des suivis sur les dunes littorales, elles couvraient seulement de petites zones spatiales, ou devaient déployer des GCPs à chaque suivi (Mancini et al., 2013). Cette étude cherche à développer et valider un protocole de suivi par photogrammétrie d'images drone, peu coûteux et reproductible pour l'étude des dunes littorales.

Les données ont été recueillies sur le système plage-dune du Truc Vert dans le sud-ouest de la France à l'aide d'un drone grand public de dernière génération (DJI Phantom 4 Pro, DP4P) et d'un drone peu onéreux (DJI Phantom 2, DP2). 36 GCPs permanents ont été installés par paire tous les 250 m *alongshore* (chaque paire étant composée d'un GCP permanent dans la dune blanche et un autre dans la dune grise), permettant ainsi de couvrir une zone de 4 km *alongshore* par 500 m *cross-shore*. Un protocole de validation a été mis en place sur une zone de 1 km par 500 m avec 10 GCPs permanents où 65 points de validation composés de 5 transects de 13 points couvrant l'ensemble du système, de la plage à la dune de transition, ont été mesurés à l'aide d'un GPS différentiel.

Les résultats ont mis en avant qu'un modèle numérique de terrain précis à haute résolution peut être généré avec chaque drone si au moins 5 GCPs permanents sont présents sur cette zone du littoral de 1 km de long. Le modèle généré à partir des données du DP4P affiche une meilleure précision avec une erreur verticale moyenne de 0,05 m, soit plus de deux fois plus faible que le modèle généré par le DP2 (i.e., 0,13 m), ce qui est tout à fait satisfaisant pour les applications de suivi morphologique. Des relevés reproductibles sont ainsi possibles grâce au couplage entre ce protocole, des plans de vol automatisés et une disposition adéquate des GCPs permanents, permettant donc d'aborder l'évolution morphologique à grande échelle avec une haute résolution temporelle (e.g., semaines, mois). Cette approche a ensuite été utilisée pour analyser les évolutions morphologiques d'une section de 4 km du système dunaire du Truc Vert sur une période hivernale de 6 mois (Figure 4.1.a). Les résultats ont montré (1) des variations *alongshore* d'érosion de la plage et de la dune embryonnaire liées à l'action des vagues (2) une migration vers les terres de quelques mètres de la dune blanche liée à l'action éolienne durant les tempêtes et (3) de vastes dépôts de sables compris entre 0,1 à 0,3 m à travers la dune de transition (Figure 4.1.b).

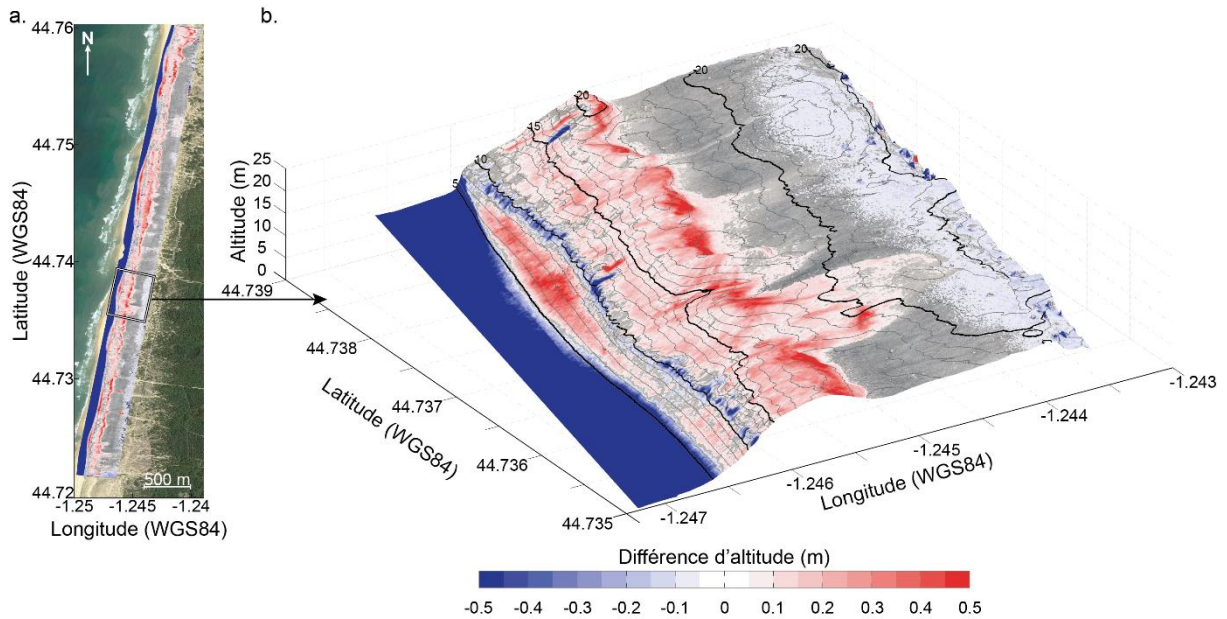


Figure 4.1. (a) Orthomosaïque de l'ensemble de la zone d'étude de 4 km de la plage de Truc Vert sur un fond de carte Google Earth avec la différence d'altitude entre les modèles numériques de terrain du 9 octobre 2017 et du 13 mars 2018 et (b) Zoom sur une zone de 0,5-km alongshore avec la différence d'altitude entre les modèles numériques de terrain du 9 octobre 2017 et du 13 mars 2018. La barre de couleur indique la différence d'altitude.

Ainsi, comparée à d'autres méthodes, comme les levés LiDAR terrestres ou aériens, l'approche présentée ici est moins coûteuse, plus précise et plus souple. Cela permet de mieux étudier les systèmes plage-dunes et ainsi mieux prendre en compte les changements morphologiques dus au vent et aux vagues sur une large gamme d'échelles spatiotemporelles. Cette approche, validée sur le Truc Vert, est ainsi appliquée à d'autres sites le long du littoral girondin, comme l'Anse du Gulp. Les résultats obtenus ont fait l'objet d'une publication dans la revue *Journal of Marine Science and Engineering* (publiée en mars 2019) intitulée « *Low-Cost UAV for High-Resolution and Large-Scale Coastal Dune Change Monitoring Using Photogrammetry* » (Laporte-Fauret et al., 2019).

4.2. Développement et validation de l'approche méthodologique (Laporte-Fauret et al., 2019, *Journal of Marine Science and Engineering*)

Abstract: Coastal dune data are collected at Truc Vert, SW France, using photogrammetry via Unmanned Aerial Vehicles (UAVs). A low-cost GoPro-equipped DJI Phantom 2 quadcopter and a 20 MPix camera-equipped DJI Phantom 4 Pro quadcopter UAVs were used to remotely sense the coastal dune morphology over large spatial scales (4 km alongshore, i.e., approximately 1 km² of beach-dune system), within a short time (less than 2 h of flight). The primary objective of this paper is to propose a low-cost and replicable approach which, combined with simple and efficient permanent Ground Control Point (GCP) set-up, can be applied to routinely survey upper beach and coastal dune morphological changes at high frequency (after each storm) and high resolution (0.1 m). Results show that a high-resolution and accurate Digital Surface Model (DSM) can be inferred with both UAVs if enough permanent GCPs are implemented. The more recent DJI Phantom 4 gives substantially more accurate DSM with a root-mean-square vertical error and bias of 0.05 m and -0.03 m, respectively, while the DSM inferred from the DJI Phantom 2 still largely meets the standard for coastal monitoring. The automatic flight plan procedure allows replicable surveys to address large-scale morphological evolution at high temporal resolution (e.g., weeks, months), providing unprecedented insight into the coastal dune evolution driven by marine and aeolian processes. The detailed morphological evolution of a 4-km section of beach-dune system is analyzed over a 6-month winter period, showing highly alongshore variable beach and incipient foredune wave-driven erosion, together with wind-driven inland migration of the established foredune by a few meters, and alongshore-variable sand deposition on the grey dune. In a context of widespread erosion, this photogrammetry approach via low-cost flexible and lightweight UAVs is well adapted for coastal research groups and coastal dune management stakeholders, including in developing countries where data are lacking.

4.2.1. Introduction

Photogrammetry using Unmanned Aerial Vehicles (UAVs) has been increasingly used in recent years to remotely sense topographic data in different fields of geoscience like gully erosion (Marzloff et al., 2009), beach dune system evolution (Mancini et al., 2013; Gonçalves et Henriques, 2015; Brunier et al., 2016; Turner et al., 2016; Guisado-Pintado et al., 2019), tidal inlet evolution (Long et al., 2016), rocky cliff erosion (Mancini et al., 2017), volcanic gas measurements (Rüdiger et al., 2018) and eroding sub-humid badlands (Smith et Vericat, 2015). Photogrammetry allows for reconstructing a 3D structure using overlapping offset images with photogrammetry software (e.g., Agisoft Metashape, Pix4D), which are able to take a set of images and calculate the positions and orientations of the cameras using an iterative bundle adjustment procedure to generate a cloud of points in 3D. However, the generated point

cloud needs be aligned with a coordinate system. Generally, this step is performed using ground control points (GCPs), the coordinates for which are obtained from ground surveys (e.g., using a DGPS). These GCPs must be clearly visible on the images to further assign a corresponding coordinate (Westoby et al., 2012).

Coastal areas show complex morphological changes over a wide range of temporal and spatial scales (Stive et al., 2002). Monitoring the evolution of coastal systems can be carried out using several methods. For instance, reference (Perko et al., 2014) used photogrammetry with Pleiades satellite images to obtain DTMs in mountainous areas, with, after optimization, horizontal and vertical accuracy of 0.5 m and 1.0 m, respectively, but the spatial and temporal resolution remain much larger than those possible with UAVs. High resolution DSM can also be obtained by a terrestrial or airborne LiDAR. These optical remote sensing techniques use the flight time of laser pulses reflected by the surface of the points. The objects reflecting the laser beam are referenced using the position of the acquisition sensor, allowing us to acquire millions of points, before being corrected and referenced in an international system, in order to generate DTMs. These methods are used extensively for monitoring coastal areas (Donker et al., 2018; Le Mauf et al., 2018; Ruessink et al., 2018; Eisemann et al., 2018; Letortu et al., 2018; Fabbri et al., 2017) and can reach a spatial resolution of about 0.1 m. The airborne LiDAR allows for monitoring a very large-scale area with high precision and resolution, and also vegetation penetration, but the high cost and the long processing time of each survey is prohibitive for monitoring the coast at high frequency (i.e., monthly, seasonally). On the other hand, the terrestrial LiDAR is cheaper, but it is time consuming to implement, provides limited spatial coverage and is intrusive. It is therefore not well adapted to survey fragile ecosystems over large areas. More recently photogrammetry was introduced, using different platforms such as microlight aircraft flying high over large-areas (Burnier et al., 2016; Delacourt et al., 2009), wind-sensitive and unstable kites (Bryson et al., 2013) and more commonly UAVs (Jaud et al., 2016). Contrary to most of these studies (Marzolff et al., 2009; Mancini et al., 2013; Gonçalves et Henriques, 2015; Brunier et al., 2016; Turner et al., 2016; Guisado-Pintado et al., 2019; Long et al., 2016; Mancini et al., 2017; Rüdiger et al., 2018; Smith et Vericat, 2015), our contribution (1) uses high-resolution fish eye lens and regular-angle lens; (2) is based on a permanent GCPs spatial distribution with automatized flight plan and waypoints software for high replicability and (3) covers a large area.

Along coastlines with ample supply of sand, prevailing onshore winds, and presence of vegetation or other obstructions trapping the windblown sand, coastal dunes have developed worldwide when not destroyed by humans (Hesp et Walker, 2013). After the onset of sediment deficit in most coastal areas in the mid-20th century, many observations highlighted that coastal dunes buffer storm waves and greatly enhance beach resilience (e.g., Houser et al. (2015)). In the context of Climate Change (sea level rise, increase in storminess) and increasing anthropogenic pressure, dunes are therefore more than ever a critical component to the future of our coasts (Psuty et Silveira, 2010; Seabloom et al., 2013). Vegetated coastal dunes also host leisure activities and provide outstanding ecosystem values and

services such as nest or incubation sites, filtering of pollutants and ecological niches for plants that are adapted to dynamic conditions (Martinez et al., 2013). Insightful large-scale coastal dune studies have mostly focused on geomorphological and vegetation aspects in qualitative ways (e.g., Nordstrom (2000)). Otherwise, more quantitative coastal dune studies have focused on limited areas to address only one of the coastal dune components, e.g., foredune initiation and formation (e.g., Hesp et Walker (2013)) and short-term storm-driven marine erosion (Castelle et al., 2015). The dynamics of the composite beach-dune system are poorly understood, notably because of the lack of high-resolution, large-scale, morphological data across the entire beach-dune system. Overall, although marine erosion can drive large elevation changes of the beach-dune system (e.g., >2 m across the beach and >5 m at the foredune in reference (Castelle et al., 2015)), severe windstorms can drive more subtle vertical changes (a few tens of centimeters) across the entire coastal dune (e.g., Guisado-Pintado et Jackson. (2018)) which are critical to the overall sediment budget. Therefore, accurate beach-dune monitoring programs must typically provide morphological data with vertical errors smaller than, say, 0.1 m.

Because coastal dunes are fragile systems, using non-intrusive remote sensing techniques to monitor morphological changes is a necessary requirement. In addition, coastal dunes typically cover large spatial scales, i.e., on the order of kilometers and hundreds of meters in the alongshore and cross-shore directions, respectively, with morphological changes occurring on the timescales from hours (storms) to seasons and years. Accurate (<0.1 m vertical errors) high spatial resolution (<0.5 m) is also required to accurately monitor the evolution of, for instance, the dune scarp and incipient blowouts and more vertically subtle but larger scale patterns. Therefore, photogrammetry using UAVs appears as the ideal candidate to monitor beach-dune morphological changes at these temporal and spatial scales. Although this approach is already used to monitor rock cliff erosion (Mancini et al., 2017) or beach morphodynamics (Mancini et al., 2013; Gonçalves et Henriques, 2015; Brunier et al., 2016; Turner et al., 2016; Guisado-Pintado et al., 2019), it has been rarely applied to coastal dunes so far. A notable exception is the study by reference (Mancini et al., 2013) on a beach-dune system in Italy. Although the approach was found to be efficient with a vertical accuracy comparable to that of the terrestrial LiDAR technology, the study was performed on a reasonably small zone (around 0.015 km²). This coverage is too small to address the overall beach-dune morphological changes. For instance, even along straight open coasts, beach-dune morphological storm-driven erosion patterns can have alongshore scales of up to 1 km owing to the formation of megacusp embayments (Castelle et al., 2015; Thornton et al., 2007), and the onset of blowouts and post-storm foredune recovery can also be strongly non-uniform alongshore at these scales (e.g., Castelle et al. (2017b)). Another notable exception is the recent pioneering study of Castelle et al. (2018b) who twice a year surveyed morphological changes along 800 m of coastal dune. However, the survey strategy was not replicable as the number of GCPs, images and the flight plan varied from one survey to another. It is noteworthy that another reason why coastal dunes

have never been intensively surveyed through UAV photogrammetry on large scales (say >1 km) is UAV legislation restricting the distance between the UAV and the pilot in many countries.

In this paper, we develop a low-cost, lightweight and replicable UAV photogrammetry protocol with two different UAVs, one equipped with a fisheye lens camera and the second, more recent, equipped with a high-resolution camera providing weakly-distorted high-resolution images. The primary objective is to show that, using the simple and efficient GCP set-up developed herein, the protocol can be applied to routinely survey upper beach and coastal dune large-scale morphological changes at high resolution. The second objective is to determine whether a very low-cost UAV equipped with a fisheye-lens action camera can monitor the morphological evolution of beach-dune systems with an accuracy meeting coastal monitoring requirements, or if latest generation off-the-shelf camera-equipped UAVs are necessary. This approach is further used to address the beach-dune morphological changes in SW France driven by the combination of marine and aeolian processes during the winter of 2017/2018. We show that this approach can provide unprecedented insight into beach-dune dynamics across the entire system under the combined action of storm wind and waves. In addition, this protocol can also be used to assess the influence of coastal dune management on dune geomorphology, coastal change and biodiversity.

4.2.2. Field Site

The study site is Truc Vert beach, SW France, which is representative of most of the open sandy beaches of the 110-km long Gironde coast (Figure 4.2). Some small coastal towns, with limited coastal defenses, are present along this coast. The Gironde coast is made of meso-macrotidal beaches with mean annual and maximal spring tide ranges of 3.7 m and 5 m, respectively (Castelle et al., 2015). Gironde beaches, backed by high and wide coastal dunes, are exposed to both wave and wind actions. The wave climate is characterized by a dominant WNW direction, generated in the North Atlantic Ocean, with a mean significant wave height $H_s = 1.7$ m, and a mean peak period $T_p = 10.3$ s. Winter wave activity is strongly interannually variable (Castelle et al., 2017a) and has been increasingly energetic over the last decades owing to large-scale atmospheric pattern variability in the North Atlantic ocean (Castelle et al., 2018c). The prevalent winds have a WNW direction and a mean velocity of 0.4 m/s and 0.7 m/s during summer and winter, respectively. Chronic erosion rates vary from 0 near Truc Vert to locally 5.0 m/year in the north where the depleted coastal dune system leaves the coastal forest exposed to marine erosion (Castelle et al., 2018b). While chronic erosion is observed throughout the years essentially at the most northern sites, series of severe winter storms can also cause coastal erosion along the entire Gironde coast. A recent striking example is the winter of 2013/2014 which caused widespread dune erosion (Castelle et al., 2015; Masselink et al., 2016a). Figure 4.2.b shows the different morphological compartments of the beach-dune system at Truc Vert beach, namely: the beach, a wave deposited

accumulation of sand (Short et Jackson, 2013); the incipient foredune, a developing foredune formed by aeolian sand deposition with the presence of pioneer plant communities; the foredune, a shore-parallel dune ridge formed on the backshore by aeolian sand deposition and vegetation mostly composed of marram grass; and the grey dune, also called the established foredune, occupying the most inland position at the rear of the beach and is characterized by intermediate or woody plant species (Hesp, 2002).

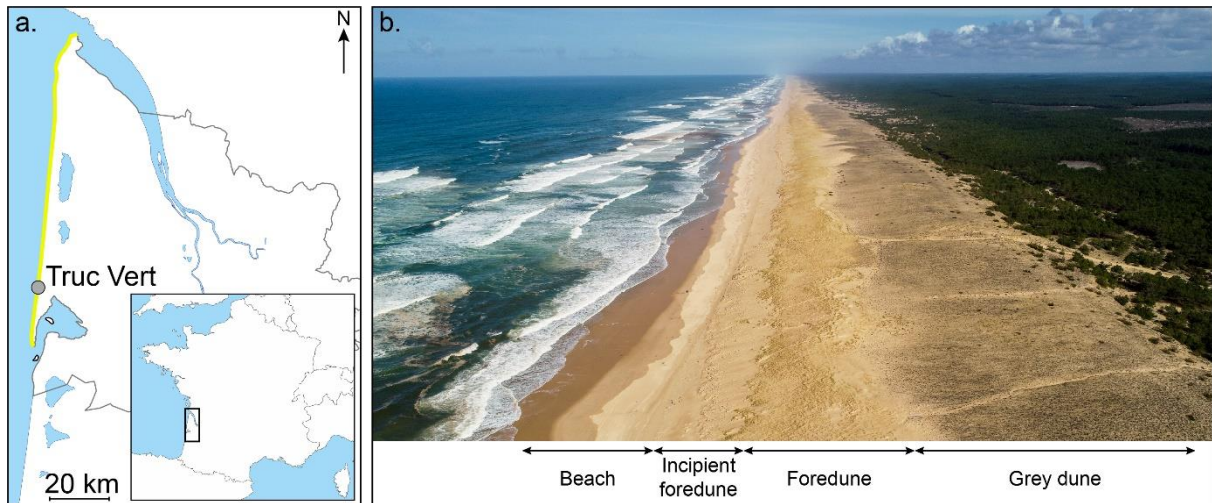


Figure 4.2. (a) Map of the Gironde coast (yellow line) in SW France with location of Truc Vert beach, (b) Truc Vert beach with a well-managed alongshore-uniform coastal dune (Ph. V. Marieu).

The coastal dune system of the Gironde coast was first established in the nineteenth century but subsequently suffered severe damage from some major winter storms in the 1910s and 1920s and from the Second World War. During the latter period, the coastal dunes were restricted areas used as a source of aggregate to build the Nazi blockhouses. Until the early 1960s the coastal dunes were in serious disrepair as they were being eroded by the sea and dissected by blowouts (Barrère, 1992). The coastal dune managers of the French National Forest Office (ONF) undertook extensive renovation between the 1960s and the 1980s, involving extensive dune profiling and marram planting. Since then, the ONF has been managing the dune through, for instance, fencing to inhibit the development of blowouts or planting to help beach-dune recovery through foredune growth that is maintaining the coastal dune as a fixed and reasonably alongshore-uniform feature (Favennec, 2007).

4.2.3. Materials and Methods

4.2.3.a. Low-Cost UAV, Camera and Permanent GCP Implementation

The system is composed of an UAV with its remote controller, a video return system, a standard PC or a tablet with a mission planning software or application (Figure 4.3.a), and permanent GCPs

implemented on the coastal dune (Figure 4.3.b). Two low-cost UAVs are used from which the remotely-sensed DSMs will be further compared. The first is a DJI Phantom 2 (DP2) quadcopter, slightly modified to respect the French legislation allowing to fly a drone within 1 km horizontally from the pilot. The UAV is equipped with a GoPro Hero 4 Black edition, mounted on a DJI Zenmuse H3-3D brushless gimbal that ensures a three-axis camera stabilization. The total weight of the UAV is 1.7 kg with a flight autonomy between 20 min and 25 min in mild weather conditions. The GoPro camera takes 12 MPix images with a very wide horizontal field of view of 122.6°, allowing large spatial coverage for low altitude flights, but with severe barrel distortion typical of fisheye lenses. The widest available field of view was chosen in order to minimize both the number of flights necessary to cover the entire zone and computation time. The second UAV is a standard DJI Phantom 4 Pro (DP4P) quadcopter. The weight of this UAV is 1.4 kg with a flight autonomy up to 30 min in mild weather conditions. The DP4P quadcopter is equipped with a 20 MPix camera, with a horizontal field of view of 74°, mounted on a Phantom 4 Pro Gimbal. Contrary to the GoPro-equipped DP2 quadcopter, the images taken by DP4P are much less distorted, but provide a smaller field of view. Primarily for replicability purposes, all the missions except the landings are fully automated using Ground Station software on a standard PC for DP2, and Litchi application (from VC technology Ltd, Brooksville, FL, USA) on an Android tablet for DP4P. During the flight, the drone position, the battery and status, and the captured images are continuously monitored on the remote screen.



Figure 4.3. *The dune survey system composed of (a) light and low-cost UAV hardware, computer ground station, video receiver, and (b) permanent GCPs spaced every 250 m and approximately 50–100 m in the alongshore and cross-shore directions, respectively.*

Truc Vert beach is monitored along a 4-km stretch of beach-dune system. Given the limited flight range from the operator (<1 km), the full 4-km survey with DP2 requires two take-off/landing points, with two flights from each point, for a total of 4 flights of 15 min each with 80% image overlapping in the flight direction and a minimum of 50% in the normal direction. Due to the very wide

camera angle, only four alongshore paths are needed to photograph the entire width of the system from the beach to the grey dune (see Figure 4.4 for a zoom onto a 1-km long stretch of the beach-dune system). The UAV is set to fly at approximately 6.5 m/s and 65 m high, which is roughly 40 m and 60 m above the dune crest and the upper beach respectively, allowing us to obtain a mean Ground Sampling Distance (GSD) of 4.5 cm/pix. Indeed, because of the fish eye lens, the GSD ranges from 2.5 cm/pix in the center of the image to 8.8 cm/pix at the edges. In contrast, the smaller field of view of the DP4P camera requires 8 paths to photograph the entire width of the beach-dune system (Figure 4.4). The entire survey is performed with 4 flights of 20 min each from 4 different take-off/landing points, with 75% image overlapping in the flight direction and a minimum of 55% in the normal direction. The UAV is set to fly at approximately 8 m/s and 85 m high, which is roughly 60 m and 80 m above the dune crest and the upper beach, respectively, allowing to obtain a mean GSD of 1.78 cm/pix. The autonomy of the DP4P and the quality of the camera results in a better GSD with the same number of flights. For both UAVs, the cameras are programmed to take one image every 2 s.

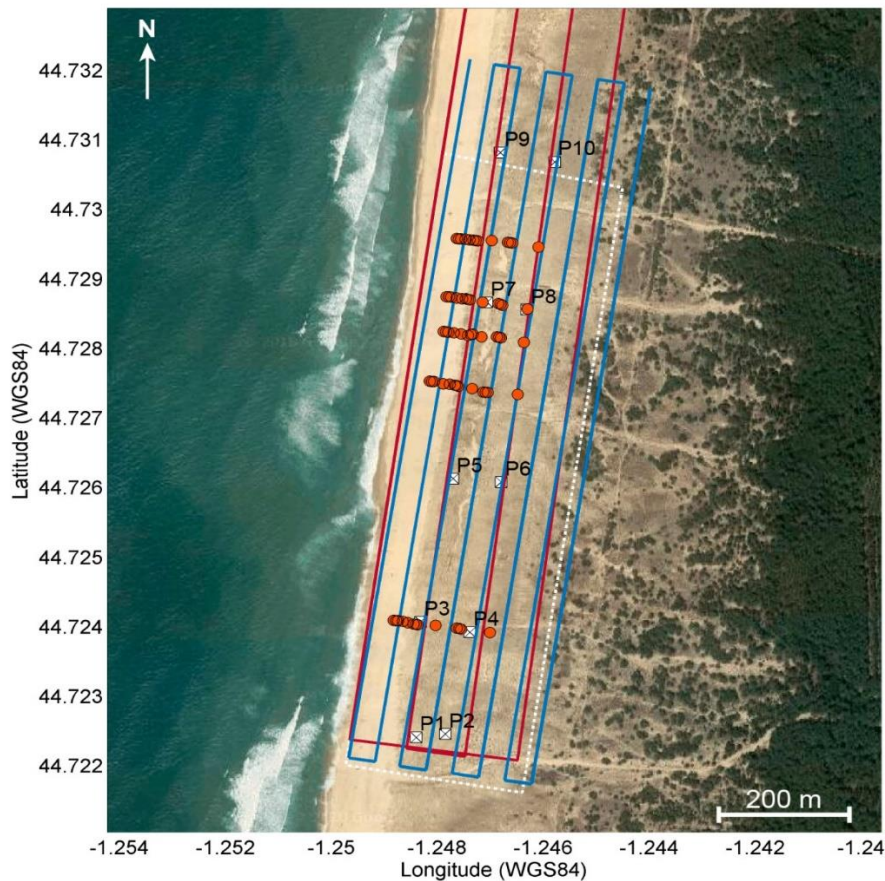


Figure 4.4. Zoom onto the 1-km southern end of the 4-km field size. This 1-km section corresponds to the location of the validation experiment delimited by the dotted white box. P1-P10 indicate the location of the permanent GCPs, the alongshore red lines and blue lines represent DP2 and DP4P flight trajectories, respectively, and the orange dots show the DGPS survey points used for the validation experiment.

An array of 36 permanent GCPs were implemented two by two every 250 m alongshore on the coastal dune of Truc Vert (Figure 4.3.b). They are composed of an A4-format aluminum composite target (weather resistant with high rigidity and flatness) fixed onto a large wooden post buried approximately 1-m deep in the sand to ensure GCP stability and horizontality. The target consisted of a red cross and a yellow circle in the center of the target. GCPs are checked once or twice a year using a Trimble Differential GPS with a known base, allowing us to obtain a vertical and horizontal accuracy of 0.015 m and 0.008 m, respectively. A study conducted by reference (Martínez-Carricondo et al., 2018) showed that an edge or stratified GCP distribution over a given study area results in increased horizontal and vertical accuracy. However, the central distribution used at Truc Vert was motivated by the impossibility to implement permanent GCPs on the beach owing to vertical beach changes easily on the order of meter during winter storms (Seabloom et al., 2013; Thornton et al., 2007) and during subsequent longer recovery periods (Nordstrom, 2000; Dodet et al., 2019). Therefore, GCPs were placed in the less mobile areas of the coastal dune, i.e., at the back of the foredune and within the grey dune (Figure 4.3.b).

4.2.3.b. Photogrammetry

There are several commercial (Agisoft Metashape, Pix4D) or free (MicMac, Visual SFM) forms of photogrammetry software. Herein, data processing was carried out using Structure-from-Motion (SfM) algorithm through Agisoft Photoscan Pro software v1.2.6 (Agisoft Photoscan software has now become Agisoft Metashape), which is used by many research groups worldwide and does not require a very high level of expertise in stereo-photogrammetry. Despite the algorithms used to process the images not being public, the different steps of the process are configurable and can be fairly controlled. Photoscan shows good skill to reconstruct landscape 3D point clouds (Jaud et al., 2016; Niederheiser et al., 2016). It is able to deal with the strong distortion of fisheye cameras (Fiorillo et al., 2016), and it has been successfully used to process UAV images in coastal environments (Long et al., 2016; Ruessink et al., 2018; Jaud et al., 2016; Aguilar et al., 2017). The procedure to obtain a DSM from UAV-taken images is as follows: (1) the images from each survey are uploaded in the software, the camera type is chosen, “fisheye” for DP2, which corrects the distortion of the GoPro images (distortion correction using “frame” camera type yields less accurate DEM, not shown here), and “frame” for DP4P, and camera alignment is performed through SfM algorithm to obtain a sparse 3D point cloud; (2) the GCP positions are selected manually on the images with an accuracy smaller than 0.5 pixel and, given that lens characteristics are substantially affected by temperature and insolation variations with surveys performed throughout the year with outside temperatures ranging approximately 0–35°, a camera optimization procedure is run in order to compute the intrinsic camera calibration parameters for each survey and to further precisely georeference the sparse 3D point cloud using the GCP coordinates; (3) a dense 3D colored point cloud is generated (41 million and 93 million points for DP2 and DP4P,

respectively); (4) structured textured DSMs are built with MATLAB from the dense 3D point cloud using natural neighbor interpolation in order to compute the beach-dune system morphological evolution on a 0.1×0.1 m structured grid. It is noteworthy that although Photoscan is used here, similar overall performances can be obtained with other stereo-photogrammetry commercial or free software (Niederheiser et al., 2016).

4.2.3.c. Validation Experiment Set-Up

The accuracy of the survey methods was addressed during a devoted experiment performed on 13 March 2018 at Truc Vert Beach, during which the weather was cloudy with low wind conditions (average of 2.0 m/s). The flight characteristics for the two UAVs were the same as those described in Section 3.1. However, a smaller area of $350 \text{ m} \times 1000 \text{ m}$ was chosen in order to address the resolution and accuracy of the surveys, meaning that only 10 out of 36 GCPs were used (P1-10 in Figure 4.4). On the day of the validation experiment, 65 validation points composed of 5 transects of 13 points covering the entire system from the beach to the grey dune were measured using a DGPS with centimetric horizontal and vertical accuracy. The measured elevation of the validation points is compared with the DSM grid cell elevation at the corresponding position. The mean distance between the validation points and the grid cell centers was 0.037 m with a minimum and maximum distance of 0.008 m and 0.064 m, respectively. In order to estimate the accuracy of the DSMs, two statistical parameters were used, namely elevation root-mean-square (RMS) error (Equation (4.1)) and bias (Equation (4.2)):

$$RMS_Z = \sqrt{\frac{\sum_n (z_{DGPS} - z_{DSM})^2}{n}}, \quad (4.1)$$

$$Bias_Z = \frac{\sum_n (z_{DGPS} - z_{DSM})}{n}, \quad (4.2)$$

where z_{DGPS} and z_{DSM} are the elevations measured with the DGPS and obtained from the DSM, respectively, and n is the number of validation points.

4.2.4. Results

4.2.4.a. Validation Experiment Results

Figure 4.5 shows the relative elevation error between the DSM and the DGPS ground survey points over the 3D textured DSM for DP2 (Figure 4.5.a) and DP4P (Figure 4.5.b). For DP2, the RMS_Z error is 0.13 m and $Bias_Z$ is -0.1 m. The calculated elevations are slightly underestimated, particularly across the beach and the incipient foredune (0.2–0.3 m). The underestimation is lower in the foredune and in the grey dune with values between 0 m and 0.05 m (Figure 4.5.a). DP4P shows an overall RMS_Z

error of 0.05 m and a Bias_Z of -0.02 m. The underestimation of the beach and the incipient foredune elevation is between 0 m and 0.1 m. Only two points, located on the beach and on the foredune, show a relative elevation error exceeding 0.1 m with an underestimation of 0.17 m and an overestimation of 0.13 m respectively (Figure 4.5.b). Of note, the mean errors found here are similar magnitude as in reference (Martínez-Carricondo et al., 2018) using optimal edge or stratified GCP spatial distribution.

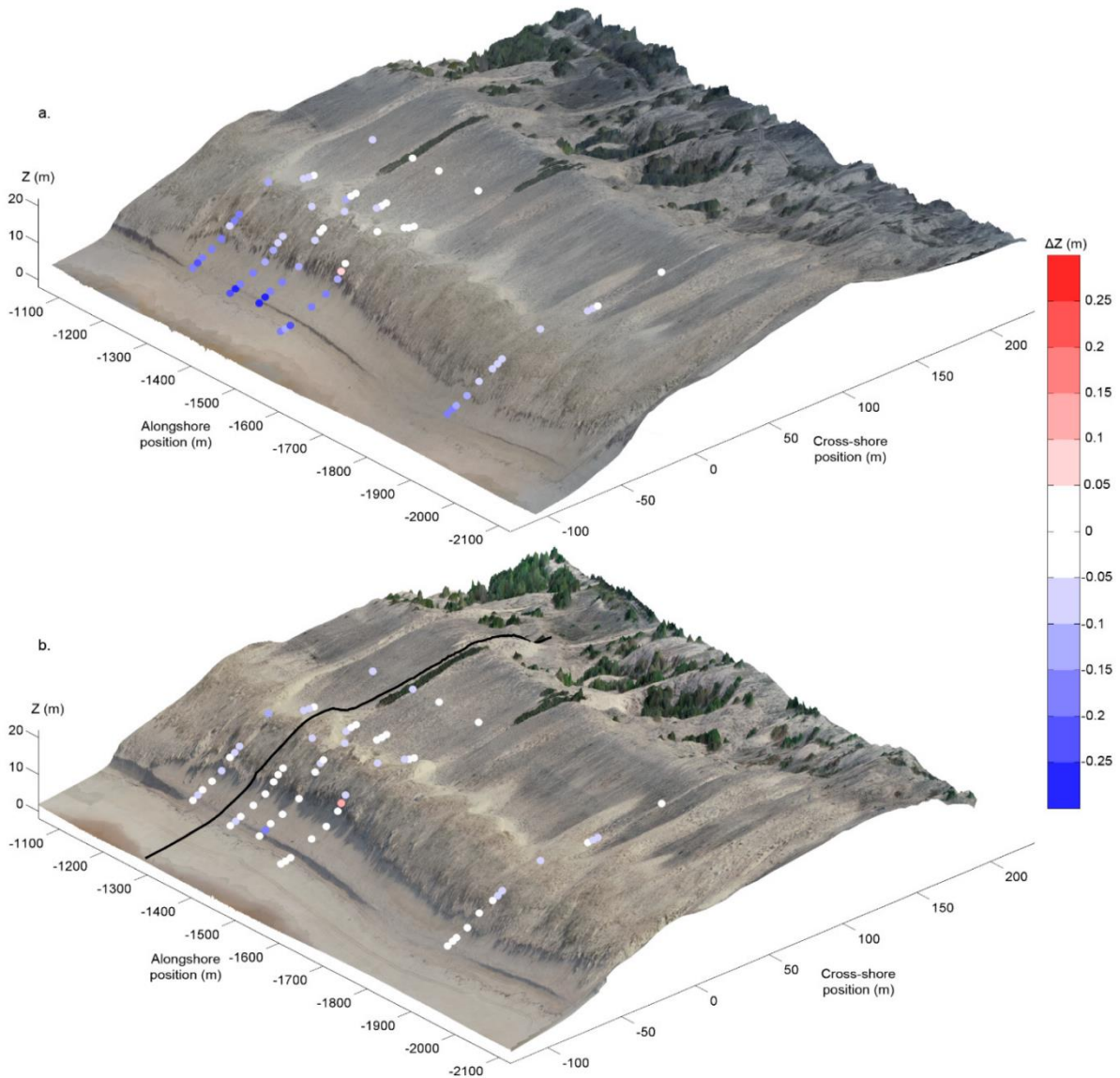


Figure 4.5. Elevation relative error (colored circles) between the DSM, generated using 10 GCPs, and the DGPS ground survey superimposed onto the 3D textured DSM for (a) DP2 and (b) DP4P. The DSM in (a,b) were generated with DP2 and DP4P images, respectively. The black line shows the cross-shore profile presented in Figure 4.6.

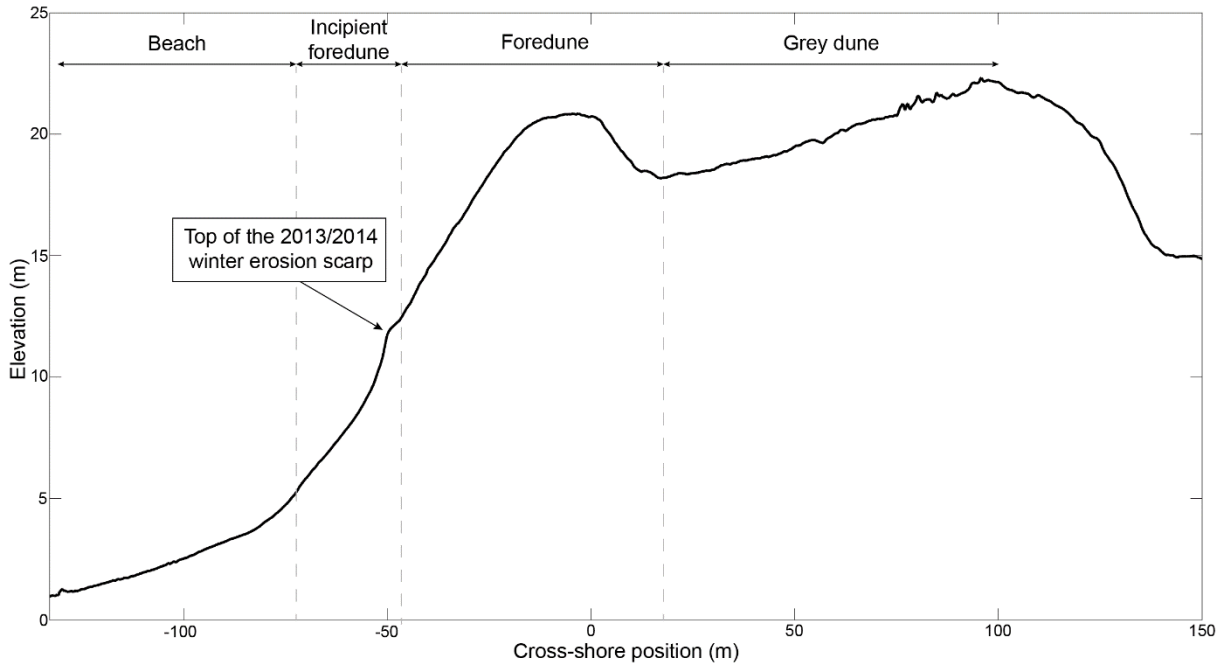


Figure 4.6. Cross-shore profile of the beach-dune system at Truc Vert showing the different morphological compartments with indication of the location of the 2013/2014 erosion scarp mark.

GCPs P1-P10 have been used in order to address the influence of the GCP spatial distribution and density on the overall DSM accuracy. The 3D point clouds generated with DP2 and DP4P were calibrated using 3 to 10 GCPs distributed uniformly, removing GCPs in the following order: P8, P3, P7, P4, P5, P6 and P10 (see Figure 4.4). Table 4.1 shows the error at the validation points for both UAVs as a function of the number of GCPs used to infer the DSM. Using 3 or 4 GCPs shows large errors of several tens of centimeters. However, the DP2 DSM has a RMS_Z error and a Bias_Z twice as low as that of the DP4P DSM. Using from 5 to 10 GCPs, the RMS_Z error and the Bias_Z show similar skill, 0.14 m and -0.11 m on average for DP2 and 0.05 m and -0.03 m on average for DP4P, respectively. The planimetric error cannot be calculated at the validation points and was calculated at the GCPs, together with the altimetric error. Rationally, it gives better results than for the validation points but allows for a comparison between altimetric and planimetric errors. The planimetric RMS error for the model using 10 GCPs is 0.04 m with DP4P and 0.07 m with DP2. These errors are larger than the altimetric errors (0.01 m with DP4P and 0.03 with DP2) but still remain on the order of a few centimeters, which largely meet the accuracy requirements to monitor dune morphological changes at the scale of a single severe windstorm.

Table 4.1. *DSM RMS_Z error and Bias_Z calculated at the validation points for DP2 and DP4P using different numbers of GCPs.*

Number of GCP	RMS_Z Error (m)		Bias_Z (m)	
	DP2	DP4P	DP2	DP4P
3	0.67	1.44	-0.65	-1.41
4	0.50	1.12	-0.49	-1.10
5	0.14	0.05	-0.11	-0.03
6	0.14	0.05	-0.10	-0.03
7	0.14	0.05	-0.09	-0.03
8	0.15	0.05	-0.11	-0.02
9	0.15	0.05	-0.11	-0.02
10	0.13	0.05	-0.10	-0.02

4.2.4.b. Large Scale Application to a Rapidly Evolving Coastal Dune

Figure 4.6 shows the characteristics of a typical cross-shore beach-dune profile (black profile in Figure 4.5.b). The incipient foredune morphology is complex as a result of the winter of 2013/2014 that caused large beach and dune erosion at Truc Vert (Castelle et al., 2015). During that period the incipient foredune locally retreated by 10–20 m, and was locally entirely eroded in the center of the megacusps embayments. Since then, a second incipient foredune developed seaward of the incipient foredune erosion scarp (Castelle et al., 2017b). In March 2018, the top of this former erosion scarp was still observed along most of the study site (Figure 4.6).

Below, the morphological evolution of the beach-dune system is addressed over a 6-month period encompassing the winter of 2017/2018, from 9 October to 13 March, based on 4 photogrammetry-derived DSMs. To achieve this purpose, 36 permanent GCPs implemented in 250-m spaced pairs along the entire 4-km dune system were used (Figure 4.7). The GCPs density is well larger than the 5 GCPs needed per kilometer according to the validation experiment described above. It ensures accurate DSM along the entire 4-km beach-dune system even in case of the loss of a limited number of GCPs (silting, vandalism, etc.). Figure 4.7 shows the 4 orthophotos, obtained with DP2 (Figure 4.7.a–c) and DP4P (Figure 4.7.d), highlighting the reasonable alongshore uniformity of the site.

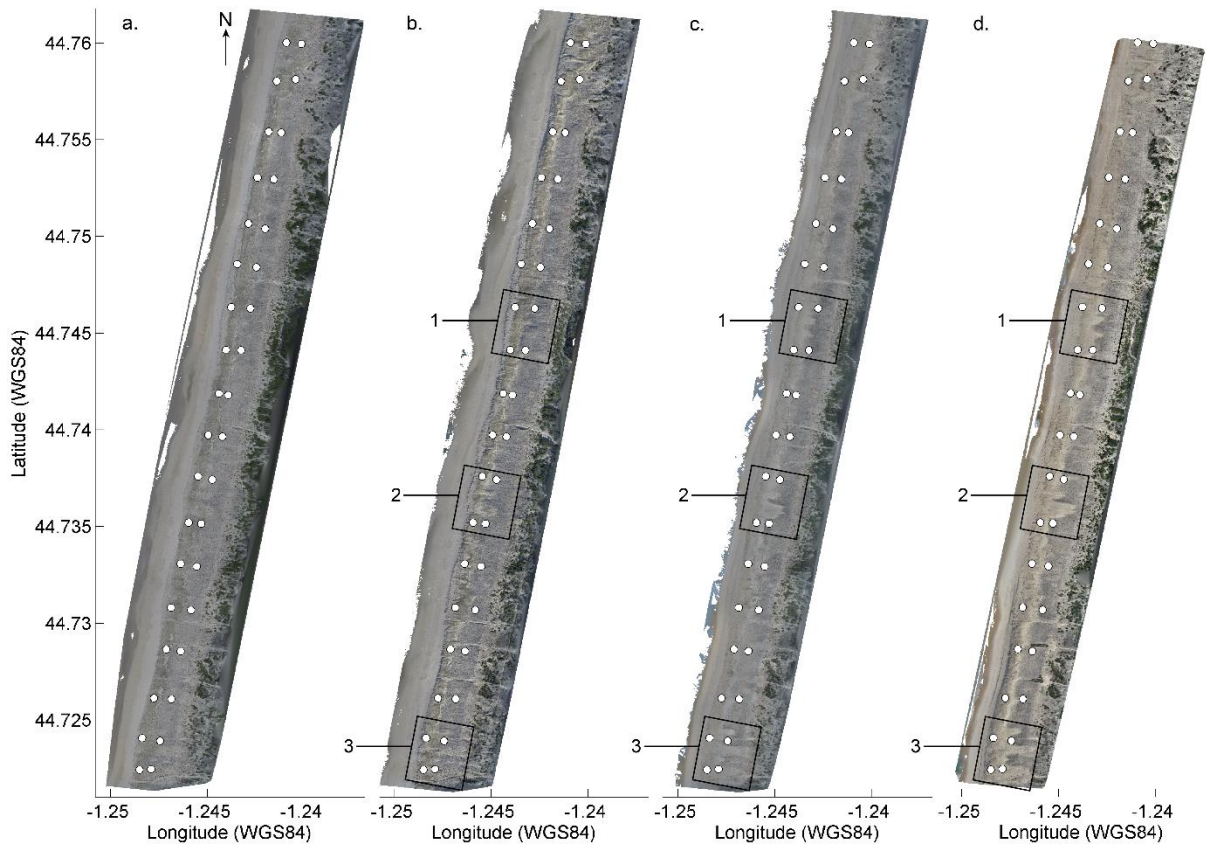


Figure 4.7. Orthophotos of the entire 4-km study area of Truc Vert beach on (a) 9 October 2017, (b) 19 December 2017, (c) 23 January 2018 and (d) 13 March 2018. The positions of the 36 permanent GCPs implemented in 250-m spaced pairs along the entire 4-km dune system used for the DSM generation are indicated by white dots and the black squares show the areas zoomed onto in Figure 4.8.

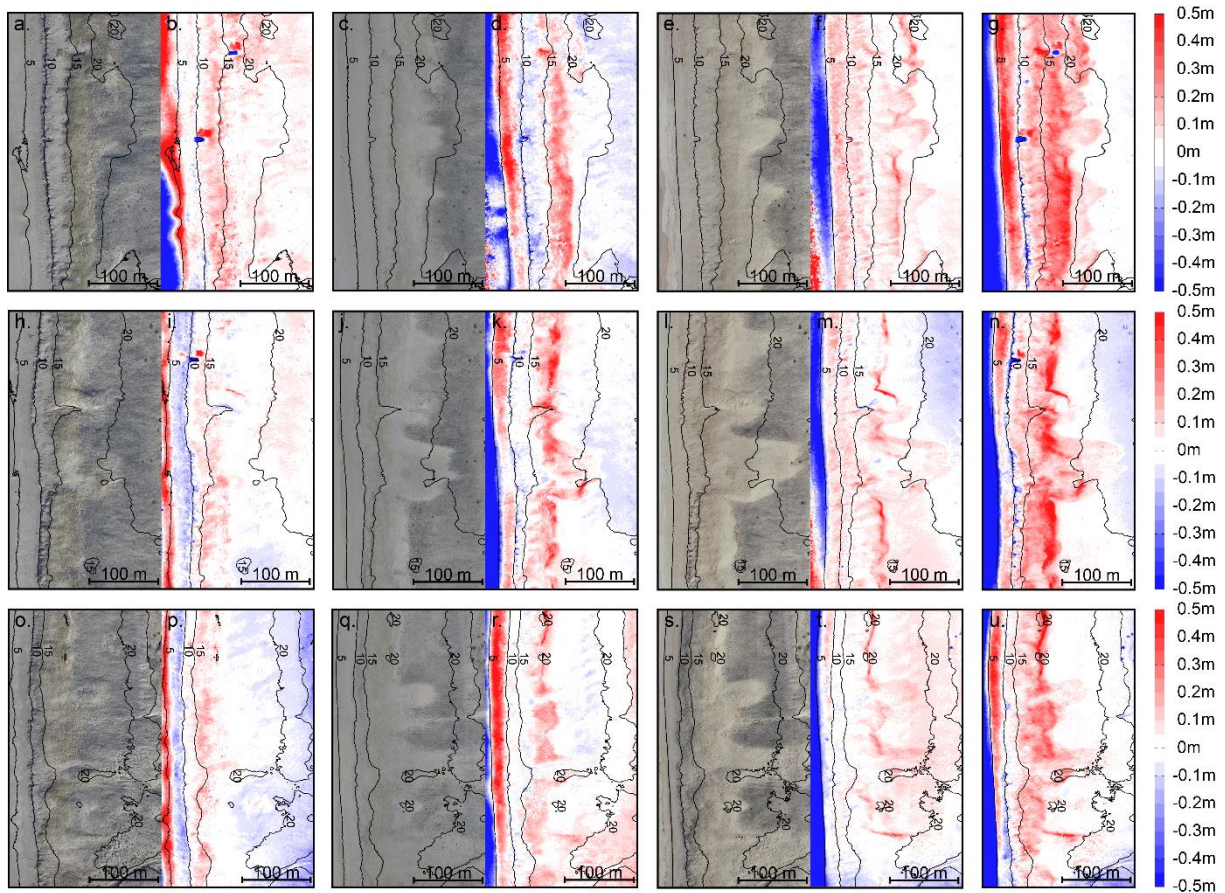


Figure 4.8. Beach-dune morphological changes zoomed onto the areas shown by the black squares in Figure 4.7. (a–g) northern area; (h–n) central area; (o–u) southern area. Orthophotos of Truc Vert beach generated with DP2 on (a,h,o) 19 December 2017, (c,j,q) 23 January 2018, and generated with DP4P on (e,l,s) 13 March 2018, are shown with the corresponding DSM difference plot between 9 October 2017 and 19 December 2017 (b,i,p), 19 December 2019 and 23 January 2018 (d,k,r) and 23 January 2018 and 13 March 2018 (f,m,t). The right-hand panels (g,n,u) shows the DSM difference plot for the entire study period between 9 October 2017 and 13 March 2018. The colorbar indicates the elevation difference in meters.

Figure 4.8 zooms onto the 3 zones shown in Figure 4.7. Overall, the high-energy waves during the 2017/2018 winter drove large beach erosion, with the beach lowering by 1.5 m on average and locally reaching 2.5 m. The incipient foredune shows a vertical accretion of 0.3 m on average, peaking locally at 0.6 m. In the meantime, the incipient foredune locally retreated by up to 10 m forming an erosion scarp up to 2-m high. In addition, the top of the 2013/2014 scarp further eroded by 0.5 m on average. The foredune shows a reasonably alongshore-uniform vertical accretion of 0.4 m on average which is maximized (~1.1 m) at the crest and at the lee side of the foredune. Moreover, results show an overall landward migration of the foredune as well as substantial sand deposition on the grey dune. These strongly alongshore-variable deposition patterns have a typical thickness of 0.1–0.3 m extending landward approximately 25 m, 40 m and 35 m for the northern, central and southern zones, respectively

(right-hand panels in Figure 4.9). These deposition patterns are readily present on the orthophotos where the grey dune vegetation is buried (Figure 4.8.a,c,e,h,j,l,o,q,s).

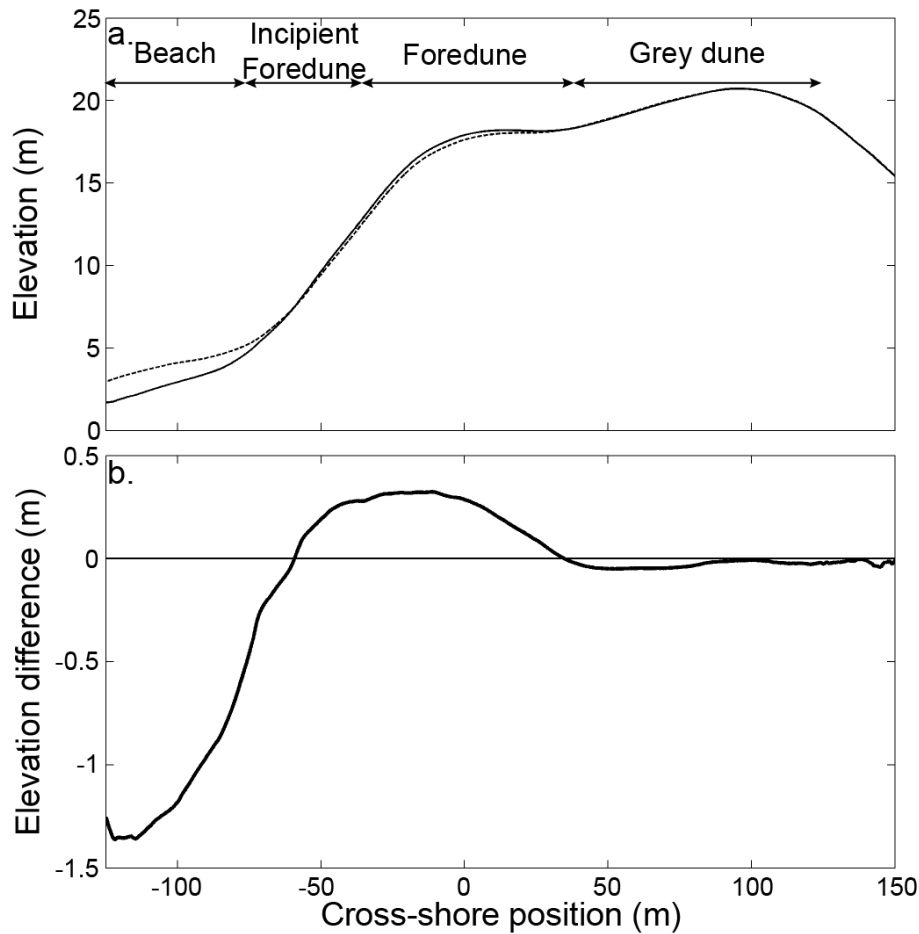


Figure 4.9. (a) 4-km alongshore-averaged beach-dune profile at Truc Vert on 9 October 2017 obtained with DP2 (dotted black line) and on 13 March 2018 obtained with DP4P (black line) with (b) corresponding elevation change between 9 October 2017 (survey performed with DP2) and 13 March 2018 (survey performed with DP4P).

These overall morphological changes show substantial temporal variability. During the first period between 9 October 2017 and 19 December 2017 (left-hand panels in Figure 4.8) small morphological changes were observed. Substantial beach accretion occurred (vertical accretion of 0.2 m on average), except locally (Figure 4.8.b) while the incipient foredune lowered by 0.2 m on average in the central (Figure 4.8.i) and southern zones (Figure 4.8.p). During that period, only the foredune in the northern zone shows some vertical accretion of approximately 0.2 m (Figure 4.8.b). The largest morphological changes are observed during the second period from 19 December 2017 and 23 January 2018, which was characterized by a succession of storm wind and wave events. The beach lowered by up to 0.8 m, with the incipient foredune (foredune) accreting vertically by 0.5 m (0.4 m) on average peaking at 0.7 m (0.8 m) (Figure 4.8.d,k,r). The third period from 23 January 2018 to 13 March 2018

shows that, although the beach further lowered by 0.6 m on average, only small morphological changes were observed on the dune although changes occurred on larger spatial scales (Figure 4.8.g,n,u). The formation of three breaches, two in the northern zone and one in the central zone (Figure 4.8.b,i), between 9 October 2017 and 19 December 2017 is not linked to the action of natural processes but to the experimental set up of transverse blowouts dug on 12 December 2017 for another study (Laporte-Fauret et al., 2018).

Figure 4.9 shows the 4-km alongshore-averaged morphological change of the beach-dune profile between 9 October 2017 and 13 March 2018. The beach lowered by 1–1.5 m on average. The overall morphological changes of the foredune and incipient foredune are more subtle owing to the alongshore averaging. A prominent change is that of the foredune, which accreted vertically by up to 0.35 m on average along a cross-shore distance of approximately 100 m (Figure 4.9.b).

4.2.5. Discussion

Although the DSM retrieved from DP2 shows high accuracy across the dune system, locally strong elevation underestimation was observed on the dry beach. This was primarily caused by the locally smooth and featureless sand surface providing poor structure for the detection of remarkable points needed for SfM algorithm. Results slightly worsen on the established foredune. The established foredune is densely vegetated with marram grass up to 0.5-m high (Figure 4.3.b) that is detected by the SfM algorithm, while the sand level was surveyed with the DGPS, which can explain the difference.

The RMS_Z error and Bias_Z are affected by the number of GCPs used. The large errors of the 3D dense point clouds using 3 or 4 GCPs for the small 350 m × 1000 m area of the validation experiment are due to a twist of the DSM, the GCPs being quasi-aligned. This DSM twist issue is a common problem when the study area is large in one preferred direction. This twist can be explained by the 3D point cloud generation method, which requires at least three GCPs to create the space in which the points are located. Two to three additional GCPs must be added within this 350 m × 1000 m area in order to resolve the camera's intrinsic parameters and thus increase DSM accuracy. Surprisingly, when using less than 5 GCPs on the same area, the DSM computed using DP2 shows an RMS_Z error twice as weak as that computed using DP4P.

The use of 5 CGPs for the 350 m × 1000 m domain is the minimum requirement in order to reach satisfactory accuracy with a RMS_Z error and Bias_Z for DP4P of approximately 0.05 m and –0.03 m, respectively. RMS_Z error and Bias_Z are 3 and 5 times higher with DP2, respectively. Results further show that increasing the number of GCPs from 5 up to 10 only slightly increases DSM accuracy, meaning that (1) implementing 2 cross-shore GCPs every 250 m alongshore is enough to derive accurate DSMs and (2) including GCPs on the beach is not a necessary requirement. The spatial distribution

strategy of 250-m spaced pairs of GCPs ensures that the potential loss of a small number of GCPs due to human degradation or rapid sand silting will not significantly degrade the inferred DSMs. These results also show that DP4P, together with permanent GCPs, is a very good choice to perform low-cost but accurate dune surveys, leading to DSM vertical precision similar to what can be obtained with much more expensive real time cinematic drones (~0.05 cm according to technical specifications). However, the resolution and accuracy obtained with DP2 largely meets the requirements for beach-dune monitoring.

Using 36 permanent GCPs to monitor 4 km of beach-dune system DSM elevation differences from 9 October 2017 to 13 March 2018 show substantial morphological changes from the beach to the coastal dune. The largest morphological changes were observed between 19 December 2017 and 23 January 2018. During this period, three major storm events hit the coast, in particular between 26 December 2017 and 3 January 2018, when wind gusts velocity exceeded 33 m/s and significant wave heights reached 8 m offshore. These highly energetic conditions drove widespread beach erosion with the formation of localized erosion scarps on the upper beach, and locally against the incipient foredune. This large alongshore variability in beach and dune response highlights the need to encompass kilometers of coast. In addition, small morphological features, such as local dune scarps and blowouts, to large sand patches, and even kilometer-scale alongshore erosion features, such as megacusps embayments, are well captured. Given that all these morphological patterns are of primary concern for coastal dune stakeholders, such monitoring can have strong implications from the perspective of coastal management.

Compared to the methods described previously (i.e., terrestrial and airborne LiDAR), one of the major problems with UAV surveys is the weather, in particular the wind velocity that must be lower than 7 m/s to use small (less than 2 kg) multirotor UAVs (DJI, 2016). Nonetheless, UAVs offer many advantages such as low cost; survey automation; high repeatability; direct video return; the ability to easily pause and resume a mission if facing unexpected problem; little preparation allowing a high reactivity after extreme events, and high-resolution accurate DSMs over a few kilometers. For larger areas (say O (10–100 km)) airborne or satellite solutions should be preferred.

4.2.6. Conclusions

In this paper, a low-cost and lightweight UAV-camera photogrammetry method combined with simple and efficient permanent GCP set-up was proposed and further used to accurately (RMS_Z error <0.1 m) monitor the morphological changes of the beach-dune system at high-resolution (<0.1m) on large spatial scales (4 km alongshore). The remotely-sensed DSM of two UAVs (fisheye-camera equipped DP2 and DP4P) were compared for different GCPs implementation strategies. Overall, the DP4P provides slightly better results with a RMS_Z error and a Bias_Z of approximately 0.05 m and

−0.02 m, respectively, with flight and computation times quite similar for the 2 UAVs. However, the DSM accuracy inferred from the GoPro-equipped DP2P still largely meets the standard for coastal monitoring and coastal dune management objectives. Compared to other methods, terrestrial or airborne LiDAR surveys, the non-intrusive approach presented here is cheaper, more accurate and more flexible to survey beach-dune systems and to further address wind- and wave-driven morphological changes on a wide range of spatial and temporal scales. It is illustrated herein over a 6-month winter period along 4 km of the beach-dune system at Truc Vert showing, for instance, alongshore variable beach and incipient foredune wave-driven erosion, and the storm-wind driven inland migration by a few meters of the established foredune and 0.1–0.3-m sand deposition on the grey dune. This photogrammetry approach via low-cost flexible and lightweight UAVs is well adapted for coastal research groups and coastal dune stakeholders monitoring and managing the coastal zone, including in developing countries where data are lacking and when the weather conditions are suitable.

Chapitre 5

Impacts morphologiques et écologiques de brèches expérimentales dans un système dunaire

5.1. Introduction

Au cours du dernier siècle, la plupart des systèmes dunaires en Europe ont été stabilisés par des méthodes de reprofilage, de plantation de végétation ou encore d'installation de clôtures. Ces dunes stabilisées avaient ainsi pour but de tamponner les vagues de tempêtes et limiter le transport sédimentaire en arrière des dunes afin de protéger les biens socio-économiques de l'ensablement et des inondations. Cependant, ces dunes stabilisées présentent généralement une morphologie très uniforme le long du rivage menant à de faibles variations d'exposition au vent, au transport sédimentaire et/ou aux embruns salins. Dans certaines régions du monde, ces effets se traduisent par une diminution de la dynamique de la végétation et des services écosystémiques. De plus, leur mobilité réduite peut les rendre plus vulnérables face à l'érosion marine du fait de leur difficulté à migrer leur stock de sable vers les terres. Ainsi, dans des régions du nord de l'Europe, la remobilisation des dunes stabilisées, et peu stressées grâce à un climat favorable, est envisagée afin de restaurer les processus dynamiques fortement réduits suite à la stabilisation et la succession végétale. Si plusieurs méthodes ont été testées, la mise en place de brèches dans le système dunaire semble favoriser le transport de sable vers l'arrière de la dune, ainsi qu'une augmentation de la diversité des communautés végétales et un rajeunissement local de la végétation (Nordstrom, 2007 ; Brunbjerg et al., 2015). Cependant ce type d'expérimentation manque cruellement dans des systèmes dunaires soumis à des conditions de stress plus importantes pour lesquels, les modèles théoriques d'écologie prévoient plutôt une diminution de la diversité avec l'augmentation de la perturbation (Grime, 1973). C'est pourquoi, une expérimentation pionnière en France a été mise en œuvre grâce à l'installation de deux types de brèches expérimentales (quatre dans la dune embryonnaire (BEO) et quatre autres sur la face océanique de la dune blanche (BEE)) dans un système dunaire reprofilé et stabilisé sur la côte aquitaine (Sud-Ouest, France) en novembre 2017. À travers cette expérimentation, dont le protocole de mise en œuvre est décrit dans le chapitre 3, nous cherchons à

comprendre les réponses morphologiques et écologiques du système dunaire face à la perturbation induite par ces brèches expérimentales. Les méthodes de suivi morphologique et écologique déployées durant les 3 années sont détaillées dans le chapitre 3.

Durant l'hiver 2017-2018, en plus des relevés de végétation, des mesures de variations d'élévation, de taux de décomposition de matière organique, d'abrasion potentielle éolienne et de granulométrie ont été respectivement réalisées à l'aide d'un GPS différentiel, de sacs de litière (de *Elymus farctus* et *Helichrysum stoechas*), de drapeaux en coton et des prélèvements de sol. Ces mesures ont été mises en place afin de s'intéresser à l'impact de la perturbation sur le fonctionnement de l'écosystème. En effet, dans les environnements productifs, la perturbation est connue pour stimuler la richesse spécifique, par diminution de la compétition, alors qu'elle la diminue dans les milieux stressés (Grime, 1973 ; Huston, 1979). De plus, si dans les milieux peu stressés l'absence de perturbation est connue pour mener à un déclin progressif du fonctionnement de l'écosystème (Wardle, 2004 ; Fortunel, 2009), son rôle dans les environnements stressés n'est pas clairement établi. Les communautés végétales des dunes littorales du sud-ouest de la France sont soumises à de nombreux stress (sécheresse, manque de nutriments), ce qui les différencie fortement des communautés de dunes nordiques beaucoup mieux étudiées. La perturbation reste cependant un facteur crucial déterminant la zonation des communautés végétales (Maun, 1998). C'est pourquoi, ce système représente un lieu idéal pour appréhender la réponse du fonctionnement de l'écosystème face à la perturbation. Les résultats obtenus ont fait l'objet d'une publication dans la revue *Ecological Engineering* intitulée « The role of physical disturbance for litter decomposition and nutrient cycling in coastal sand dunes ».

Malgré cette réponse écologique significative, les évolutions morphologiques sont restées très modérées. C'est pourquoi, durant l'automne 2018, de nouvelles brèches expérimentales ont été mises en place avec un dimensionnement plus adéquat, c'est-à-dire plus étroites, plus profondes et plus longues. Les BEOs ont été creusées au même endroit contrairement aux BEEs qui ont été creusées un peu plus vers les terres à travers la crête de la dune blanche. Les suivis morphologiques et écologiques ont été réalisés entre décembre 2018 et avril 2020, soit durant deux hivers, et des données horaires de vitesse et de direction de vent à 10 m d'altitude ont été utilisées afin de caractériser l'activité éolienne et notamment l'intensité des tempêtes hivernales. Ce nouveau dispositif cherche ainsi à investiguer les réponses morphologiques et écologiques suite à la mise en place de brèches expérimentales au sein d'un système dunaire dans le sud-ouest de la France où la végétation est soumise à de forts stress. De plus, le suivi à travers deux hivers contrastés permet d'appréhender l'impact des conditions météorologiques hivernales sur ces réponses. Les résultats obtenus ont fait l'objet d'une publication dans la revue *Science of the Total Environment* intitulée « Morphological and ecological responses of a managed coastal sand dune to experimental notches ».

Ainsi, ce chapitre vise à détailler dans un premier temps l'impact des brèches expérimentales et de la perturbation induite sur le fonctionnement de l'écosystème dunaire avant de se focaliser sur les réponses morphologiques et écologiques au cours de deux hivers contrastés. Les principaux résultats seront synthétisés en Section 5.4.

5.2. Fonctionnement de l'écosystème face aux perturbations dans les dunes littorales (Laporte-Fauret et al., 2021a, *Ecological Engineering*)

Quentin Laporte-Fauret^{1*}, Ana Teresa Alonso Ayuso¹, Tiffany Rodolfo-Damiano¹, Vincent Marieu¹, Bruno Castelle¹, Stéphane Bujan¹, David Rosebery² and Richard Michalet¹

¹ CNRS, Université de Bordeaux, UMR 5805 EPOC, 33615 Pessac CEDEX, France;

vincent.marieu@u-bordeaux.fr (V.M.); bruno.castelle@u-bordeaux.fr (B.C.);

richard.michalet@u-bordeaux.fr (R.M.); stephane.bujan@u-bordeaux.fr (S.B.)

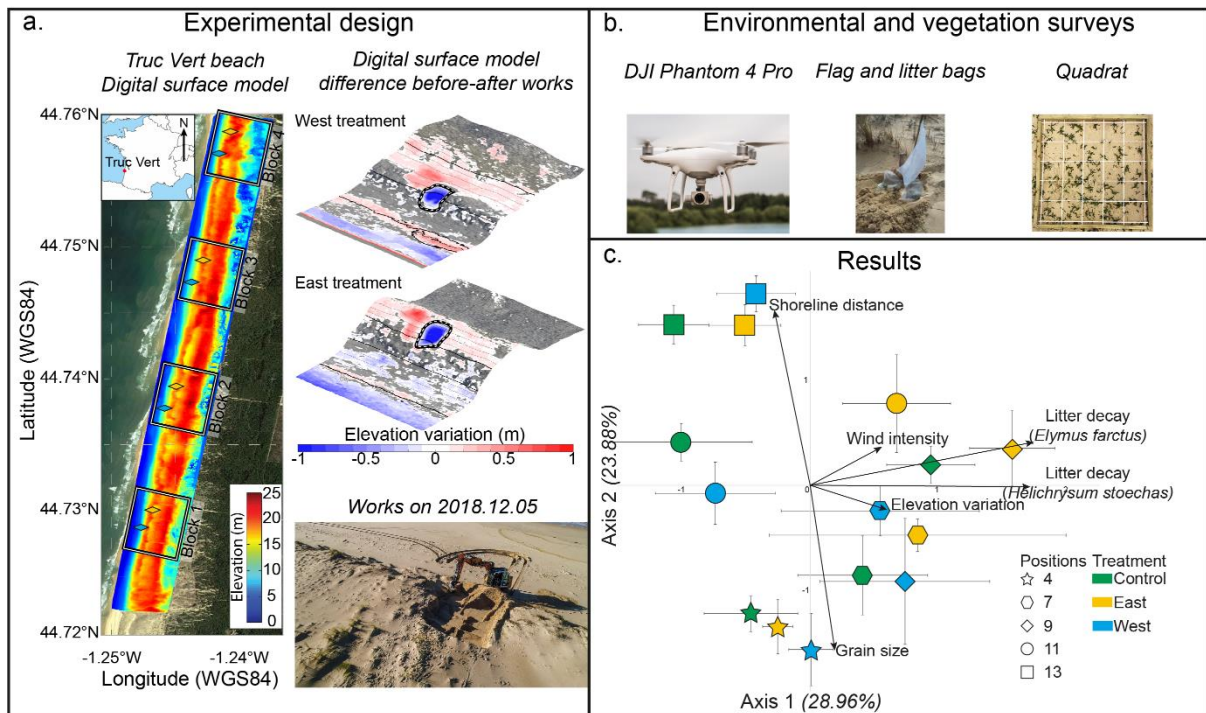
² Office National des Forêts, 75570 CEDEX 12 Paris, France; david.rosebery@onf.fr

* Corresponding author. Tel.: +33-540-003-316

email: quentin.laporte-fauret@u-bordeaux.fr;

Highlights

- Physical disturbance increases ecosystem functioning in stressful coastal sand dunes
- Dune geomorphology impacts ecosystem functioning when affecting sand deposition
- Plant community composition changes in response to increasing ecosystem functioning



Graphical abstract (a) Experimental design with the set up of 8 experimental transverse notches, 4 in incipient foredune (West treatment) and 4 in the established foredune (East treatment), (b) Photography of the drone, the flag, the litterbags and the quadrat used to monitor elevation variation, wind intensity, organic matter decomposition and plant abundance, respectively and (c) PCA results showing the influence of litter decay and elevation variation on axis 1, with higher values for East treatment highlighting an increase in ecosystem functioning due to sand deposition enhanced by the East experimental transverse notches.

Abstract: Disturbance increases ecosystem functioning in productive habitats but its effect in stressful conditions is less documented, although this is crucial for understanding the resilience of disturbed systems to natural and anthropogenic disturbances. Our goal is to assess the influence of physical disturbance for ecosystem functioning in coastal sand dunes. We set up an experimental design, including two treatments in four blocks, in a four km-long dune site from South West France. We simulated physical disturbance from marine and wind origin, digging Experimental Notches (EN), in the incipient (West EN treatment) and established foredunes (East EN treatment), respectively and compared the effects of EN to controls along transects including 13 positions from the beach to the transition dune behind ENs. We sampled litter decomposition rate, elevation variation, wind abrasion, sand grain size and vegetation composition. We also used drones to quantify sand deposition sheets during severe winter storms. Litter decomposition rate was the highest where sand accumulated the most, at the ecotone between the established foredune and transition dune and in the East EN treatment. This increase of ecosystem functioning was correlated to wind patterns. However, there was also a strong alongshore variability, with important sand deposition sheets occurring in some blocks depending

on dune geomorphology. Vegetation composition was mainly influenced by shoreline distance, but also by the block and EN treatment, with a strong interaction between these three effects. We conclude that physical disturbance increase ecosystem functioning in the stressful conditions of the Atlantic sand dunes, only when sand accumulates, whereas excessive disturbances enhancing sand erosion are not favorable for ecosystem functioning.

Keywords: Coastal dunes, Drone surveys, Ecosystem functioning, Litter decomposition, Physical disturbance, Sand deposition, Wind abrasion.

5.2.1. Introduction

The role of disturbance for community structure and ecosystem functioning has fascinated ecologists for decades (McArthur and Wilson 1963; Grime, 1973; Connell, 1978; Huston 1979; Paine and Levine 1981; Pickett and White 1985). Grime (1973) proposed to separate disturbance from environmental stress to straightforwardly assessing plant species functional strategies, community richness and composition, and ecosystem functioning in natural and managed ecosystems. Disturbance can be defined as a decrease in plant biomass due to either biotic or abiotic factors (herbivory, trampling, ploughing, fire, flooding, soil erosion, sediment accumulation) and stress as a decrease in plant growth and community productivity due to mainly four environmental constraints, shade, drought, oligotrophy and sub-optimal temperatures (Grime 1973; 1974). This distinction is crucial to understand the role of disturbance for ecosystem functioning since stress is always related to a decrease in community productivity, whereas disturbance can show different relationships with productivity.

Concerning plant species richness, Huston (1979) proposed that physical disturbance decreases species richness in stressful environments but promotes it in favorable ones due to decreasing competition. Thus, Grime (1973), Huston (1979) (see Huston, 2014 for a synthesis) proposed the occurrence of a unimodal (i.e., highest diversity at mid-position along the gradient) relationship between plant species richness and stress, disturbance, and community biomass. This hypothesis has been supported by a number of empirical studies, for example Ross et al. (2019) and Maalouf et al. (2012) for productive herbaceous communities and stressful calcareous grasslands, respectively. However, this relationship has been recently debated (Adler et al., 2011; Fraser et al., 2015).

Ecosystem functioning refers to the ecological processes that control the fluxes of energy, nutrients and organic matter through an environment (e.g., decomposition, primary production and nutrient cycling) (Cardinale et al., 2012). It is also widely acknowledged that the absence of disturbance in low stress conditions leads to a progressive decline in ecosystem functioning. For example, Wardle et al. (2004) studying the long-term evolution of six forest ecosystems from tropical, temperate, and boreal biomes, showed that litter decomposition, biomass, and decomposer microbe activity decreased

over time in absence of major disturbance, mainly due to increasing phosphorus limitation. Fortunel et al. (2009) also found an overall decrease in ecosystem functioning, measured by litter quality and decomposition, with decreasing disturbance for herbaceous systems from ten European sites exhibiting moderate to low stress conditions. Finally, Peltzer et al. (2010) reviewed the findings from studies of long-term chronosequences assessing nutrient cycling for systems spanning the boreal, temperate, and subtropical zones. Although they also found an overall decrease in ecosystem functioning through time, they stressed the occurrence of exceptions in arid climates with no ecosystem retrogression or slower depletion in nutrients. The depletion of nutrients through time is highly dependent on climate drainage (Huston, 2012; Delgado-Baquerizo et al., 2013), with increasing phosphorus limitation and decreasing productivity during succession in wet climates only. This explains why nutrient cycling is improved by disturbance in wet climates.

However, if disturbance (e.g., wildfires, grazing) is essential to maintain ecosystem functioning in low stress conditions, its role in stressful systems is less known, with contrasting results, either increases or decreases of ecosystem functioning, depending on disturbance type (Deng et al., 2013; Dimitrakopoulos et al., 2006; Wardle et al., 1997). Additionally, even in wet climates, changing and intensifying disturbance regimes has been shown to drive positive feedback loops between vegetation composition, structure, and ecosystem function that could reduce ecosystem resilience and trigger ecosystem collapse (Lindenmayer et al., 2016; Bowd et al., 2019). Such effects are even more likely to occur in stressful systems with lower resilience to natural and anthropogenic disturbances (Kéfi et al., 2007). Thus, the role of disturbance for ecosystem functioning is not clearly established in stressful systems and its occurrence might be more dependent on the frequency and intensity of disturbances than in wet climates. The resilience of ecosystems to natural and anthropogenic disturbances is highly dependent on the ability of plant species to recolonize disturbed habitats and, thus, to plant growth and ecosystem functioning. If disturbance is decreasing ecosystem functioning and, thus, plant growth and community biomass in stressful systems, this may induce a collapse of ecological communities and ecosystem services (Michalet et al. 2006; Kefi et al. 2007). This will support the CSR model of Grime (1974) that consider there is no viable strategy for plant in highly stressed and disturbed systems. Therefore, increasing our knowledge on the role of physical disturbance for ecosystem functioning in stressful systems is key for managing and restoring disturbed stressful ecosystems, such as arid ecosystems or coastal sand dunes.

We choose to assess in coastal dunes the role of physical disturbance for ecosystem functioning in stressful environments since community structure and ecosystem functioning are known to be mainly driven by these two environmental constraints in these systems (Maun, 1998; Forey et al., 2008). Coastal dunes are generally occurring along coasts having sufficient sand supply, prevailing onshore winds and the presence of vegetation, or other obstructions, to trap the sand transported by the wind (Nordstorm, 2015). They are subjected to wave action, likely to induce drastic coastal erosion during storms (Castelle

et al., 2015; Guisado-Pintado and Jackson 2017). Additionally, coastal dunes are highly influenced by wind processes, transporting sand from the beach to the dune (Hesp and Walker 2013), and the presence of plants limiting wind erosion by trapping sand with their aerial parts (Zarnetske et al., 2012). Interactions between these physical and biotic processes can lead to the formation of blowouts in coastal dunes (Hesp, 2002), promoting sediment transfers from the beach to the back dune by wind acceleration in the blowout (Hesp and Walker, 2013).

Plant communities in coastal dunes are subjected to a large range of environmental stresses such as saline spray, swash inundation (principally in the beach and incipient foredune), drought, nutrient deficiency (Hesp, 1991; Hesp and Martinez, 2007; Martinez and Psuty, 2004). However, in dunes from wet temperate climates where salt can be washed from plants and through soils during heavy rain events, disturbance by sand deposition has been shown to be the crucial factor driving plant community zonation before salinity (Moreno-Cassola, 1986; Maun, 1998; Forey et al., 2008). Maun (1994) also showed that partial sand burial, for some species, stimulated growth of ramets, stolon, roots and leaves leading to an increase of total leaf area, number of tillers and total dry biomass. Moreover, sand deposition also increases soil volume, soil resources and mycorrhizae activity promoting ecosystem functioning (Maun, 1998; Forey et al., 2008). However, in these studies, the effects of increasing disturbance on ecosystem functioning might have been confounded by a decrease in stress also occurring towards the ocean, as observed in salt marches by Proença et al. (2019). Indeed, Forey et al. (2008, 2010) have documented a beneficial effect of the ocean spray for plant growth and survival in the incipient foredune, with lower vapor pressure deficit values and maximum temperatures than in the inland transition dunes protected by the incipient foredune and the established foredune. In order to assess the potential role of disturbance for ecosystem functioning in stressed environments, we have to control for variation in stress.

Recently, scientists and coastal dune stakeholders have been attempting to reintroduce a certain dynamic in stabilized coastal dunes characterized by high plant cover and biomass (Creer et al., 2020; Pye et al., 2020; Arens et al., 2020). This is particularly the case in Northern Europe where some remobilization projects are attempting to restore a dynamic of sediment transport from the beach to the back of the dune by removing vegetation or foredune notch excavation (Eamer et al., 2013; Konlechner, et al., 2015; Arens et al., 2013; Kuipers 2014). In these low-stress coastal dunes, these methods have been shown to be successful in increasing sand transport and thus disturbance in the dunes (Ruessink et al., 2018), leading to an increase in diversity, by reducing competition, and a rejuvenation of the soils (Brunbjerg et al., 2015; Nordstrom et al., 2007), confirming the CSR model (Grime, 1974). In contrast, sand remobilization in dunes from southern latitudes with lower summer rainfall and, thus, higher stress may reduce ecosystem functioning and diversity, consistent to Huston (1979). To the best of our knowledge, there has been no experimental study assessing the impact of sand remobilization on ecosystem functioning in more stressed coastal dunes. These impacts are crucial to assess in the context of changing management paradigms.

We designed an original experiment in the coastal sand dunes of South West France, where we applied experimental disturbances simulating blowout effects from marine and aeolian origins at two positions along the complex stress/disturbance gradient. Indeed, in northern Europe, some studies have attempted to reintroduce sedimentary dynamics within the coastal dunes by blowout restoration or notches excavation (Van Boxel et al., 1997; Pye et Bolt, 2016; Ruessink et al., 2018). However, these studies have only focused on morphological changes without assessing the impact on plant communities and ecosystems. As interactions between physical and biological processes play a major role in coastal dunes evolution while evolving across many spatial and temporal scales, it is important to set up experiments able to understand these interactions across different dune habitats. We choose to quantify litter decay as good proxy of nutrient cycling and availability along transects delineated from the beach to the back dunes, along the experimental blowouts and in controls. We also measured in all treatments environmental variables (i.e., wind abrasion, elevation variation, and grain size, Forey et al., 2008) and plant species composition as indicator of community response to environmental disturbances and changes in ecosystem functioning. Additionally, in order to take into account the context-dependency of the effect of disturbance (Grime, 1974), we also assessed if community and ecosystem responses were affected by the beach dune system geomorphology (Davidson-Arnott, 2010). We aim to answer the following questions: (1) do contrasting disturbance types (e.g., marine and aeolian) have different effects on ecosystem functioning and (2) does dune geomorphology (e.g., foredune elevation, oceanward slope and width, transition dune elevation) alter the effect of disturbance on ecosystem functioning.

5.2.2. Material and methods

5.2.2.a. Study area

The study site, Truc Vert beach, is a representative beach of the 110 km long Gironde sandy coast, in SW France (Figure 5.1.a). The climate is temperate oceanic with mean annual precipitations of 900 mm mainly during winter period (data were extracted from the website of METEO FRANCE, see supplemental material 5.1 and 5.2). This open sandy beach of high energy is meso- to macro-tidal with an average tidal range of 3.7 m during spring tides (Castelle et al., 2015). Due to its remoteness, this beach represents an ideal natural laboratory that has been extensively studied for sediment transport and beach morphodynamics (Castelle et al., 2017b), plant-plant interaction experiments and community composition (Forey et al., 2008, 2009, 2010; Le Bagousse-Pinguet et al., 2013). The Truc Vert beach coastline has remained stable over the past 65 years, even after being exposed to major storm events (Castelle et al., 2018b). It is bordered by a large coastal barrier system with significant foredune system (250 m wide and 20-25 m height) part of which was re-contoured since the 60s, after severe storms in 20s and World War II. The National Forest Office in charge of the management of the dunes has

undertaken extensive dune profiling and plant species planting work to renovate the dune system until the 80s. Since then, the dune has always been softly managed by vegetation planting, particularly to prevent the development of blowouts. In terms of vegetation, three dune types from the beach to the forest are distinguished, each representing a particular habitat with (1) the incipient foredune, in direct contact with the upper beach and dominated by pioneer species as *Elymus farctus* and *Euphorbia paralias*, (2) the established foredune, dominated by *Ammophila arenaria* and (3) the transition dune, dominated by *Helichrysum stoechas*. Together the incipient foredune and established foredune are forming the foredune *sensu lato* (Appendix 5.1.a, b).

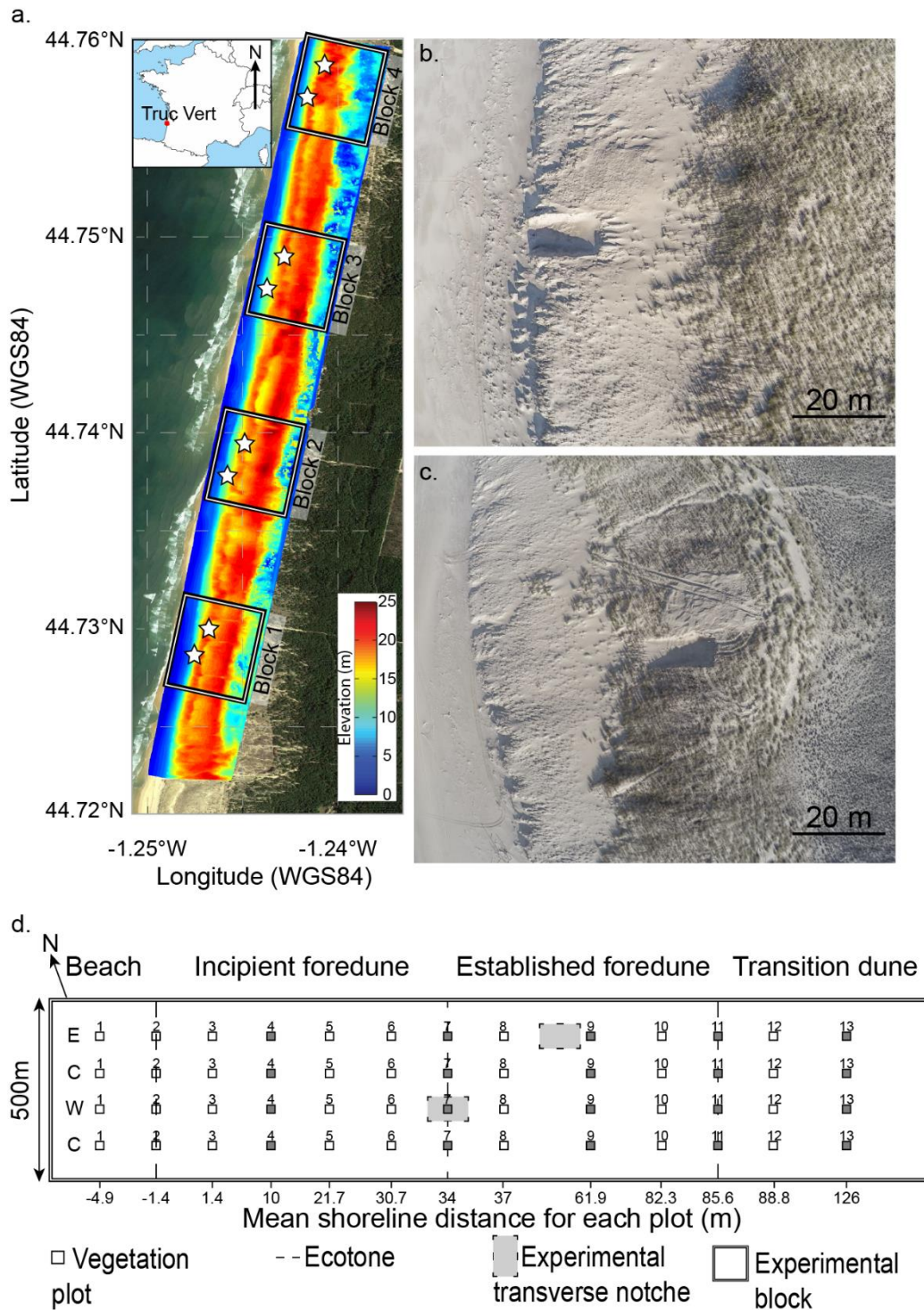


Figure 5.1. (a) Truc Vert beach location map with a digital surface model showing the elevation. The solid rectangles represent the experimented blocks with the ENs (represented by white stars), (b) Aerial photography of EN in the incipient foredune of block 3 and (c) in the established foredune of block 2 and (d) Location of the quadrats (squares with numbers) through the four cross-shore transects with ENs (grey rectangles) in each block. The grey plots indicate the environmental measurement locations. The letter C, E and W correspond to the control, East EN and West EN treatments, respectively.

5.2.2.b. Experimental design

The experiment was carried out on a 4 km-long alongshore and 500 m cross-shore dune system. The site was subdivided into four 500 m-long alongshore blocks, guaranteeing spatial replication. Blocks were numerated from one to four from the south to the north (Figure 5.1.a) and separated from each other by a 500 m-long alongshore distance. In each block, two large Experimental Notches (EN) were dug in December 2017, one in the incipient foredune (called the West EN, Figure 1.b), to simulate the effect of wave erosion processes during severe storms, and one at the top of the established foredune (called the East EN, Figure 1.c), to simulate the blowout initiation by wind erosion. These EN were dug with a horizontal dimension similar to the blowouts naturally present in the study area with alongshore and cross-shore distances of 7 m and 15 m, respectively.

In order to monitor environmental parameters and plant community composition in our treatments, four cross-shore transects were placed in each block from the beach to the transition dune. Two transects were aligned along ETNs, and two other transects were placed approximately 100 m further south of experimental ETNs, as controls. Each transect was composed of 13 sampling quadrats distributed at the three ecotones and in the middle of each community type (e.g., incipient foredune, established foredune and transition dune) (Figure 5.1.c). The quadrat number always represented the same habitat through the different transects, even if the shoreline distance can slightly differ between transects. This approach was chosen in order to better capture vegetation changes, which should preferentially occur at the ecotones. Thus, our design included four West ETNs, four East ETNs and height control transects and 208 sampling quadrats (13 positions X four transects X four blocks), for which the spatial coordinates were monitored using a differential GPS.

5.2.2.c. Environmental variables and litter decomposition

Several environmental variables were monitored in 2018 in order to quantify the disturbance inducted by the ENs, together with the quantification of litter decomposition that was chosen as indicator of ecosystem functioning. Elevation monitoring was carried out on the 208 sampling quadrats (13 quadrats X 4 transects X 4 blocks), whereas the monitoring of other environmental variables (i.e., wind abrasive potential and grain size), and litter decomposition were carried out at five specific positions in each transect, at the ecotones (positions 7 and 11) and at the center of each dune habitats (positions 4, 9 and 13), providing a total of 80 measurement points (5 positions X 4 transects X 4 blocks) (see grey plots on Fig. 1.c).

Sand deposition, the major factor of disturbance in coastal dunes (Maun, 1998, Forey et al., 2008), was quantified with elevation measurements at the 208 points. We used a Trimble® differential GPS and a known base, resulting in vertical and horizontal accuracy of 0.015 m and 0.008 m, respectively. This monitoring was carried out just after the EN set up and during the next 3 seasons (i.e.,

Winter: March 2018, Spring: May 2018 and Summer: August 2018). Comparison between the elevations of each season allowed to identify the quadrats that have been subjected to erosion (negative Dz) or accretion (positive Dz) processes according to equation 5.1:

$$Dz = z_{Summer\ 2018} - z_{After\ ETN} \quad (5.1)$$

where Dz represents the elevation variation between two seasons and z the quadrat elevation at the chosen season (a Dz equal to 0 indicates that there has been no elevation change).

Wind abrasive potential was measured indirectly by quantifying the loss of flag material due to wind action (Rutter, 1965, Forey et al., 2008). Indeed, the cotton surface of the flag, sensitive to the sand abrasion transported by the wind, loses surface area by abrasion depending on wind intensity and frequency. The 80 flags were characterized by a length and width of 0.38 m and 0.16 m, respectively (0.006 m²), attached to a bamboo pole at 0.3 m height and placed at the specific positions in each transect from mid-March to late May 2018. The remaining area of each flag was measured after exposure to the wind using a planimeter and WinFolia software (from Regent Instruments Inc®). The percentage of lost surface Sl (%) was expressed by equation (2):

$$Sl = 100 - \frac{Sr \times 100}{Si} \quad (5.2)$$

where Sr is the surface remaining after exposure to the wind (m²) and Si the initial surface (m²).

Sand grains were collected in sampling tubes (0,5 x 8 cm) on the ground surface at the specific positions in each transect in mid-March 2018. They have been dried before measuring their size by a laser diffraction microgranulometer (from Malvern Panalytical®). As the data had a unimodal distribution, the median diameter of the sand grains of each sample was chosen to characterize the grain size at each position.

The rate of organic matter decomposition, which indirectly refers to soil fertility and therefore ecosystem functioning (Fortunel et al., 2009), was assessed using the litterbag method, with two dominant dune plant species of the study field. Half of the bags were filled with *Elymus farctus*, the species dominating the incipient foredune and the other half with *Helichrysum stoechas*, the species dominating the transition dune. Litterbags, 0.25 m by 0.15 m with a mesh size of 0.001 m, were initially filled with 10 g of leaf (harvested early March 2018) previously dried at 40°C during 48 hours (in order to control for moisture content without changing the palatability of the litter for decomposers). In mid-March 2018, just before the beginning of the spring growing season, 80 *Elymus farctus* litterbags and 80 *Helichrysum stoechas* litterbags were buried at 0.1 m depth at the specific positions of each transect. Litterbags were harvested late May after 10 weeks, washed to remove the sand, dried at 40°C for 48 hours and weighed. Forey et al. (2008) have shown that this experiment duration and period of the year

were adapted to assessing differences in litter decomposition rates among sand dune communities in these climatic conditions.

5.2.2.d. Large-scale dune geomorphology

Large scale dune geomorphology was obtained by Unmanned Aerial Vehicle (UAV) surveys covering the 4 km alongshore of the Truc Vert coastal dune. They were performed using a DJI Phantom 4 Pro quadricopter equipped with a 20 MPix camera and a set of 36 permanent ground point controls (250 m spaced pairs). The combination of UAV images and photogrammetry algorithms from the Agisoft Metashape ® software v1.5 allowed to generate and geo-rectified (using the permanent ground point controls) accurate Digital Surface Model (DSM) with a planimetric and altimetric error of 0.04 m and 0.05 m respectively and a 0.1 m resolution (Laporte-Fauret et al., 2019).

During the 2017-2018 winter, Laporte-Fauret et al. (2019) highlighted the formation of 0.1-0.3 m thick sand deposition sheets over the transition dune, extending from the established foredune sometimes to the inland edge of the transition dune. Sand sheets have a typical width of 100-200 m, significantly affecting the vegetation (mortality by burial). In order to assess whether geomorphology played a role in these sand depositions, the cross-shore profiles of the 16 transect were extracted from the DSM in order to calculate geomorphological parameters of the foredune (i.e., oceanward slope, elevation and cross-shore wide), the transition dune (i.e., elevation) and the elevation difference between the foredune and the transition dune (see Appendix 1.a for a four km alongshore averaged profile of Truc Vert with precision about geomorphological parameters). Then the large sand deposition sheets were digitized from the DSMs and a surface and volume value were assigned to each transect when they were present within 25m alongshore on either side of the transect.

5.2.2.e. Vegetation sampling

Plant community composition was monitored, with a seasonal frequency (Winter: mid March 2018, Spring: mid May 2018 and Summer: late August 2018) at each of the 208 positions. We quantified the cover of each species using a 1 m² quadrat with a mesh size of 0.2 m (Goodall 1952). Plants or their vertical projections located at the 36-line intersections were recorded to calculate their percent cover. An abundance of 0.5% was assigned to species present in the quadrat but only outside these intersections.

5.2.2.f. Statistical analysis

Elevation variation, wind abrasive potential and grain size were analyzed with mixed models with Treatment, Position and their interaction as fixed effects; and Treatment nested within block as random effects. Litter decay was also analyzed with mixed models with Treatment, Position, Species

and their interactions as fixed effects; and Species nested within Treatment, which is nested within block as random effect. Variance analyses (ANOVA) were performed on these mixed models. Least Significant Difference (LSD) tests were used when there was a significant position effect, and sample t-tests to test for significant differences from zero values.

A PCA was performed to search for relationships between, litter decay of the two species, and four environmental variables (wind intensity, elevation variation, sand grain size and distance to the shoreline). We then used, a two-way ANOVA model to assess the effects of the position, EN treatments and their interaction on plot scores along the two first axes of the PCA. Vegetation data was analyzed with a Correspondence Analysis. Plots without species and species with a frequency lower than four were removed before the CA. A three-way ANCOVA was conducted on plot scores along the two first axes of the CA, in order to assess the effects of the block (qualitative data), the position (quantitative data), the EN (qualitative data) and the season (qualitative data) treatments and their interactions on species composition. For the position treatment, we used the shoreline distance as a continuous variable with also a quadratic expression to detect concave or convex shapes.

Finally, in order to detect if differences in geomorphology among blocks may have affected our results and in particular sand deposition, we assessed geomorphological block effects, the EN treatments and their interaction on the sand deposits surfaces and volumes observed behind the established foredune with a two-way ANOVA. We also search for relationships between the sand deposits surface and the volume and the dune morphological parameters (i.e., oceanward foredune slope, foredune elevation, foredune width, transition dune elevation and difference between foredune and transition dune elevation) at the level of each transect by independent linear regressions. Finally, we assessed the geomorphological block effects and the EN treatments and their interaction on the foredune oceanward slope and the established foredune width with a two-way ANOVA. All statistical analyses were performed using the software R (version 1.2.5033).

5.2.3. Results

5.2.3.a. Mixed models and PCA

PCA axis 1 was primarily correlated to litter decomposition rates and transect positions and secondarily to elevation variation, wind intensity and the EN treatment (Figure 5.2). The fastest rate of decomposition for the two species (with *Elymus farctus* litter decomposing almost twice faster than *Helichrysum stoechas* one, as shown by the highly significant species effect in Table 5.1 and see Appendix 2) occurred at positions 9 (and then 7 and 11) of the East EN treatment (positive side of axis 1 in Figure 2 and highly significant position and marginally significant treatment effects in Table 5.2). The highest elevation increase due to sand deposition and highest wind intensity were also observed at

these positions (Table 5.1 and see results of LSD and sample t-tests in Figure 5.3 for elevation and Appendix 5.4 for wind). Axis 2 was explained by shoreline distance and grain size, the latter decreasing with increasing distance to the shoreline (Figure 5.2 and Tables 5.1 & 5.2 and see LSD test for the position effect in Appendix 5.3). Wind intensity contributed to the two axes with the highest values in the established foredune and for the East EN treatment (Table 5.1 and see LSD test for the position treatment in Appendix 5.4). All together, these results highlight that the most important variation in environmental conditions affecting decomposition rates occurred during our experiment at the crest and behind the established foredune, and in particular for the East EN treatment.

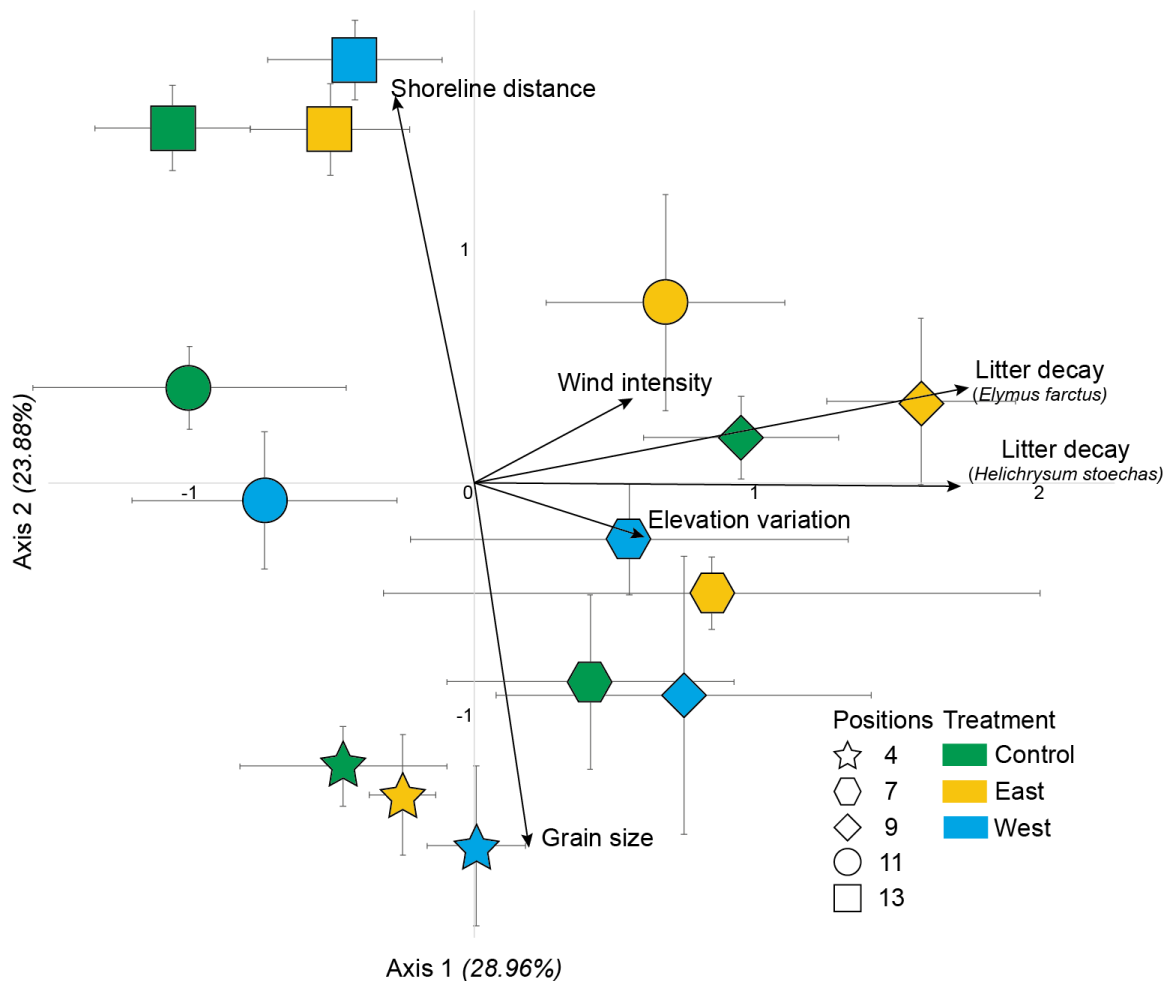


Figure 5.2. PCA results with mean quadrats scores (\pm SE, $N = 8$ for Control and 4 for East and West positions) on axis 1 and 2 for each treatment. Arrows represent correlations with environmental variables.

Table 5.1. Results of the ANOVAs on the effects of the EN (Experimental Notch), position (P), species (Sp, only for litter decomposition rate) treatments and their interactions on environmental variables. Since interactions with the species treatment were not significant, they are not represented in the table. Significant results are indicated in bold and marginally significant in italics.

Factors	Elevation variation			Litter decomposition			Wind abrasion			Median grain size		
	Df	F	P	Df	F	P	Df	F	P	Df	F	P
EN	2	0.82	ns	2	2.08	<i>0.06</i>	2	1.83	ns	2	0.87	ns
P	12	6.22	<0.001	4	5.64	<0.001	4	6.32	<0.001	4	5.95	<0.001
EN x P	24	0.16	ns	7	0.41	ns	8	2.58	0.02	8	1.79	ns
Sp				1	840	<0.001						

Table 5.2. Results of the ANOVAs on the effects of the EN (Experimental Notch), position (P) treatments and their interactions on PCA axes 1 and 2. Significant results are indicated in bold and marginally significant in italics.

Factors	PCA Axis 1			PCA Axis 2		
	Df	F	P	Df	F	P
EN	2	2.46	<i>0.09</i>	2	1.50	ns
P	4	38.2	<0.001	4	44.4	<0.001
EN x P	8	0.50	ns	8	1.70	ns
Residuals	65			65		

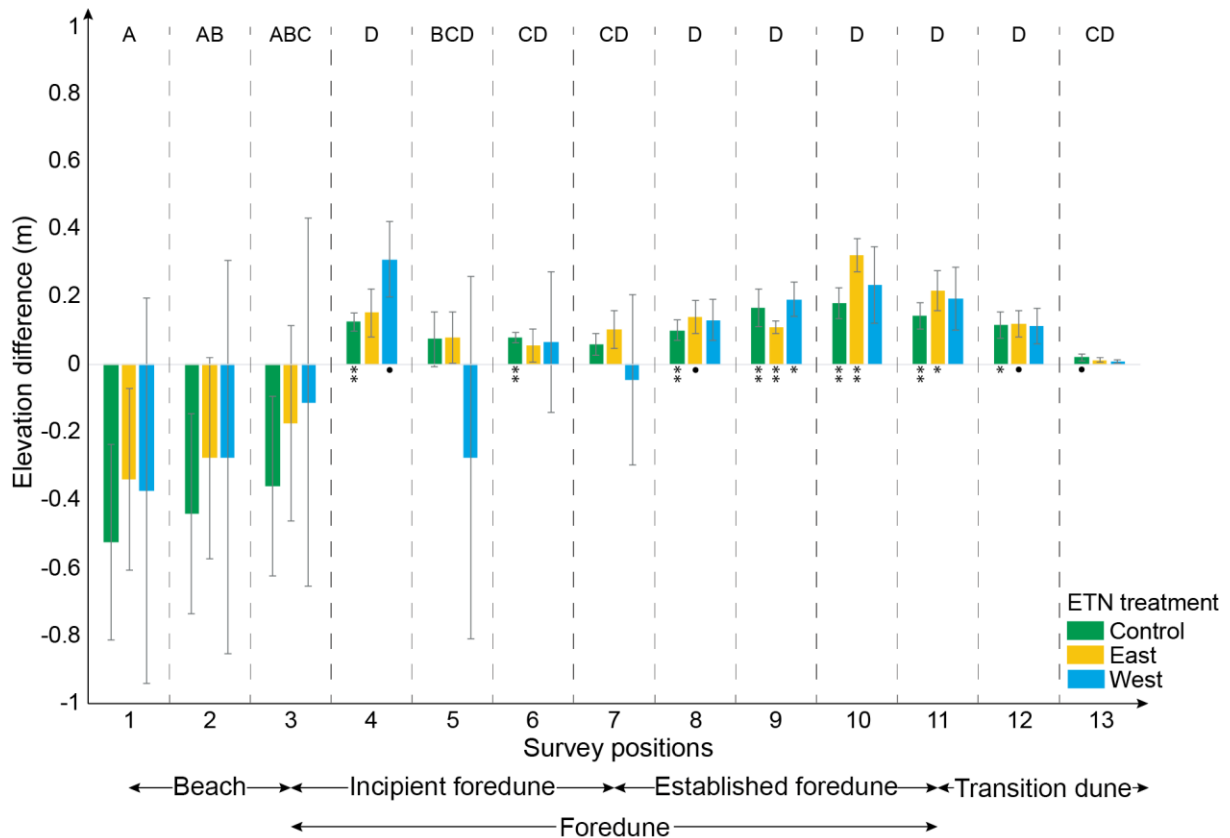


Figure 5.3. Mean elevation variation (\pm SE, $N = 8$ for Control and 4 for East and West positions) between December 2017 and May 2018 at each transect position of the three treatments. LSD test results of the position treatments are represented by capital letters. Sample t -test ($p < 0.1$; * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$).

5.2.3.b. Large-scale dune geomorphology

Sand deposition sheets mainly occurred at three transects in block 2 and four in block 3 (Appendix 5.5), and extended from the established foredune crest up to a hundred meters within the transition dune. They reached a surface and volume of 130 354 m² and 1827 m³ for block 2 and 130 821 m² and 1878 m³ for block 3. The surface and volume of these sand deposition sheets were not significantly different between blocks nor EN treatments (Table 5.3.a). However, there were highly significant correlations between these sand deposition sheets parameters and both the oceanward slope and width of the foredune (Table 5.3.b). Finally, only the oceanward foredune slope was significantly different among blocks with a mean slope of 0.24, 0.17, 0.15 and 0.23 for the blocks 1 to 4, respectively (Table 5.3.c).

Table 5.3. (a) Results of the two-way ANOVAs on the effects of the block (B), EN (Experimental Notch) treatments and their interactions on sand field surface and volume, (b) Results of linear regressions between dune morphological parameters and sand field surface and volume and (c) Results of two-way ANOVAs on the effects of the geomorphological block (B), EN (Experimental Notch) treatments and

their interactions on foredune elevation, oceanward slope, width, transition dune elevation and elevation difference between foredune and transition dune. Significant results are indicated in bold and marginally significant in italics.

a.

Factors	Sand deposition sheet surface			Sand deposition sheet volume		
	Df	F	P	Df	F	P
B	3	3.11	ns	3	3.24	ns
EN	2	0.61	ns	2	0.57	ns
B x EN	6	0.37	ns	6	0.40	ns
Residuals	4			4		

b.

	F	P	R	F	P	R
Foredune elevation	0.11	ns	-0.08	0.05	ns	-0.06
Oceanward foredune slope	25.95	<0.001	-0.81	26.13	<0.001	-0.81
Transition dune elevation	0.67	ns	0.21	0.70	Ns	0.22
Foredune width	9.02	0.009	0.63	10.42	0.006	0.65
Dz grey dune and foredune	0.85	ns	0.24	0.72	ns	0.22

c.

	Oceanward foredune slope			Foredune width		
	dF	F	P	dF	F	P
B	3	48.25	0.01	3	3.63	ns
EN	2	0.93	ns	2	0.25	ns
B x EN	6	2.27	ns	6	0.11	ns
Residuals	4			4		

5.2.3.c. Vegetation

There was a strong arc effect on CA 1-2 diagram showing that one main factor was driving differences in species composition along the two axes (Figure 5.4.a). Indeed, the quadratic distance (to the shoreline) was highly significantly correlated to both axes in the ANCOVA on plot scores, with the incipient foredune community at the extreme upper left of the cloud and the transition dune community at its extreme upper right (Appendix 6). However, two other treatments also significantly explained the CA axes, the EN treatment for axis 1 and the season for axis 2. Additionally, there was a highly significant block effect on both axes, as well as interactions between block and distance and between block and quadratic distance on both axes. Thus, CA axis 1 appeared to be primarily correlated to species tolerance to disturbance by sand deposition (see also Figure 5.4.b) and CA axis 2 to species phenology. The effect of EN treatment on axis 1 can be easily understood with the results displayed in Figure 5.4.b, with lower scores on axis 1 for the East EN treatment than for the two other EN treatments, highlighting that EN dug in the established foredune induced an increase disturbance by sand deposition, in particular behind the foredune crest at the ecotone with the transition dune. Additionally, the interaction between the block, EN treatment and distance to the shoreline on axis 1 can be understood in Appendix 5.7, with the scores on axis 1 of the East EN treatment decreasing faster than those of the West and Control EN treatments with increasing distance to the shoreline, in particular for blocks 3 and 2. Overall, blocks 1 and 4 appeared to be less disturbed, which is consistent with the results of Appendix 5.5 showing that the sand deposition sheets occurred preferentially in blocks 2 and 3.

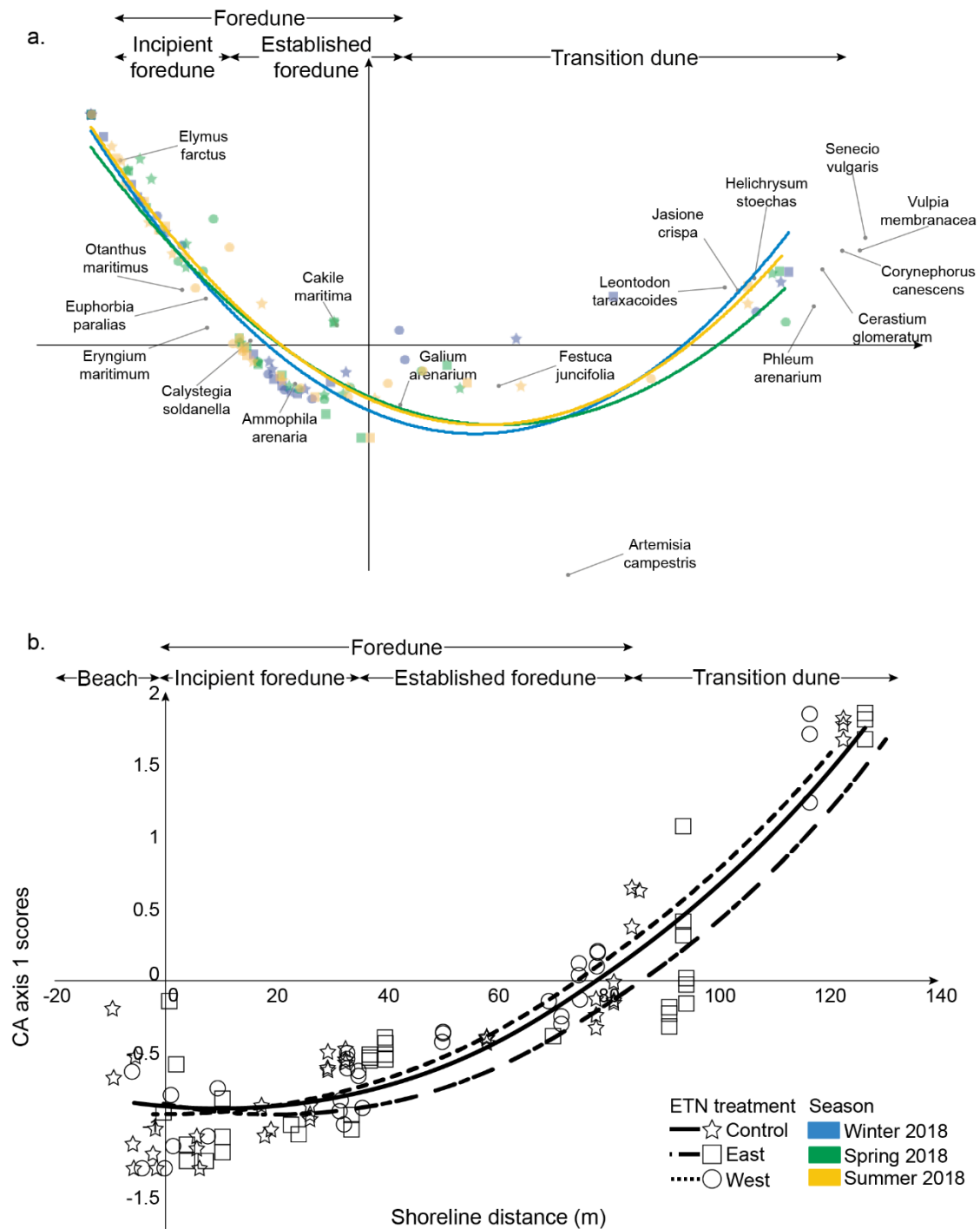


Figure 5.4. (a) CA 1-2 diagram for vegetation quadrats, (b) Mean CA axis 1 quadrat scores with their second-degree tendency curve in function of the shoreline distance.

5.2.4. Discussion

In response to our first question, we found that only the EN positioned close to the foredune crest (East EN), simulating wind-driven blowouts, induced an increase in litter decomposition at the ecotone between the established foredune and the transition dune, where sand deposition was also the

highest. Additionally, across the four km of our study site, we found, in response to our second question, strong spatial variation in sand deposition, correlated to dune geomorphology and contributing to explain changes in vegetation in interaction with our treatments. Our results suggest that physical disturbance is likely to increase ecosystem functioning in stressed coastal sand dunes as documented in conditions of low stress, but only in particular conditions of sediment deposition, which are highly variable across time and space.

Our knowledge of the effects of disturbance on nutrient cycling and productivity in stressful environments is limited. Additionally, previous studies that have shown positive effects of disturbance on ecosystem functioning in stressful systems such as coastal dunes and salt marshes were conducted along complex environmental gradients. Variation in disturbance were likely to be confounded by variation in stress because both environmental constraints varied in opposite directions along a gradient of distance to the ocean or of inundation (e.g., Forey et al., 2008, 2010; Proença et al., 2019).

In our study, we controlled stress variation by applying EN at two positions along the complex disturbance/stress gradient and comparing community and ecosystem responses to controls. We showed that only the East EN, positioned in the foredune crest and simulating natural blowouts with a wind origin, induced a positive effect on litter decomposition and, thus, ecosystem functioning. The West EN positioned in a less stressful position along the gradient, closer to the ocean spray in the incipient foredune and simulating natural blowouts with a marine origin, had no effect on both vegetation composition, maybe because the pioneer species in incipient foredune are already highly adapted to disturbance. These differences were not likely to be explained by different positions along the stress gradient, but rather by patterns of sand deposition. Indeed, the PCA results showed that there was along the first axis a highly significant correlation between litter decomposition, flag abrasion by wind and changes in elevation due to sand accretion. Additionally, variation in these direct variables were highly explained by both the position along the transect and the East EN. Finally, changes in vegetation composition along the first CA axis were also significantly explained by the position along the gradient and the East EN treatment, with more disturbed vegetation behind the East experimental blowout.

Results of flag surface degradation measurements allowed to indirectly highlighting the wind speed profiles from the beach to the transition dune (Rutter, 1965). The presence of coastal dunes generates a wind flow acceleration, promoting sand transport on the upwind dune side, then deceleration, promoting sand deposition on the leeward dune side, respectively by streamlines compressing and decompressing (Walker and Hesp, 2013). This flag surface degradation was even more marked in the East EN, in particular at the dune crest position (position 9). Indeed, the EN was set up slightly West of this position and the blowouts are known to be depressions causing wind flow acceleration with a greater sand transport (Hesp, 2002). This interaction between the EN treatment and wind intensity may explain the greater sand deposition observed behind the crest dune in the East treatment.

Concerning sand erosion and accretion, Truc Vert beach is subject to the impact of winter storms (Castelle et al., 2015), which caused significant beach erosion with the formation of localized erosion cliffs on the incipient foredune during winter 2017-2018 (Laporte-Fauret et al., 2019 and Figure 5.2). In contrast, significant accretion rates were monitored from the established foredune crest to the transition dune, with a significantly higher deposition for the East EN (Figure 5.3). This gradient of elevation variation on the Truc Vert beach system during our study contrasts with the study conducted by Forey et al. (2008) along the whole Aquitaine coast, which showed that the maximum sand deposition occurred in the incipient foredune with a regular decrease towards the transition dune. This divergence can be explained by likely both the higher precision of measurements of sand deposition in our study than in that of Forey et al. (2008) and the absence of major storm events favoring sand erosion and deposition during their study (Dodet et al., 2019). This latter difference might also explain why the West EN had no effect in our study. It is very likely that the dominance of erosion downstream the West EN, due to a year with important storm events, impeded sand deposition and any increase in litter decomposition. The sand deposition occurred more easily downstream East EN, because of its close proximity to the foredune crest and, thus, to the strong wind flow deceleration occurring after the dune crest on its leeward side.

The highest decomposition rates were measured in the upper established foredune positions for both species, positions where sand deposition was also the highest. Forey et al. (2008) also found that the highest decomposition occurred at the position where sand deposition was the highest. However, in her study both sand deposition and litter decomposition were the highest in the incipient foredune, likely due to a year with lower storm event. In our study, although the West EN treatment was positioned closer to the wind spray than the East EN, decomposition was lower in the former, which strongly suggests that sand deposition rather than ocean spray controlled litter decomposition. Increased disturbance increases soil fertility and litter decomposition through plant tissues rejuvenation and reduced nutrient uptake (Grime, 1974; Wardle et al., 2004; Davis et al., 2000). However, our results and the study of Forey et al. (2008) suggest that decomposition rates might not increase when disturbance is too high, with dominant sand erosion. Disturbance might increase ecosystem functioning in stressful environments only when soils or sediments accumulate but not when soil erosion dominates due to excessive disturbance. This might explain also why productivity decreases in alpine and dry systems on convex topographic positions when disturbance remove soils (Michalet, 2006), whereas productivity increases with disturbance in floodplains, salt marshes, coastal dunes and avalanche slopes in wet mountains where soils or sediments accumulate (Forey et al., 2008; Proença et al., 2019). When disturbance is too high in those latter systems like in our West EN treatment, erosion dominates over sediment accretion and ecosystem functioning decreases, through plant and soil removal, and eventually collapses (Kéfi et al., 2007; Bowd et al., 2019).

The surface and volume of the important sand deposition sheets that we observed from the foredune to the transition dune (Laporte-Fauret et al., 2019) were correlated to dune geomorphology, and in particular the oceanward slope and width of the foredune. Sand deposition sheets were only present at transects where the oceanward foredune slope was less than 20°. Indeed, gentle dune slopes act as a springboard and facilitate the transport of sand beyond the crest, whereas steeper dune slopes render sand transport beyond the crest more difficult (Iversen and Rasmussen, 1999). We also found that the oceanward foredune slope varied significantly across blocks. Indeed, each block measured 500 m alongshore and there were significant morphological differences at this spatial scale, as shown by the DSM in Figure 5.1.a. We must be aware that these morphologic parameters alone cannot explain the location and surface of these sand deposition sheets. Other parameters should be taken into account, such as the beach width, which directly defines the sand stock available for transport, the surface moisture (Nickling and Davidson-Arnott, 1990), the wind intensity and direction affecting the fetch surface (Walker and Hesp, 2013) and the feed-back effect of vegetation cover (Hesp, 2002).

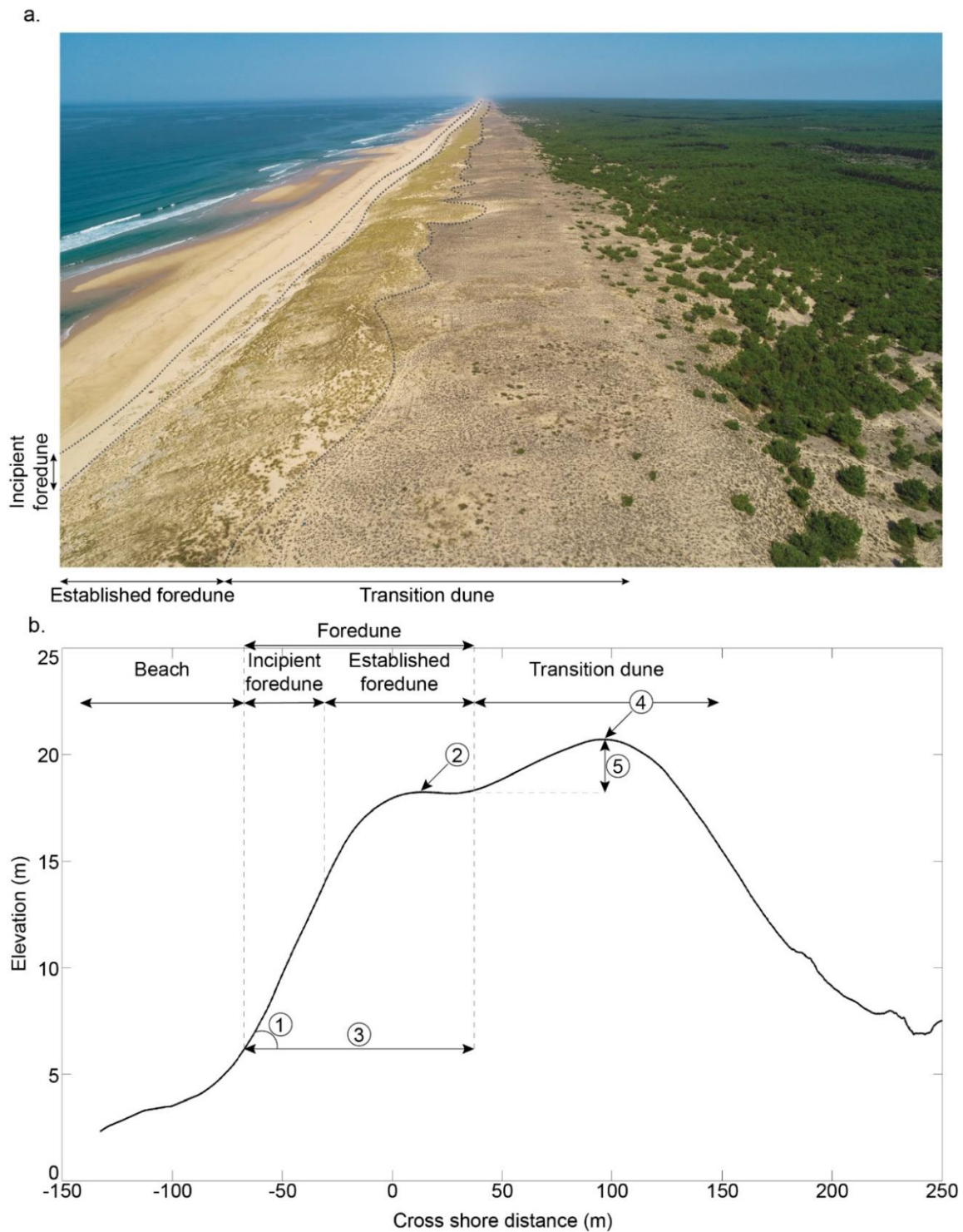
Thus, geomorphological variations on the beach dune system affected sand transport and deposition through the system alongshore, as much as did our EN treatment and the West-East position along transects. Ultimately, these three complex factors affected vegetation composition, as shown by the occurrence of a significant interaction between the block, EN treatment and distance to the shoreline on CA axis 1 (see also Appendix 5.7).

5.2.5. Conclusion

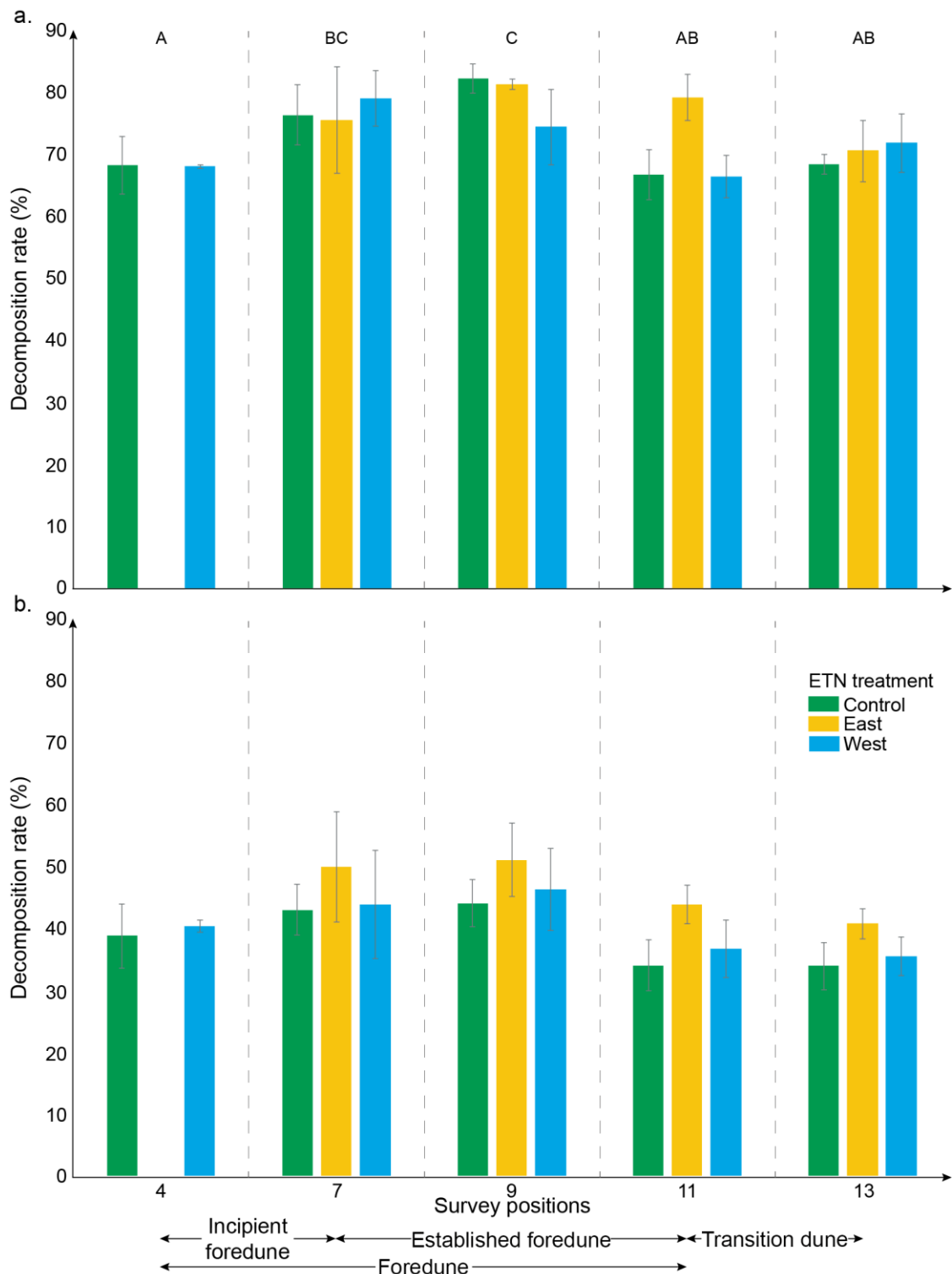
We found that physical disturbance increased litter decomposition in the stressful environmental conditions of the coastal sand dunes. However, this positive effect for ecosystem functioning occurred and affected vegetation composition only when associated with sand deposition at the ecotone between the established foredune and the transition dune, as observed in our East EN transects or even in control transects in specific conditions of dune geomorphology. When disturbance was too high and sand erosion dominated there was no effect for ecosystem functioning, like in the West EN treatment. This suggests that the relationship between disturbance and ecosystem functioning in stressful conditions is unimodal and highly stochastic across time and space. Our results provide important new knowledge for understanding and predicting responses of stressful systems to increased disturbances in a changing environment. They suggest that coastal dunes may keep an important resilience to increasing probability of storm events and sea-level rise in a changing climate, only in case of intermediate disturbances. Indeed, increasing sand deposition after storm events may trigger ecosystem functioning, vegetation growth and dune stabilization. In contrast, extremely high disturbances inducing intense sand erosion may induce a collapse of the whole system as observed for example at the emblematic Dune du Pilat, the highest European sand dune with almost no plant allowing a stabilization of the system. This stresses

the importance, in dry stressful systems, to maintaining the soft control of sand movements in a climate change context.

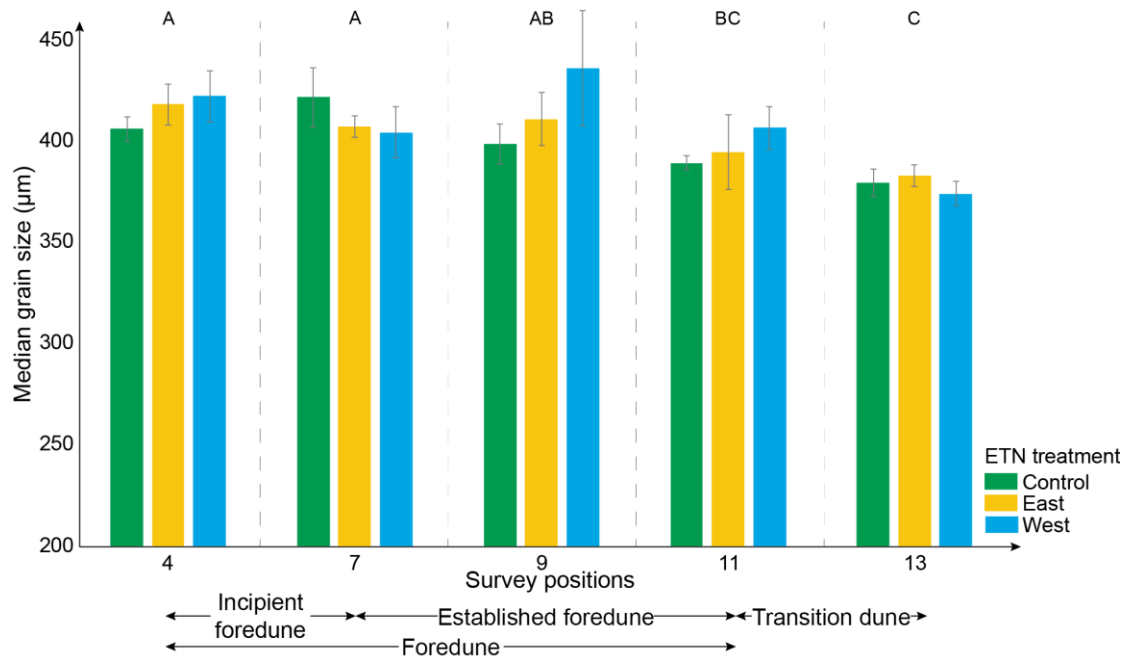
5.2.6. Appendix



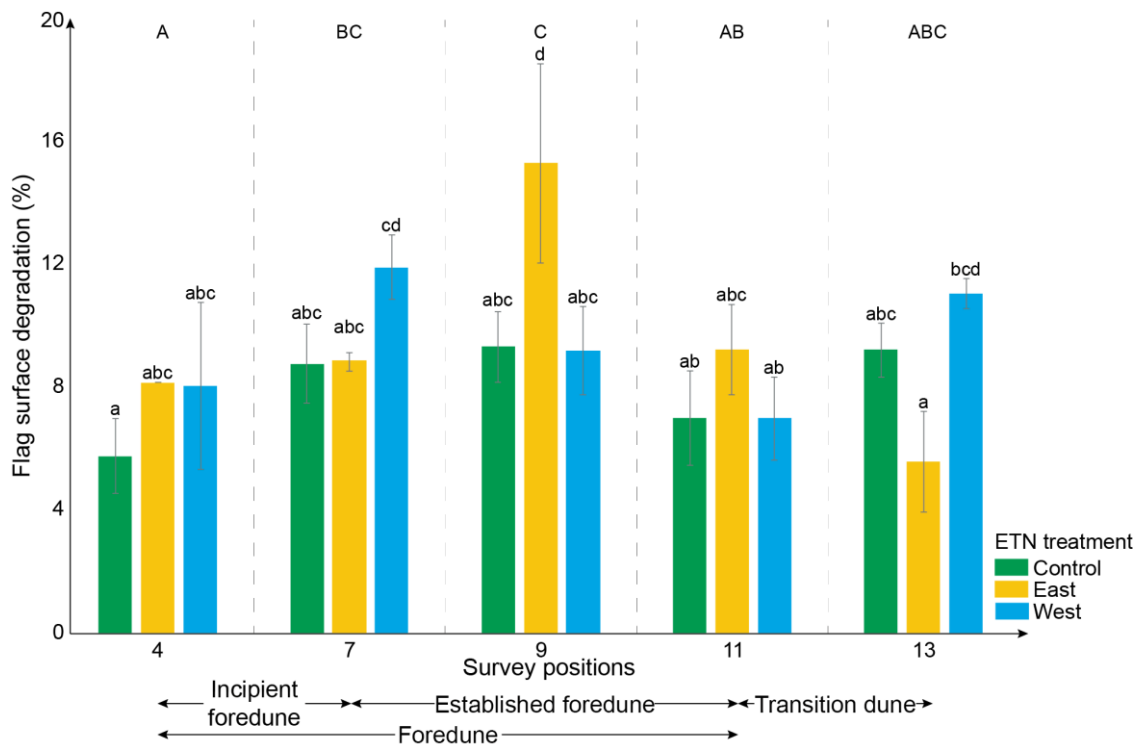
Appendix 5.1. (a) Aerial photography of Truc Vert beach dune system performed by drone showing the different dune communities, (b) 4 km alongshore averaged beach dune profile at Truc Vert with (1) the oceanward foredune slope, (2) the foredune elevation, (3) the foredune width, (4) the transition dune elevation and (5) the elevation difference between the foredune and the transition dune.



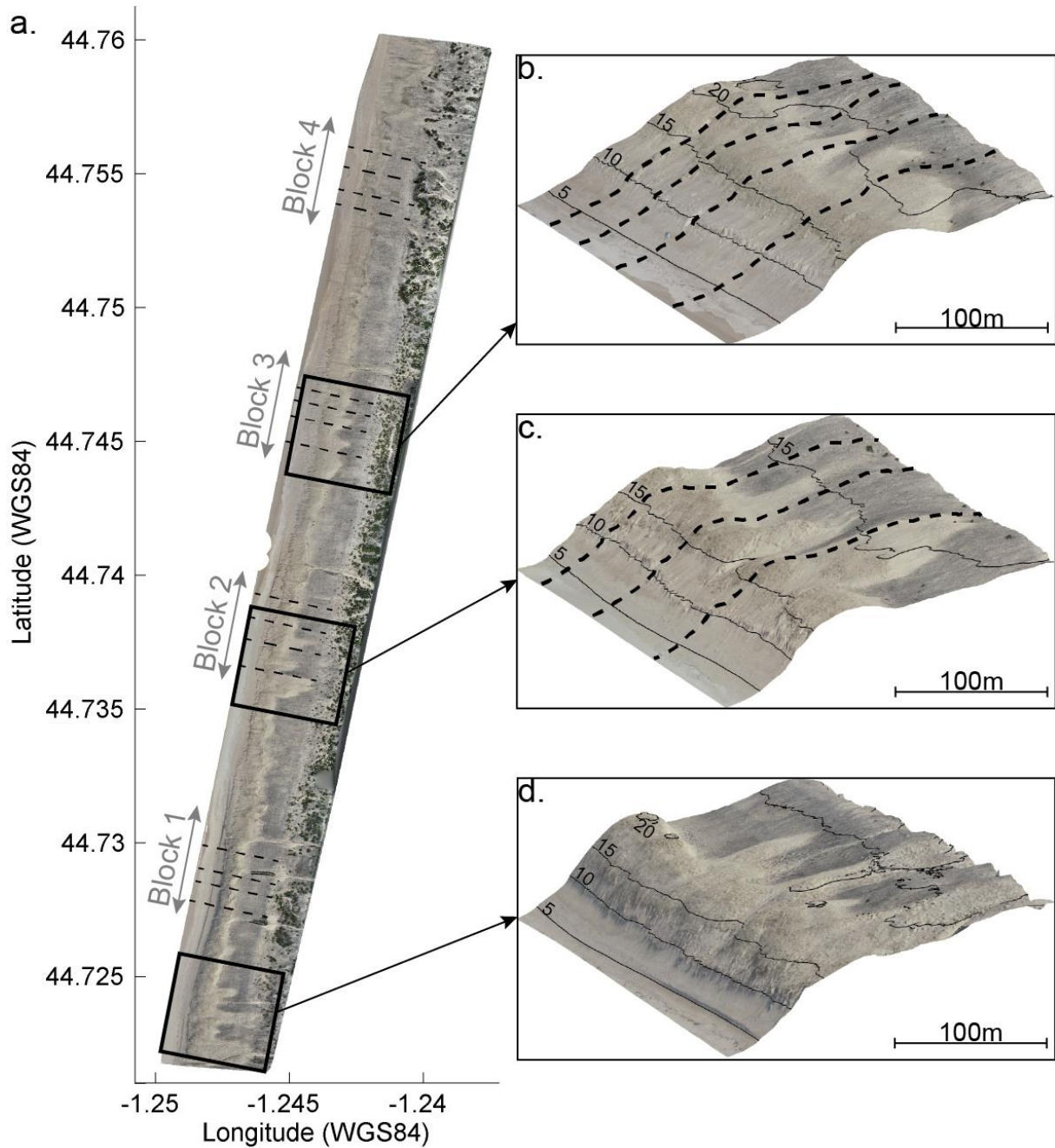
Appendix 5.2. Mean litter decomposition rate (\pm SE, $N = 8$ for Control and 4 for East and West treatments) for (a) *Elymus farctus* and (b) *Helichrysum stoechas* at the five specific transect positions in the three EN treatments. LSD test results for the position treatment are represented by capital letters. The litter bags in position 4 for control were all removed by the marine erosion during the violent winter storms.



Appendix 5.3. Mean median grain size (\pm SE, $N = 8$ for Control and 4 for East and West positions) at the five specific transect positions in the three EN treatments. LSD test results for the position treatment are represented by capital letters.



Appendix 5.4. Mean flag surface degradation (\pm SE, $N = 8$ for Control and 4 for East and West positions) at the five specific transect positions in the three EN treatments. LSD test results of the position treatment and the position X EN treatment interaction are represented by capital and lower case letters, respectively.



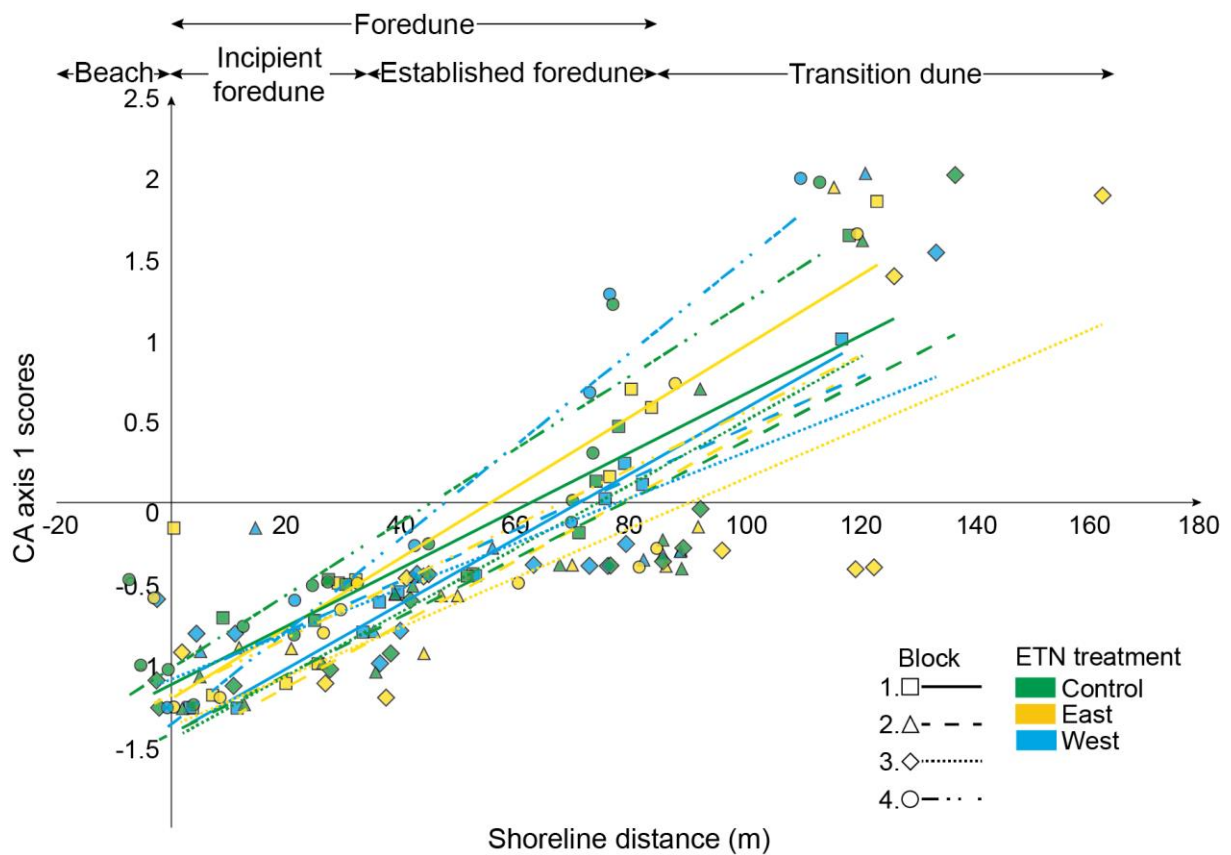
Appendix 5.5. (a) Orthophoto of the entire 4-km study area of Truc Vert beach dune system on 13 March, 2018. The black dotted lines represent the cross short transects. The three black squares show locations of the most important sand deposition sheets which are zoomed in 3D textured Digital Surface Model (performed by UAV photogrammetry processes) for (b) the block 3, (c) the block 2 and (d) south to the block 1.

Factors	CA Axis 1			CA Axis 2		
	Df	F	P	Df	F	P
B	3	50.15	< 0.001	3	10.98	< 0.001
EN	2	8.79	< 0.001	2	0.73	ns
D	1	1.77	ns	1	458.21	< 0.001
D ²	1	173.14	< 0.001	1	317.83	< 0.001
S	2	0.03	ns	2	4.95	0.007
B x EN	6	5.95	< 0.001	6	1.23	ns
B x D	3	7.70	< 0.001	3	2.98	0.031
B x D ²	3	5.27	0.001	3	4.39	0.005
B x S	6	0.43	ns	6	0.06	ns
EN x D	2	2.27	ns	2	2.96	<i>0.053</i>
EN x D ²	2	0.58	ns	2	2.75	<i>0.065</i>
EN x S	4	0.24	ns	4	0.57	ns
D x S	2	1.44	ns	2	0.94	ns
D ² x S	2	1.38	ns	2	0.79	ns
B x EN x D	6	2.24	0.039	6	1.81	<i>0.097</i>
B x EN x D ²	6	2.07	<i>0.056</i>	6	1.54	ns
B x D x S	6	0.72	ns	6	0.49	ns
B x D ² x S	6	0.58	ns	6	0.22	ns
B x EN x S	12	0.16	ns	12	0.35	ns
EN x D x S	4	0.74	ns	4	0.71	ns
EN x D ² x S	4	0.97	ns	4	0.76	ns
B x EN x D x S	12	0.89	ns	12	1.25	ns

B x EN x D ² x S	12	0.73	ns	12	0.98	ns
Residuals	349			349		

Appendix 5.6. Results of the ANCOVA on the effects of the block (B), EN (Experimental Notch), distance (D), quadratic distance (D²), season (S) and their interaction on CA axes 1 and 2 scores.

Significant results are indicated in bold and marginally significant in italics.



Appendix 5.7. CA axis 1 quadrat scores as a function of the shoreline distance for the three EN treatments in the four blocks.

5.3. Réponses morphologiques et écologiques dans un système dunaire suite à la mise en place de brèches expérimentales (Laporte-Fauret et al., 2021b, *Science of the Total Environment*)

Quentin Laporte-Fauret^{1*}, Bruno Castelle¹, Richard Michalet¹, Vincent Marieu¹, Stéphane Bujan¹, David Rosebery²

¹ CNRS, Université de Bordeaux, UMR 5805 EPOC, 33615 Pessac CEDEX, France;

bruno.castelle@u-bordeaux.fr (B.C.); richard.michalet@u-bordeaux.fr (R.M.);

vincent.marieu@u-bordeaux.fr (V.M.); stephane.bujan@u-bordeaux.fr (S.B.)

² Office National des Forêts, 75570 CEDEX 12 Paris, France;

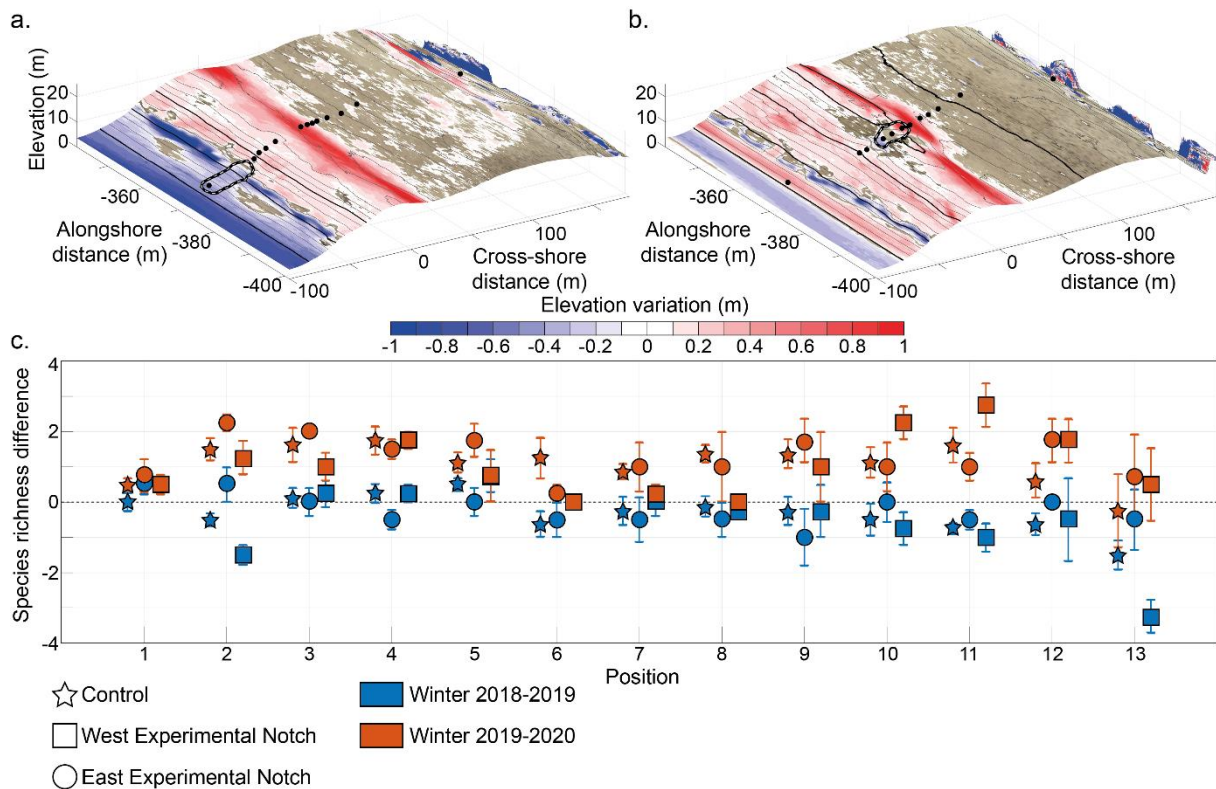
david.rosebery@onf.fr

* Corresponding author. Tel.: +33-540-003-316

email: quentin.laporte-fauret@u-bordeaux.fr;

Highlights

- Excavated notches modify coastal dune profile and vegetation cover
- Response depends on the dune compartment where the notches were dug
- Excavated notches increase sand accretion and landward transport
- Foredune notches drive landward plant community rejuvenation by sand deposition
- Foredune notches can reinstate biomorphological dynamics in southwest France



Graphical abstract. Elevation differences for the entire study period surimposed on 3D textured DSM (from November 13, 2018 to May 20, 2020) with example of (a) West Experimental Notch (WEN) #2 and (b) East Experimental Notch (EEN) #2. Black points represent the vegetation quadrats location. Notches are delimited by black and white line and the color bar indicates the elevation difference in meters. (c) Mean species richness difference (\pm SE) for each position for the control (stars), the WEN (square) and EEN (circle). Blue color and orange color are winter 2018-2019 and winter 2019-2020 respectively.

Abstract: In northern Europe, coastal dune remobilization by restoring natural processes is considered by some to maintain the coastal dune in chronically eroding sectors by migrating landward and to restore dune ecology. In wet climatic contexts, this nature-based solution has been shown to induce an increase in both sand bare areas and vegetation diversity. However, it has never been tested in the coastal dunes of southern Europe with a drier climate and, thus, more stressful conditions, where disturbance may inversely decrease vegetation diversity. An original experiment was set up in 2018 on a 4-km stretch of coastal dune in southwest France where Experimental Notches (EN) were excavated in the incipient foredune, referred to as West Experimental Notch (WEN), and in the established foredune, referred to as East Experimental Notch (EEN). Morphological and ecological responses were monitored using UAV photogrammetry and vegetation sampling along transects during two years with contrasted winter storm conditions. During the first winter characterized by calm wind conditions, a rapid filling of the WENs and the initiation of deposition lobes landward of the EENs were observed. Stronger winds during the second winter led to the development of deposition lobes of the EENs, increasing both their volume, up

to 6 times, and their cross-shore elongation. The increase in disturbance induced by the notches had a significant impact on vegetation. New sandy bares were colonized by pioneer species leading to an increase in species richness and rejuvenation, in particular landward of the EENs. Although longer-term monitoring is required to draw conclusions, these results suggest that the excavation of foredune notches are able to re-establish an ecomorphological dynamic in the dunes of southwest France on the time scales of years, promoting landward sand transport and, thus, the foredune landward translation, while not threatening diversity. Such approach may become a relevant adaptation strategy to sea level rise and increased erosion in this region of the world.

Keywords: Coastal dune, Dune remobilization, Foredune notches, Morphological changes, Plant diversity, UAV photogrammetry.

5.3.1. Introduction

Coastal environments host most of worldwide human population, activity and industry. Such anthropogenic pressure on natural resources can induce ecological and landscape degradation or destruction (Lazarus, 2017). Moreover, in the context of global warming and sea level rise, coastal areas are increasingly exposed to flooding (Lionello et al., 2006; Vousdoukas et al., 2016; Rojas et al., 2012; Alfieri et al., 2015) and marine erosion (Vousdoukas et al., 2020; Cooper et al., 2020). In this context, sandy shores are among the most vulnerable coastal environments.

Along sandy coasts with ample sand supply and dominant onshore winds, beaches are generally backed by coastal dunes. Foredunes develop through complex interactions between marine, aeolian physical (Cohn et al., 2018; Cohn et al., 2019; Nordstrom, 2000; Hesp, 2002) and biotic processes (Zarnetske et al., 2012; Maun, 1998; Maun et al., 1999; Durán et al., 2013). Indeed, sand deposition is facilitated by the presence of pioneer plant species which are tolerant to burrowing and salinity. Plant growth can also be enhanced by sand deposition resulting in a positive feedback mechanism (Maun, 2009). Developed foredunes provide habitats promoting plant community succession, increasing vegetation cover and stabilization of the dune system (Barbour et al., 1985; Wilson et al., 1999). Coastal dunes provide a wealth of ecosystem services, such as natural and efficient protection that buffers eroding storms limit flood risk, pollutant filtration and provision of nesting sites (Martinez et al., 2013).

During the past century, most of the European coastal foredunes have been stabilized by reprofiling (Matias et al., 2005, Nordstrom et al., 1998), planting vegetation and fence installation (Arens et al., 2001; Ruz et al., 2008) and/or beach nourishment (De Vriend and Van Koningsveld, 2012). The objective was to build stabilized dunes, in order to buffer storm waves and surge, and limit sand transport to the back of the dune, thus protecting human social and economic goods from flooding or sand burial. However, stabilization is often associated with more alongshore-uniform morphology, resulting in weak

variations in exposure to swash, wind, sediment transport and salt spray, thus affecting the diversity of habitats. In some regions of the world (such as Netherland, Wales, Northwestern USA), this resulted in a reduction of vegetation dynamics, diversity of natural communities and the reduction of ecosystem services (Martinez et al., 2013). In addition, along sandy coasts under chronic erosion, large erosion scarps can be formed in the stabilized dune during storm wave events. Such high scarp can act as a barrier inhibiting the natural sediment exchange between the beach and the dune, leading to the progressive narrowing or even disappearance of the dune (Castelle et al., 2019). In contrast, in other regions, more natural and alongshore non-uniform dune systems display greater ecological diversity with natural beach-dune sediment exchange allowing the system to translate landward in eroding sectors (Heslenfeld et al., 2004; Castelle et al., 2019, Gao et al., 2020).

Jakson et al. (2019) and Gao et al. (2020) have documented a worldwide increasing dune stabilization and decreasing plant diversity in recent decades, due to increased rainfall, temperatures and decreased wind activity. In wet climates, reinstating natural processes in stabilized foredunes is therefore currently considered by some coastal managers, in particular where dune width is reducing rapidly due to marine erosion. For example, in Northern Europe (e.g., England or the Netherlands), dune systems have been largely affected by human activities. In this context, dune remobilization is currently considered to stimulate dynamic processes that have dramatically decreased due to stabilization and vegetation succession (Creer et al., 2020; Pye et al., 2020; Arens et al., 2020). Additionally, since these dune systems are subject to a temperate and humid climate, plant cover and biomass can be very high in absence of disturbance, inducing intense plant-plant competition and thus low plant diversity (Grime, 1973; Huston, 1979). For example, Brunbjerg et al. (2015) observed a decrease in competition and, thus, increasing plant diversity due to new bare sand induced by blowouts. These positive effects for diversity are consistent with theoretical community ecology models and empirical studies that have proposed or shown that disturbance increases diversity in conditions of low environmental severity through decreased competition (Grime, 1973; Huston, 1979; Touzard et al., 2002; Michalet et al., 2002). However, it is unclear if such positive effect of increasing disturbance in coastal dunes is generic.

In constrained environmental conditions, where competition is low or absent, community ecology models, empirical observations and field experiments have shown that disturbance rather decreases diversity (Grime, 1973; Huston, 1979; Forey et al., 2008; Maalouf et al., 2012). These constraints can be found, in particular, along the Atlantic coast in southwest France, where the climate is drier in summer than in northern Europe. Back-dune communities are highly stressed there (dry and nutrient-poor), dominated by stress-tolerant plant species with a much sparser vegetation cover, preventing any competition between species (Forey et al., 2010; Michalet et al., 2015). Moreover, the Atlantic coast of Europe is exposed to high energy winter waves, generated in the North Atlantic Ocean, which can lead to large beach coastal erosion during severe winter storms (Castelle et al., 2015;

Masselink et al., 2016). This winter wave and wind storm activity shows large interannual variability (Castelle et al., 2018c).

The influence of local climate is critical to coastal dune response, especially summer rainfall that promotes plant growth and decreases sand transport compared to drier climates. These climate and biotic effects can strongly influence the response of the system to remobilization experiments (Maun, 2009; Bauer et al., 2009; García-Romero et al., 2019). Dune remobilization can be achieved by several techniques such as foredune vegetation removal (Jungerius et al., 1995; Arens et al., 2004; Eamer et al., 2013; Konlechner, et al., 2015, Darke et al., 2016), individual blowout restoration (Van Boxel et al., 1997), or foredune notch excavation (Arens et al., 2012; Arens et al., 2013; Kuipers 2014) in order to promote sand transport from the beach to the back dune (Gares et al., 1995, Hesp, 2002). These notches are aimed to increase the back-dune community diversity, through increasing disturbance and thus inducing local rejuvenation of the vegetation (Nordstrom et al., 2007). A recent experiment on the Dutch coast succeeded to increase the aeolian dynamics and induced a positive landward sand budget by the excavation of five notches (Ruessink et al., 2018). However, in this experiment the effects of the notches on vegetation were not investigated. Such field experiments are rare, and few studies have investigated coastal foredune biological and morphological interactions (Zarnetske et al., 2012; Duran et al., 2013; Hesp, 2002; Schwartz et al., 2019). Given that biotic and abiotic processes interactions and feedbacks are complex and occur at different temporal and spatial scales, detailed field experiments addressing both morphological changes and vegetation dynamics are required. To the best of the authors' knowledge, such a combined field study concerning biotic and abiotic processes using artificial notches has never been performed.

An original experiment was designed in southwest France by excavating notches in the foredune in order to investigate the impact of disturbance on coastal dune morphological changes and vegetation dynamics. Eight notches were excavated at two distinct cross-shore positions of the coastal foredune and were monitored during two years with contrasting winter storm conditions. This study aims to investigate the effect of experimental notches on wind dynamics, sediment transport and changes in composition and diversity of plant communities. The effects of experimental notch position and winter wind conditions on these morphological and ecological responses are also investigated.

5.3.2. Material and methods

5.3.2.a. *Study area*

Truc Vert is an open sandy beach located in southwest France (Figure 5.5.a). It is a remote beach located a few kilometers from the first car park beach access that has been studied for over a decade (see review in Castelle et al., 2020), including research on sediment transport (Masselink et al., 2008), beach

dune morphodynamics (Almar et al., 2010; Castelle et al., 2017b; Laporte-Fauret et al., 2019, 2020a), long term shoreline variability and storm impact (Castelle et al., 2014, 2015; Masselink et al., 2016; Robinet et al., 2016; Robin et al., 2020b) and plant-plant interaction and community composition (Forey et al., 2008; Le Bagousse-Pinguet et al. 2013; Michalet et al. 2015; Laporte-Fauret et al., 2021a).

Truc Vert is meso-macro tidal with a mean spring and highest tide range of 3.7 m and 5.0 m, respectively (Castelle et al., 2015). The coast is exposed to high-energy waves and storm winds. Waves are generated by extra-tropical cyclones in the North Atlantic, with a dominant WNW direction and a mean significant wave height and peak period of 1.7 m and 10.3 s, respectively, and storm wave height can exceed 10 m (Castelle et al., 2017a). The prevailing winds have a mean velocity and direction of 4.52 m.s^{-1} and 311° in summer and 5.18 m.s^{-1} and 263° in winter, respectively, at Cap Ferret (Appendix 5.8.a, b).

Winter storm wave and wind conditions show large interannual variability owing to large-scale climate patterns of atmospheric variability in the North Atlantic (Castelle et al., 2017b, 2018c). Such large interannual variability can drive winters characterized by temporal and spatial storm clustering (Castelle et al., 2015, Davis, 2015). Despite intense beach-dune erosion can occur during such winters, Truc Vert beach has been relatively stable over at least the last 65 years (Castelle et al., 2018b).

Truc Vert beach is backed by a large foredune (c. 250 m wide and 20-25 m height), which current shape is largely inherited from large-scale anthropogenic works spanning the last 150 years (Robin et al., 2020a). In the end of the 19th century, the foredune was erected through progressive rising of fences and marram planting to stabilize the dune system and protect the landward forest. During the 20th century, the coastal dune system suffered severe damages due to major winter storms in the 1910s and 1920s and then the Second World War, when the coastal dunes were restricted areas and a source of aggregate for German blockhouses building. In the 1960s-1980s, the coastal dune stakeholders undertook large renovation works involving mechanical reprofiling and marram planting (Robin et al., 2020a). Since then, the coastal dune system has been softly managed by marram grass planting and branching, particularly to prevent the development of blowouts (Barrère, 1992, Prat et al., 2010).

The current Truc Vert dune system is composed of four geomorphological units with, from the beach to the forest (i.e., from the most to the least disturbed by sand deposition, see Figure 1.a) : (1) the incipient foredune, with the presence of pioneer species able to grow quickly on bare sand (e.g., *Elymus farctus*, *Euphorbia paralias* and *Eryngium maritimum*); (2) the established foredune, with a dense coverage of *Ammophila arenaria* (used to build the dune); (3) the transition dune, colonized by perennial plant species (*Helychrisum stoechas*, *Artemisia campestris* and *Corynephorus canescens*); and (4) the grey dune, where lichens and mosses are widespread (Forey et al., 2008; Laporte-Fauret et al., 2021a).

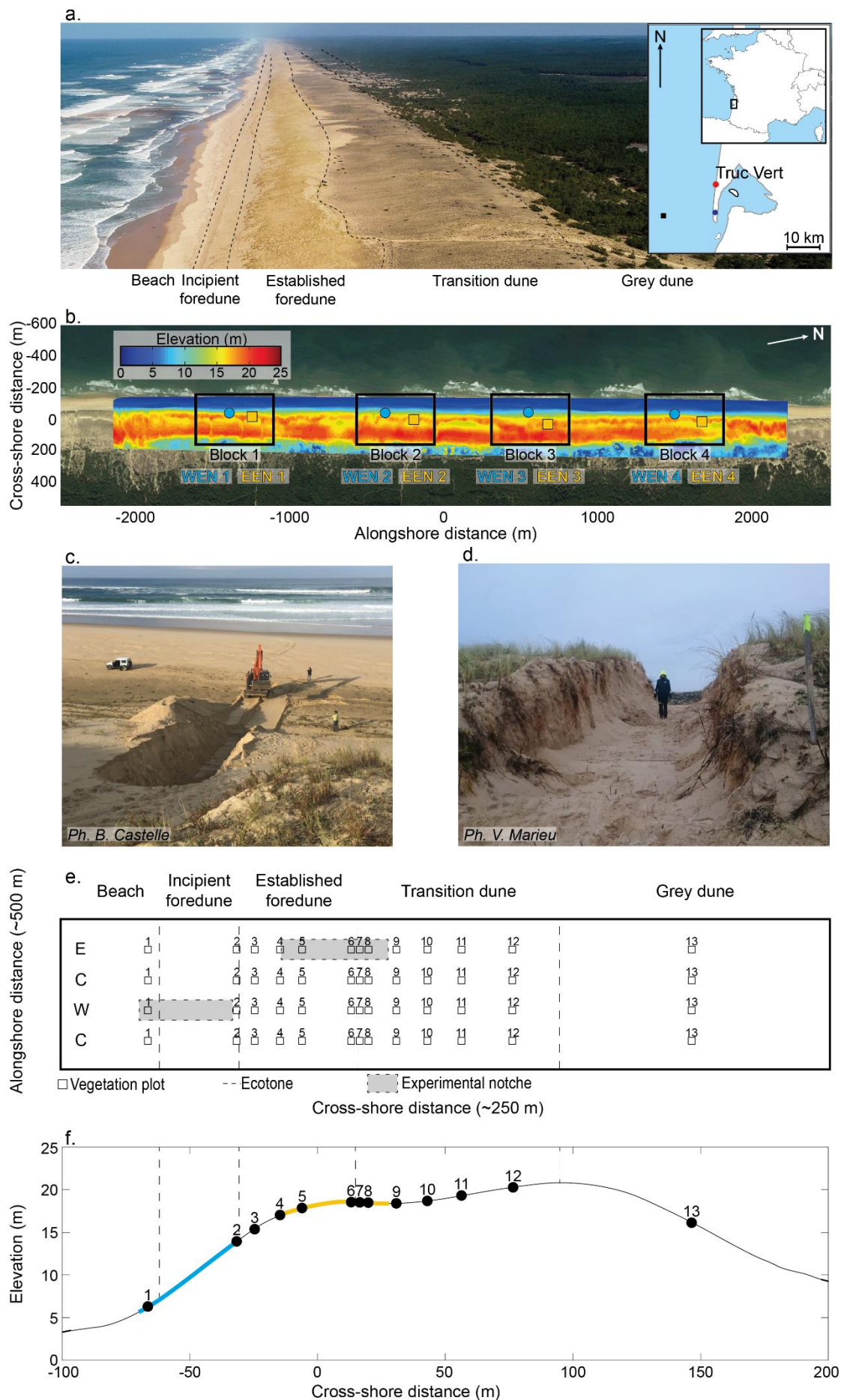


Figure 5.5. (a) Aerial photograph of Truc Vert beach dune system with the different dune units delimited by the dashed lines (ph. V. Marieu). The black square and blue point on location map show the Candhis directional wave buoy and the Météo France weather station, respectively, (b) Digital Surface Model (DSM) of Truc Vert beach dune system (generated by UAV photogrammetry). The black rectangles delimit the four blocks where treatments were applied; the blue circles and yellow squares within blocks represent WEN and EEN, respectively, with their numeration, (c) Example of incipient foredune notch excavated on November 5, 2018 (WEN), (d) Example of 2.5-m deep notch excavated in the established foredune (EEN), (e) Design within one block showing cross-shore position of vegetation plots (squares with numbers) along four transects. The letter C, E and W correspond to the control, EEN and WEN, respectively, and (f) 4 km alongshore-averaged beach dune profile at Truc Vert with the mean cross-shore position of vegetation plots and of the WEN in blue, and EEN in yellow.

5.3.2.b. Experimental design

The experimentation was carried out across a domain covering 4 km and 300 m in the longshore and cross-shore directions, respectively, allowing to cover the entire beach–dune system. This domain was divided into four 500-m blocks separated by 500 m from one another (Figure 5.5.b). In each block, two experimental notches were excavated in November 2018: one in the incipient foredune (called WEN for West Experimental Notch, Figure 5.5.c) and the other one in the established foredune (called EEN for East Experimental Notch, Figure 5.5.d). WENs aim at simulating the erosion of the incipient foredune during severe storms due to the marine and aeolian action. EENs aim at mimicking blowout initiation under wind erosion only. Both notch types were excavated to reinstate landward sand transport and dune mobility. Noteworthy, a first series of eight notches (four WENs and four EENs) were excavated in December 2017, with a horizontal dimension similar to the blowouts naturally present nearby the study area. Coastal dune managers in southwest France have been promoting stabilization and fighting blowout development for decades. Therefore, coastal dune managers supported our experimentation but required that notches with small to moderate size. However, despite beneficial effects on vegetation composition and ecosystem functioning during the first year (Laporte-Fauret et al., 2021a), the notches did not develop into blowouts and partially infilled. Thus, hereafter we address the impact of the notches excavated in November 2018, prior to the winter of 2018-2019. WENs were excavated at the same location as in December 2017. In contrast, EENs were excavated further landward across the crest of the foredune (Table 5.4). The EENs and WENs notches were deeper than in 2017 and were numbered from 1 to 4, from south to north according to the block number.

Table 5.4. Characteristics of the 8 experimental notches excavated in 2018

	Block 1		Block 2		Block 3		Block 4	
	WEN 1	EEN 1	WEN 2	EEN 2	WEN 3	EEN 3	WEN 4	EEN 4
Volume (m ³)	83.9	109.2	140.1	132.8	96.8	80.3	74.1	94.8
Width (m)	6.2	5.5	4.4	5.2	4.7	4.4	5.6	4.2
Length (m)	15.6	27.1	34.2	28.2	39.5	37.1	19.8	41.4
Depth (m)	2.1	2.2	2.2	2.6	1.5	2.0	2.8	1.8

In order to assess the impact of these experimental notches on vegetation composition, four cross-shore transects, extending from the beach to the grey dune, were placed in each of the four blocks. Such configuration was used to ensure spatial replication for the vegetation dynamics statistical analysis. Two transects in the alignment of notches and two transects, approximately 100 m further south, were used as controls (Figure 5.5.e,f). Each transect was composed of 13 sampling positions, positioned at the three ecotones and in the middle of each community type (e.g., incipient foredune, established foredune and transition dune). This approach was chosen in order to better capture vegetation composition changes, which preferentially occur at the ecotones. The number of each position represents the same habitats in all transect, even if the shoreline distance can slightly change among transects. Thus, the design was composed of four WENs, four EENs and height control transects and 208 sampling positions (13 positions x four transects x four blocks).

5.3.2.c. Aeolian data

We used hourly 10-m wind data collected by Météo France at weather station Cap-Ferret (Figure 1.a) from January 1, 2003 to April 1, 2020. These data allowed to estimate a potential wind-driven sand flux Q_l , using the model of Lettau and Lettau. (1978) which, according to Sherman et al. (2013), shows the best agreement with observed transport rates. It reads:

$$Q_l = L \sqrt{\frac{D_{50}}{d}} \frac{1}{g} (u_{z_{0.1}}^* - u_t^*) u_{z_{0.1}}^{*2} \quad (5.3)$$

where L is the Lettau constant (6.7), D_{50} the median grain size, d the reference grain diameter (i.e., 0.25 mm, Bagnold, 1936), g is the gravitational acceleration, u_t^* , the threshold shear velocity computed using the formula of Bagnold (1936). The following values were used for Truc Vert: $u_t^* = 0.29 \text{ m.s}^{-1}$, $D_{50} = 0.4 \text{ mm}$. As most of the potential sand flux is oriented cross-shore (Appendix 5.8.c, d) we used the cross-shore component (i.e., Q_{lcs}) of Q_l :

$$Q_{lcs} = Q_l \cos\left(\frac{\pi}{180}(280.8 - \theta)\right) \quad (5.4)$$

where θ is the wind direction and 280.8° the orientation of the coast at Truc Vert. The shear velocity at 0.1 m height $u_{z_{0.1}}^*$ was computed using the law wall:

$$u_{z_{0.1}}^* = \frac{\kappa}{\ln(z/z_0)} u_{z_{0.1}} \quad (5.5)$$

where κ is the Karman constant (0.4), $z_0 = 2.5D_{50}$ is the roughness length, z the elevation (i.e., 0.1 m here), $u_{z_{0.1}}$ is the wind speed at 0.1 m above ground level. The wind speed extrapolation from 10 m to 0.1 m height was computed using the logarithmic law (equation 4) (Arya, 1988; Jacobson, 1999):

$$u_{z_{0.1}} = u_z \frac{\ln(z/z_0)}{\ln(z_R/z_0)} \quad (5.6)$$

where u_z is the wind speed at 10 m height, z the extrapolated elevation and z_R the reference elevation (i.e., 10 m).

However, the sand flux calculated here represents only a maximum potential flux. Indeed, Lettau and Lettau (1979) formula only takes into account wind parameters to calculate the sand flux, but, in coastal environments, many other factors can influence and limit sand flux such as sediment availability, humidity, fetch zone, salinity and vegetation cover (Davidson-Arnott and Law, 1990; Delgado-Fernandez, 2010; de Vries et al., 2014; Lancaster and Baas, 1998). As we do not have access to all these parameters, we only addressed potential sand flux, which were used primarily to compare their orders of magnitude between the different winter periods.

5.3.2.d. Beach-dune topographic surveys

The topographic surveys of the 4 km beach-dune system were performed using a DJI Phantom 4 Pro quadricopter equipped with a 20 MPix camera. The combination of photogrammetry algorithms from Agisoft Metashape software v1.5 and the presence of permanent ground control points distributed across the system allowed to generate accurate (root-mean-squared vertical error < 0.1 m) and high-resolution (0.1 m) digital surface models (DSMs) enabling the detection of subtle morphological changes induced by marine and/or aeolian processes (Laporte-Fauret et al., 2019). The surveys were performed every three months, with additional surveys after severe storms and before and immediately after the excavation of notches in December 2017 and November 2018. From November 2018 to May 2020, 10 beach-dune topographic surveys were performed.

In order to determine whether the notches promoted landward sand transport, three 12-m wide zones extending from the dune foot (defined at $z = 6$ m according to Castelle et al., 2015) to the middle

of the transition dune (at cross-shore position $x = 150$ m) were defined around each notch (Figure 5.6). The zone at the center, containing the notch, was used to evaluate the notch impact, the two zones on each side being used as controls. Within blowouts, alongshore and cross-shore wind flow can lead to complex wind circulations (Pease and Gares, 2013). However, given the potential sand flux rose (Appendix 5.8.c, d) and that sand transport primarily occurs in the alignment of the notches we assume that the gradients in alongshore transport is negligible. The sediment conservation equation in the cross-shore direction links the dune local elevation, z , to the cross-shore sand flux Q :

$$\frac{\partial z}{\partial t} + \frac{1}{1-p} \frac{\partial Q}{\partial x} = 0 \quad (5.7)$$

where $p = 0.4$ is the dune porosity. Equation (5.7) was used at first order to estimate the cross-shore flux divergence between two surveys:

$$\frac{\partial Q}{\partial x} = -(1-p) \frac{\Delta z}{\Delta t} \quad (5.8)$$

where Δz is the dune elevation difference and Δt the time elapsed between the two surveys. Given that net sand transport is oriented landwards, erosion (accretion) occurs where $\partial Q / \partial x$ is positive (negative).

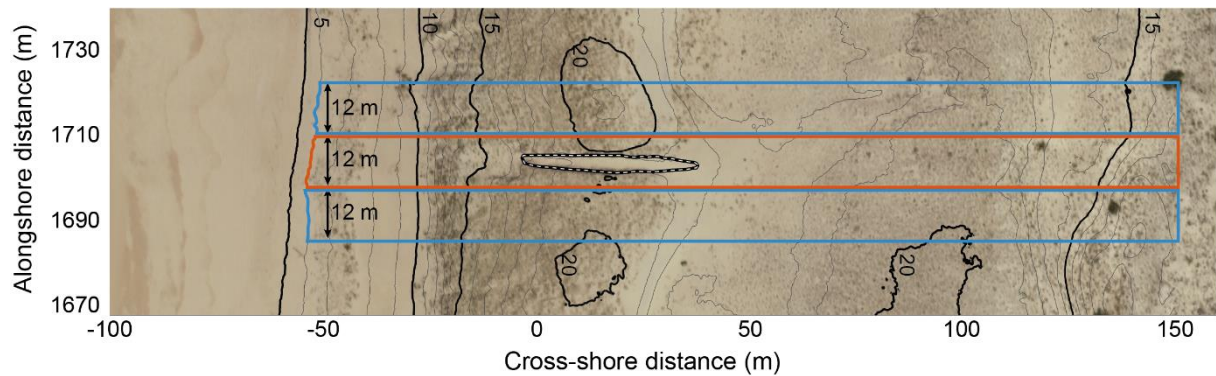


Figure 5.6. Example (notch EEN 4) of the three 12-m wide transects where landward sediment flux is computed from difference plot $\Delta z(x)$. Experimental notch transect and the two control transects are shown in orange and blue, respectively.

5.3.2.e. Vegetation sampling

Plant community composition and cover were assessed with the interception cover technique, using a 1 m² quadrat with a mesh size of 0.2 m, thus with 36 intersections (Goodall, 1953). This method consists to record plants, or their vertical projections, located at the 36-line intersections to calculate their percent cover. A cover of 0.5 % was assigned to species present in the quadrat but only outside of

these intersections (Appendix 5.9). In order to monitor the impact of each winter on plant community composition, the surveys were performed before and after the winter of 2018-2019 (i.e., in December 5, 2018 and May 20, 2019) and before and after the winter of 2019-2020 (i.e., in January 14, 2020 and May 18, 2020). Then, plant species were gathered into four groups according to their position along the dune stabilization gradient, quantified with their scores along the first axis of correspondence analysis (Forey et al., 2008) and, thus, to their tolerance to sand deposition (i.e., incipient foredune, established foredune, transition dune and grey dune) (Table 5.5).

Table 5.5. Classification of vegetation species in 4 groups defined by coastal dune geomorphological unit.

Group 1 (Incipient foredune)	Group 2 (Established foredune)	Group 3 (Transition dune)	Group 4 (Grey dune)
<i>Cakile maritima</i>	<i>Ammophila arenaria</i>	<i>Artemisia campestris</i>	<i>Cerastium glomeratum</i>
<i>Elymus farctus</i>	<i>Calystegia soldanella</i>	<i>Helichrysum stoechas</i>	<i>Corynephorus canescens</i>
<i>Eryngium maritimum</i>	<i>Festuca juncifolia</i>	<i>Jasione crispa</i>	<i>Lichen</i>
<i>Euphorbia paralias</i>	<i>Galium arenarium</i>	<i>Leontodon taraxacoides</i>	<i>Moss</i>
			<i>Phleum arenarium</i>
			<i>Senecio vulgaris</i>
			<i>Silene portensis</i>
			<i>Vulpia membranacea</i>

To assess vegetation composition evolution between surveys, the first step was to compute the absolute cover (P_{Gi} in %) of each vegetation group and for each position along transects:

$$P_{Gi} = 100 \cdot \frac{\sum_j A_j}{n} \quad (5.9)$$

with P_{Gi} the cover percentage of the group i (%), A_j the cover of each specie j (ranging from 0 to 36) of the group i and n the maximum cover allowed for the species ($n = 36$). Then, the cover difference (D_{Gi} in %) of each group was computed as:

$$D_{Gi} = P_{Gi \text{ date2}} - P_{Gi \text{ date1}} \quad (5.10)$$

D_{Gi} were computed for the winter of 2018-2019 (May 2019 – December 2018) and for the winter of 2019-2020 (May 2020 - January 2020).

We used three common indices of diversity, S which is the species richness of the community (number of species in a plot), J' which is the evenness of the community (equitability of dominance among species) (Pielou, 1975), H' which is the Shannon index (Shannon et al., 1949) combining the two former indices. Thus, a high value of the Shannon Index characterizes communities with high species richness and equitability of dominance among species. H' and J' were computed in each quadrat by:

$$H' = - \sum_{i=1}^S (p_j \ln (p_j)) \quad (5.11)$$

$$J' = \frac{H'}{\ln (S)} \quad (5.12)$$

where p_j is the cover ratio estimation of species j in the quadrat. The evolution of S , H' and J' during the winters of 2018-2019 and 2019-2020 were computed resulting in D_S , $D_{H'}$, $D_{J'}$.

5.3.2.f. Statistical analyses

A three-way ANCOVA was performed in order to assess the effect of the experimental notches (called EN with East, West or Control treatments), the group (1, 2, 3 or 4), the shoreline distance (called distance hereafter) and their interactions on each D_{Gi} . Then, a Correspondence Analysis (CA) was conducted on vegetation cover from position 7 to 13 in order to assess the effect of experimental notches on landward vegetation. Indeed, as shown by Laporte-Fauret et al. (2021a), vegetation changes occurred mainly landward of the notches. Plots without species and rare species (appearing less than four times in surveys) were removed before the CA. A four-way ANCOVA was conducted on plot scores along the two first axes of the CA, in order to assess the effects of the year, season, EN, distance treatments and their interactions on species composition. Finally, three two-way ANCOVAs were performed in order to assess the effect of the EN, distance and their interaction on D_S , $D_{H'}$, $D_{J'}$ for each winter. Sample t-tests were used to highlight significant differences from zero values. For the position treatment in all ANCOVAs, we used the distance as a continuous variable with also a quadratic expression to detect non-linear shapes (Maalouf et al., 2012). All statistical analyses were performed using the software R (version 1.2.5033).

5.3.3. Results

5.3.3.a. Wind and aeolian data analysis

The analysis of 17.25 years (from January 1, 2003 to April 1, 2020) of 10-m hourly wind data collected at Cap Ferret weather station shows a mean wind speed of $4.85 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ with large seasonal variations (Figure 5.7.a). The 99th percentile of wind speed is $u_{z,99\%} = 15.2 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ and maximum hourly wind velocity of $36.2 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ was reached during the winter storm Klaus on January 24, 2009. During this storm the cross-shore potential sand flux peaked at $2.56 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$, that is c. 500 larger than the average cross-shore potential sand flux ($0.0054 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$, Figure 5.7.b). We defined a storm event when the hourly wind speed exceeded $u_{z,99\%}$ (Debernard et al., 2008). Then, two storm events separated by less than 48 hours were considered as the same storm event. A total of 212 storms events were identified of which 159 (75%) occurred during the winter period (between October 1st and April 1st). The average wind speed, duration and cross-shore potential sand flux during the winter storm events are $17.5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, 7.97 hours (peaked at 29 hours during the winter storm Joachim on December 16, 2011) and $0.22 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$, respectively. For each winter, the cross-shore potential sand flux was integrated during each storm events in order to assess the potential transported sand volume. It shows an average of 16.13 m^3 , with a maximum and minimum values occurring during the winters of 2019-2020 (44.71 m^3) and of 2004-2005 (4.82 m^3), respectively (Figure 5.7.c).

A zoom onto the winters 2018-2019 and 2019-2020 highlights their contrast in terms of wind intensity, providing an opportunity to understand the evolution of the notches excavated in 2018 under different winter conditions (Figure 5.8). The mean and maximum of the main characteristics of winter storms (i.e., duration, wind speed, shear velocity and cross-shore potential sand flux) are presented in Table 5.6. The first winter was characterized by only one major storm event (named Gabriel on January 29, 2019) for which all three storm characteristics were maximized (Table 5.6, Figure 5.8.a). Relatively calm wind conditions led to few shear velocity values exceeding the threshold shear velocity (Figure 5.8.b) and thus to limited sand transport (Figure 5.8.c). Several major storm events occurred during the 2019-2020 winter which characteristics largely exceed those of 2018-2019 winter (Figure 5.8.b, c and Table 5.6). These results highlight the strong interannual wind speed variability to which the dune system on the Gironde coast is exposed. Although the winter of 2019-2020 is not characterized by the strongest or longest winter storm events of the 17.25-year time series, it is by far the most efficient in transporting sediment landwards, with cross-shore potential sand fluxes five times larger than during the winter 2018-2019.

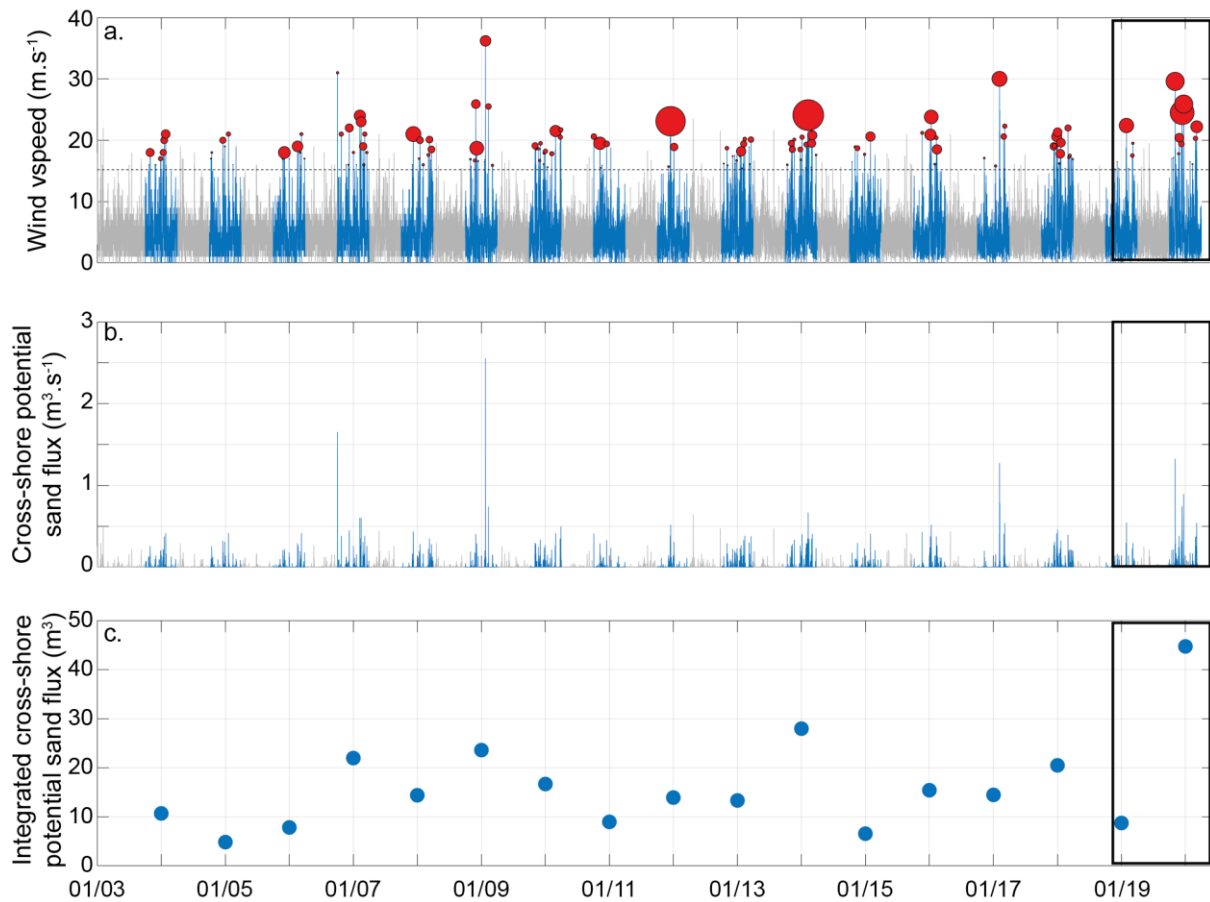


Figure 5.7. (a) Time series of 10-m hourly wind speed measured at Cap Ferret weather station (Figure 5.5.a) with red bubbles indicating the wind speed at the peak of the storm, with its size proportional to the storm duration. The horizontal black dashed line represents the 99th percentile ($u_{z,99\%} = 15.2 \text{ m.s}^{-1}$), (b) Time series of hourly cross-shore potential sand flux, (c) Integrated cross-shore potential sand flux during winter storm events for each winter. Blue color highlights the winter period (here defined as from October 1st to April 1st), black rectangle represents the study period (from November 13, 2018 to May 20, 2020).

Table 5.6. Mean and maximum characteristics of storms event during the winters of 2018-2019 and 2019-2020.

Characteristics of storm events	2018-2019 winter		2019-2020 winter	
	7 storm events		12 storm events	
	Mean	Maximum	Mean	Maximum
Duration (hour)	5.29	23	12.83	38
Wind speed (m.s^{-1})	17.36	22.4	18.32	29.6

Shear velocity ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$)	0.75	0.97	0.80	1.29
Cross-shore potential sand flux ($\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$)	0.23	0.55	0.29	1.33

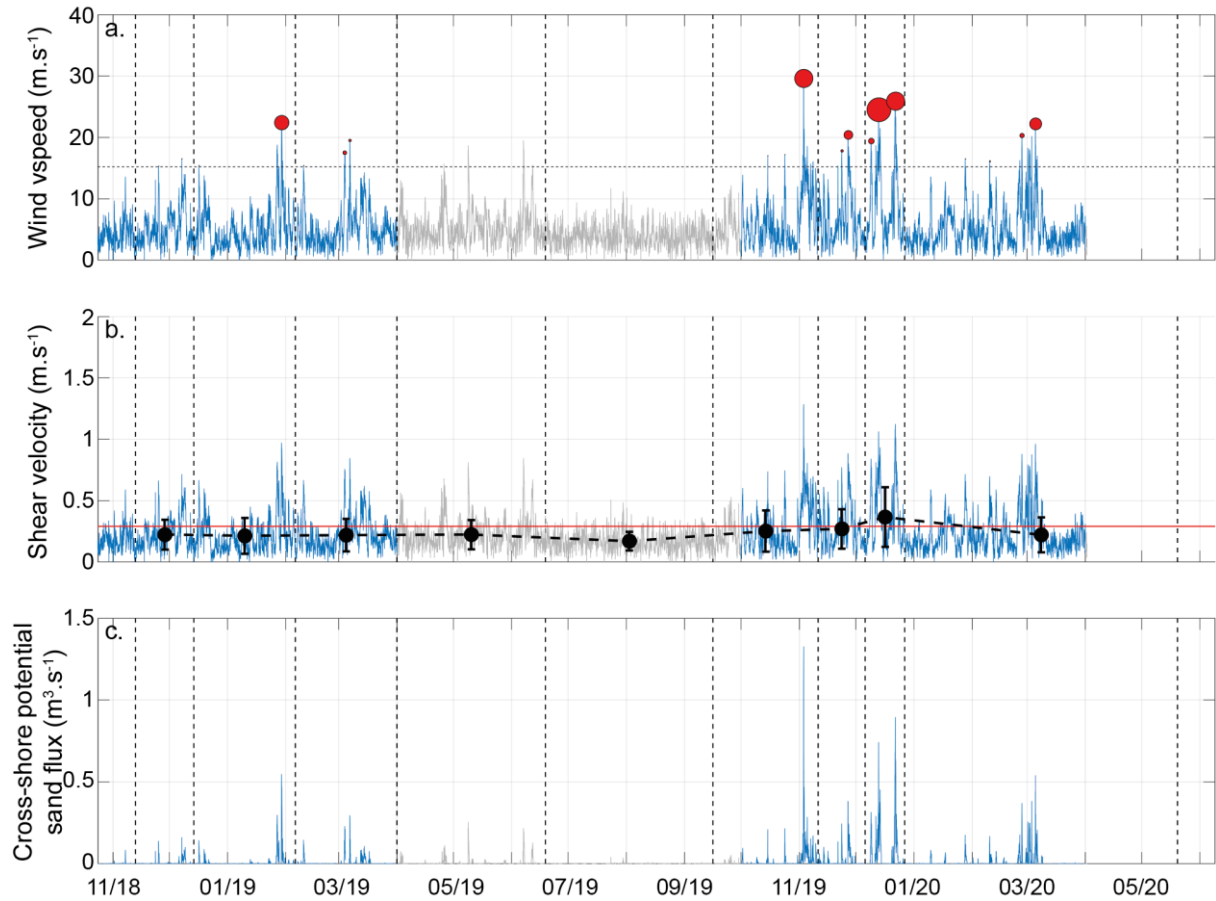


Figure 5.8. (a) Time series of 10-m hourly wind speed measured at Cap Ferret weather station (Figure 5.5.a) with red bubbles indicating the wind speed at the peak of the storm, with its size proportional to the storm duration. The horizontal black dashed line represents the 99th percentile ($u_{z,99\%} = 15.2 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$), (b) Time series of 0.1-m hourly shear velocity, black points and error bars represent the mean shear velocity with their standard deviation between two consecutive UAV survey and the red horizontal line represents the threshold shear velocity ($u_t^* = 0.29 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$), (c) Time series of hourly cross-shore potential sand flux. Each UAV survey is represented by vertical black dashed lines, blue color highlights the winter period (here defined as from October 1st to April 1st).

5.3.3.b. Morphological evolutions

5.3.3.b.1. Elevation variations

After the two winters, elevation change within the four WENs ranged between +1.0 m (WEN 3) and +2.0 m (WEN 1, 2 and 4), depicting an overall filling (Figure 5.9, right panel). In contrast, the four EENs were characterized by an erosion at the entrance ranging from -0.1 m to -0.5 m, and large sand deposition from +0.8 m (EEN 3 and 4) to +1.5 m (EEN 1 and 2) landward forming lobes with various shapes and elongations (Figure 5.10, right panels). Finally, a +0.5 m to 1.8 m vertical accretion was observed along the entire stoss slope and lee slope of the established foredune, respectively.

Despite the limited number of storm wind events during the first winter, it drove i) most of the filling of the four WENs and the erosion of the excavated sand deposited southward (Figure 5.9, left panel), ii) the initiation of the deposition lobes landward of the EENs (Figure 5.10, left panel) and iii) sand deposition ranging from 0.1 to 0.4 m at the incipient foredune and established foredune stoss slope. This rapid initial morphological response, especially that of the WENs, despite the reasonably calm wind conditions suggests that the morphological system was in strong disequilibrium with prevailing local wind conditions, and that morphological changes were therefore also governed by the morphological perturbation itself.

The evolution of the WENs during the second winter was limited as they were already mostly infilled (Figure 5.9, middle panels), whereas the deposition lobes of the four EENs strongly developed with vertical accretion ranging from 0.6 m to 1.4 m and increased cross-shore elongation (Figure 5.10, middle panels). Finally, the almost alongshore-uniform accretion of the foredune stoss and lee slopes mostly occurred during that winter (Figure 5.9 and 5.10, middle panels) under storm winds.

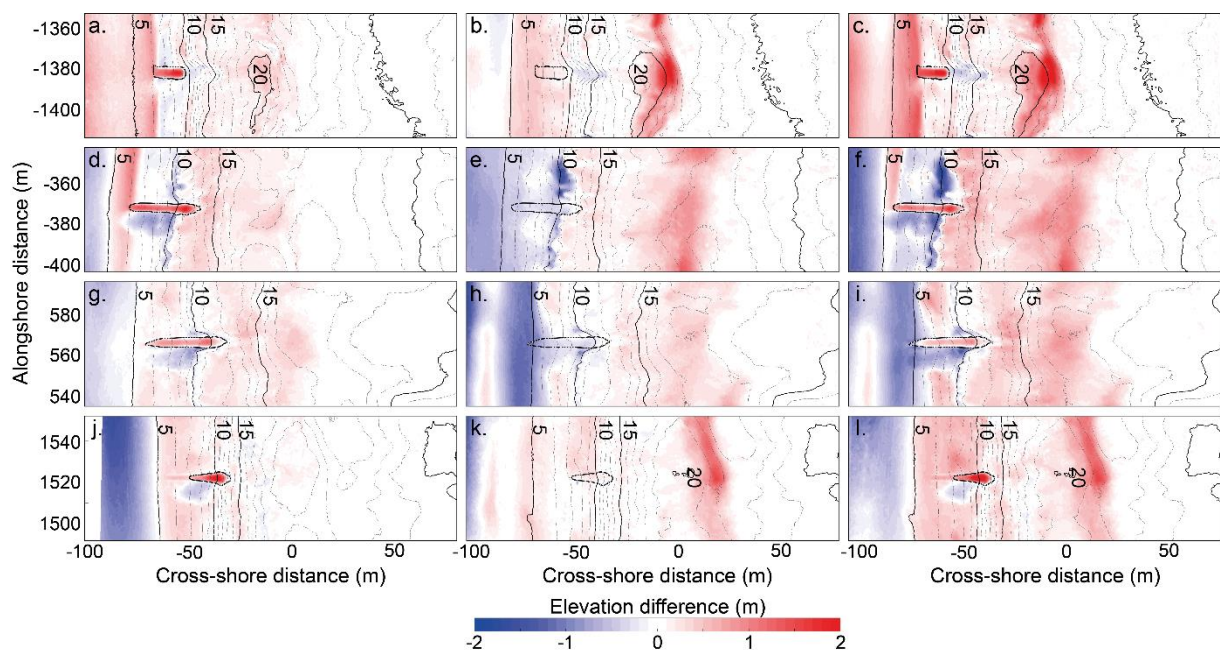


Figure 5.9. Difference plots zoomed onto the WEN before and after the winter of 2018-2019 (from November 13, 2018 to June 06, 2019, in the left panel **a, d, g, j**), before and after the winter of 2019-2020 (from September 16, 2019 to May 20 2020, in the middle panel **b, e, h, k**) and for the entire study period (from November 13, 2018 to May 20, 2020, in the right-hand panels **c, f, i, l**). The WEN number 1, 2, 3 and 4 are presented in lines 1, 2, 3 and 4, respectively.

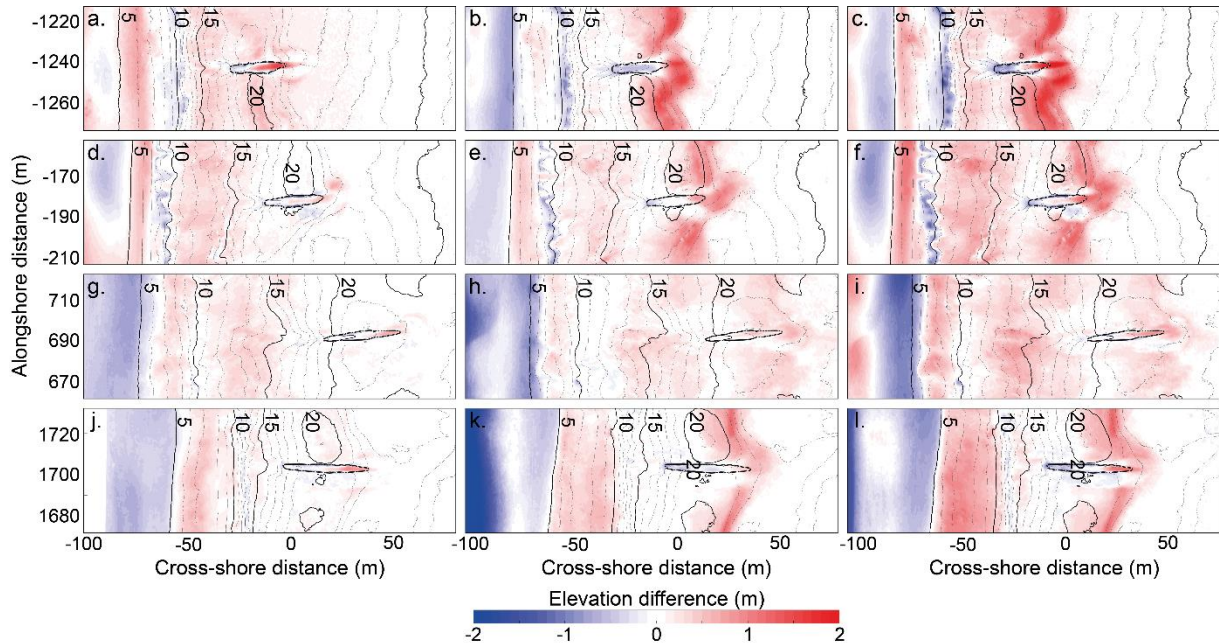


Figure 5.10. Difference plots zoomed onto the EEN between the winter of 2018-2019 (from November 13, 2018 to June 06, 2019, in the left panel **a, d, g, j**), between the winter of 2019-2020 (from September 16, 2019 to May 20 2020, in the middle panel **b, e, h, k**) and during the entire study period (from November 13, 2018 to May 20, 2020, in the right-hand panels **c, f, i, l**). The EEN number 1, 2, 3 and 4 are presented in lines 1, 2, 3 and 4, respectively.

5.3.3.b.2. Volume evolution

After two winters, the four WENs have filled on average by 79.6% (ranging from +34.4 m³ to +90.1 m³) (Figure 5.11.a). In contrast, the EENs show more limited changes with an average filling of 6.12% (ranging from -5.6 m³ to +20.3 m³) (Figure 5.11.b). This mean value is strongly influenced by the EEN 3, which filled by 25% while the three others show volume changes smaller than 5%. Finally, the deposition lobes landward of the EENs developed with an average volume of 184.9 m³ (ranging from +77.2 m³ to +301.2 m³) (Figure 5.11.c). Volumes were calculated within the areas delimited by the black dashed lines in Figure 5, for WENs, Figure 6, for EENs, and Figure 5.11.d-g for deposit lobes.

The major storm of the first winter, characterized by winds above 20 m.s⁻¹ (on January 29, 2019), drove the WENs filling but had limited impact on the EENs (changes <10 m³). However, it triggered the development of the deposition lobes with volumes ranging from 15.7 m³ to 44.6 m³. During the

second winter, the succession of several storm events exceeding $20 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ reactivated WENs 2 and 3 which have slightly deepened (-38.4 m^3 and -41.6 m^3 , respectively), unlike the two others WENs which were already filled. It is likely that this reactivation is related to their shape which is more elongated and could have better funneled the wind flow in comparison to the two others. The changes of the EENs remained limited ($<15 \text{ m}^3$), except for EEN 1 (-30 m^3). In contrast, the volumes of the deposition lobes were multiplied by 4 (EEN 1) and 6 (EEN 2, 3 and 4) suggesting large transport of beach sand to the back of the EENs during this second winter.

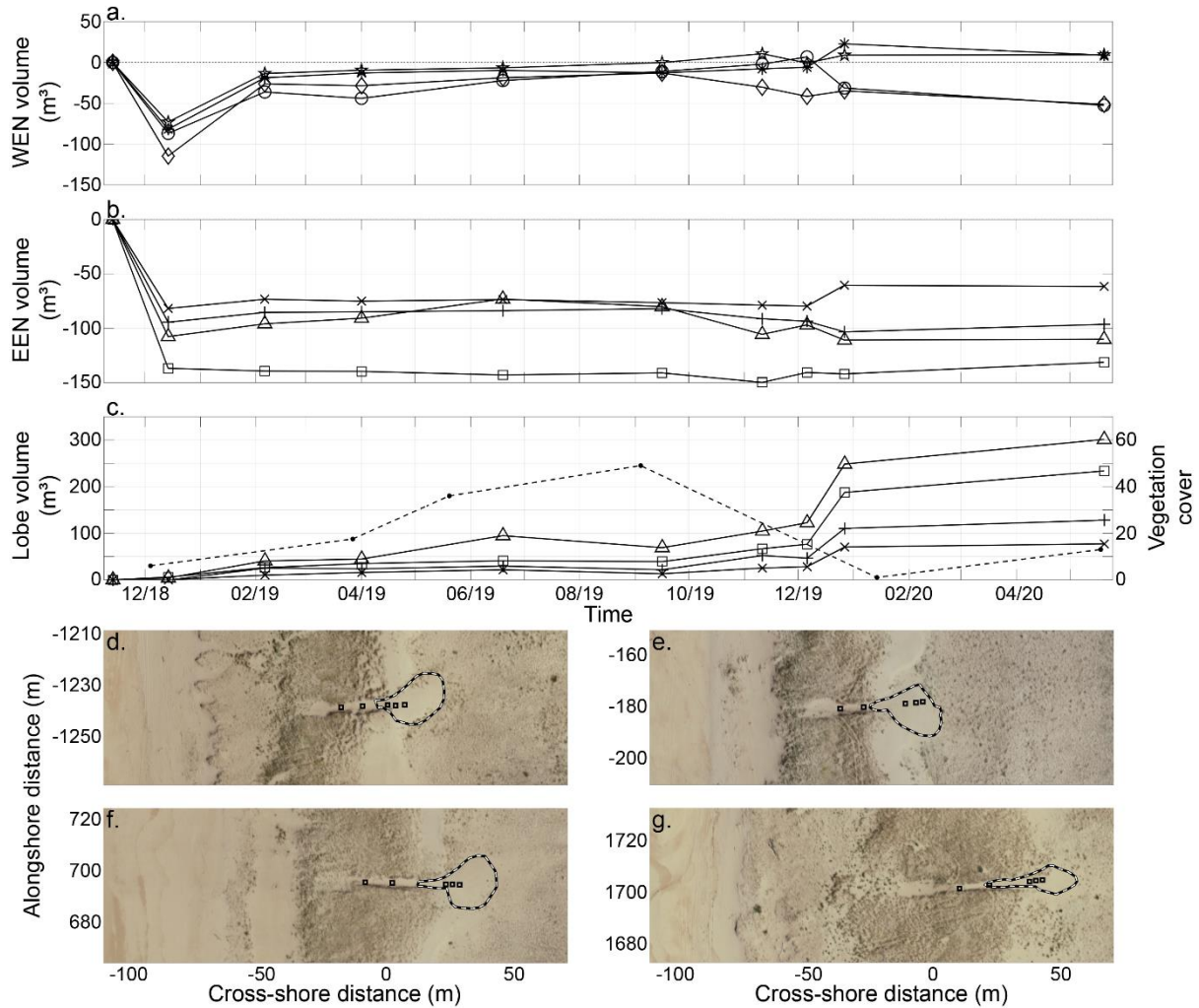


Figure 5.11. Time series of volume change between each UAV survey of (a) WEN with asterisk, diamond, circle and star for notches 1, 2, 3 and 4, respectively, (b) EEN with triangle, square, cross and plus sign for notches 1, 2, 3 and 4, respectively, (c) the deposition lobe backward to EEN with triangle, square, cross and plus sign for notches 1, 2, 3 and 4, respectively (left axis), and of the sum of vegetation abundance in the EEN with black dotted line point (right axis). Orthomosaic showing the deposition lobe contour (black line with dotted white line) and the location of the vegetation quadrats for the EEN (d) 1, (e) 2, (f) 3 and (g) 4.

5.3.3.b.1. Notch impact on local flux

The difference plots in Figures 5.9 and 5.10 indicate substantial alongshore variability in morphological changes. A cross-shore variability is also observed, which clearly depicts the different coastal dune geomorphological units (Figure 5.12). The comparison with control areas shows that all EENs enforce an increase $\partial Q/\partial x$ at their entry, which means an increase in landward flux (Figure 5.12.b2, d2, f2, h2). In contrast, a large deposition pattern is observed landward of the EENs, which means a decrease in landward sand transport at the exit of the notches (Figure 5.12.a1, d1, f1, h1). Interestingly, not only EENs increased the volume of sediment deposited at the back of the foredune, but the sand deposits landward of the EENs are also approximately 8 m further inland than in the control areas, highlighting that EENs locally promoted the landward migration of the foredune. For the WENs, the cross-shore distribution of $\partial Q/\partial x$ over the entire study period shows larger negative values in the notches than in the control areas, which means more sand deposition driving their filling (Figure 5.12.a2, c2, e2, g2).

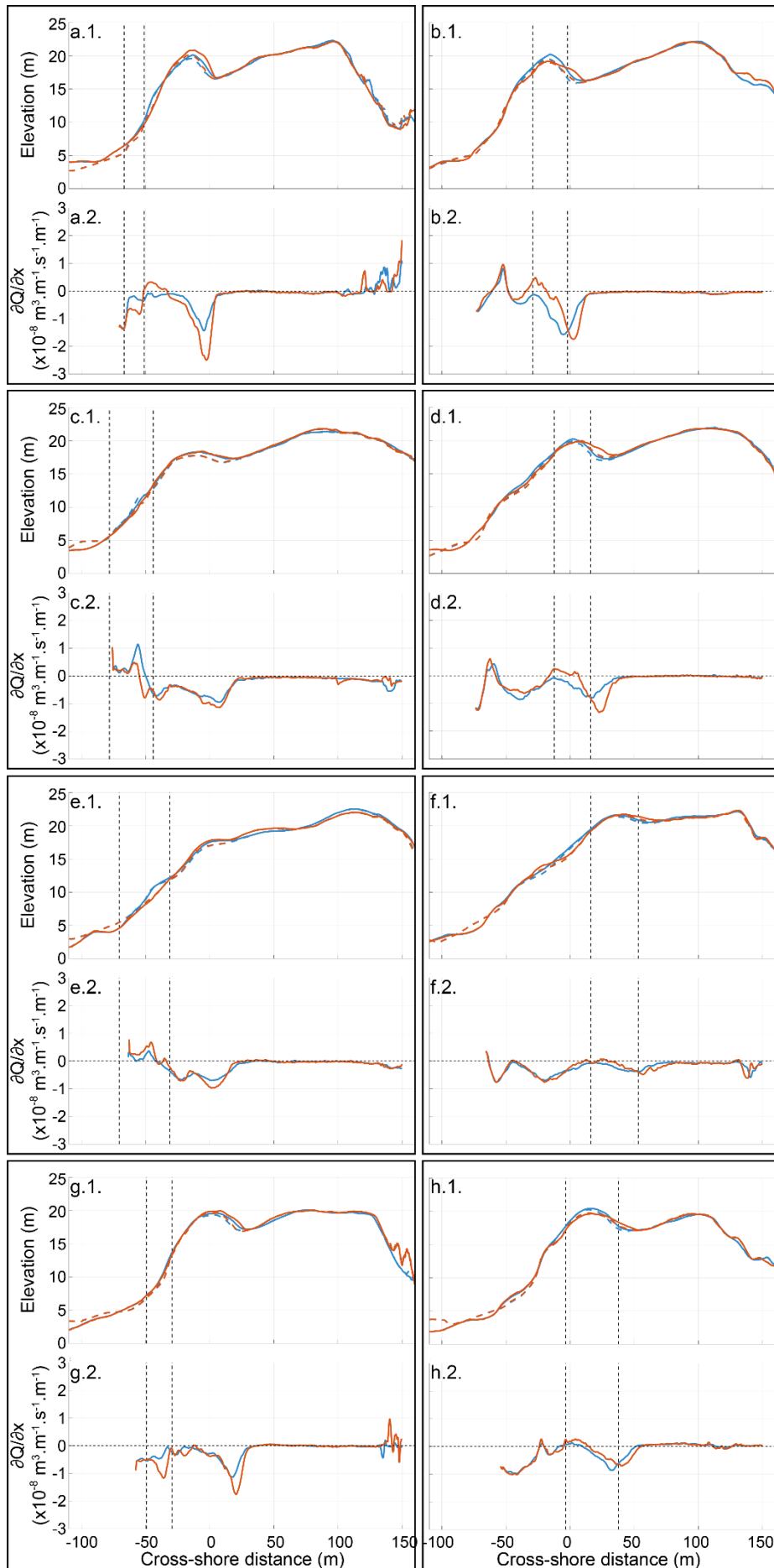


Figure 5.12. *Cross-shore distribution of the elevation changes and local sediment flux gradient with left panels for WENs (a) 1, (c) 2, (e) 3 and (g) 4 and right panels for EENs (b) 1, (d) 2, (f) 3 and (h) 4. Subpanels 1 are the alongshore-averaged profiles of the control area (in blue) and of the experimental area (in orange) in November 13, 2018 (dotted lines) and May 20, 2020 (solid lines). Subpanels 2 are the local cross-shore local sediment flux gradient for the control area (blue line) and the experimental area (orange line). The vertical black dotted lines represent the western and eastern edges of the experimental notches.*

5.3.3.c. Vegetation dynamics

5.3.3.c.1. Species composition dynamics

During the first winter, for elevation variation there was a highly significant interaction between the experimental notch (EN) and distance treatments (Table 5.7). This effect was mostly due to (1) the high sand deposition forming the deposition lobe landward of the EENs (mean sand deposition of 0.5 m in positions 6 to 8, Figure 5.13.c), (2) the sand filling of the WENs (mean sand deposition of 0.8 m in position 1, Figure 5.13.b) and (3) the low sand deposition of +0.25 m to +0.15 m, from positions 1 to 6, in the control treatment (Figure 5.13.a). For changes in vegetation cover, there was a weakly significant interaction between the EN, group and distance treatments (Table 5.7). This significant effect was mostly due to the increase in group 2 cover observed in the established foredune (positions 5 to 8) in both the WENs (Figure 5.13.b) and control transects (Figure 5.13.c), but not in the EENs. This lack of increase in group 2 cover in the EENs at these positions, compared to WENs and control transects, was likely due to the excessive disturbance induced by the deposition lobe initiation (as shown in section 3.2). However, a group 2 cover increase was also observed landward of the deposition lobe in EENs transects (i.e., position 9 to 11), as well as a decrease in groups 3 and 4 (Figure 5.13.c). Moreover, these sand deposits landward of the EENs seem to have stimulated the growth of ruderal species during spring-summer season, as shown in Figure 5.11.c by the increase in vegetation cover.

During the second winter, the highly significant interaction between the EN and distance treatment (Table 5.7) on the elevation variation was due to the higher sand deposition in position 7 of WENs (i.e., $0.42 \text{ m} \pm 0.28 \text{ m}$) than the EENs (i.e., $0.21 \text{ m} \pm 0.1 \text{ m}$) and control (i.e., $0.15 \text{ m} \pm 0.06 \text{ m}$) and the higher sand deposition in position 8 of WENs (i.e., $0.27 \text{ m} \pm 0.17 \text{ m}$) and EENs (i.e., $0.26 \text{ m} \pm 0.14 \text{ m}$) than the control (i.e., $0.08 \text{ m} \pm 0.04 \text{ m}$) (Figure 5.13, and results of Tukey test not shown). But it should be noted that these large mean deposits in the WENs were mainly due to an extreme sand deposit observed in WEN 3 ($>1 \text{ m}$, Figure 5.9.k). In contrast to the first year, for changes in vegetation cover, there was a highly significant EN treatment, due to a lower whole cover increase in EENs than WENs and control (Table 5.7, Figure 5.14). Overall, the increase in vegetation cover was particularly important for group 2 and also a little less for group 1 (highly significant group effect, Table 5.7).

However, this increase was not observed in EENs at positions 3 to 8 (both in the notch and the deposition lobe, Figure 5.14.c and also Figure 5.11.c with the drastic vegetation cover decrease). These differences in changes among EN indicate a strong rejuvenation of the vegetation, whatever the distance in control and WENs and less changes in EENs at positions 3 to 8, likely due to the important sand deposition that occurred here.

Morphological changes related to the calm winter wind conditions in 2018-2019 led sand deposits which induced a moderate rejuvenation of vegetation, mainly localized landward of the EENs. On the contrary, the intense winter wind conditions in 2019-2020 led to higher and more generalized sand deposits throughout the dune system (as seen in section 5.3.3.b) inducing a generalized rejuvenation of the dune vegetation.

Table 5.7. Results of the ANCOVAs on the effects of the Experimental Notches (EN), Group (G), Distance (D), quadratic Distance (D²) treatments and their interactions on vegetation abundance variation and elevation variation during winter 2018-2019 and winter 2019-2020. Significant results are indicated in bold and marginally significant in italics.

Factors	Winter 2018-2019				Winter 2019-2020			
	Elevation variation		Cover variation		Elevation variation		Cover variation	
	F	P	F	P	F	P	F	P
EN	32.9	<0.001	1.62	0.18	10.1	<0.001	11.2	<0.001
G	0	1.0	55.9	<0.001	0	1.0	16.7	<0.001
D	12.2	<0.001	3.39	<i>0.06</i>	99.9	<0.001	4.40	0.03
D ²	8.61	0.003	0.13	0.71	79.1	<0.001	6.12	0.01
EN x G	0	1.0	0.48	0.82	0	1.0	1.40	0.21
EN x D	13.0	<0.001	0.68	0.51	14.9	<0.001	1.39	0.25
EN x D ²	7.86	<0.001	0.89	0.41	12.3	<0.001	0.88	0.41
G x D	0	1.0	1.58	0.19	0	1.0	4.52	0.003
G x D ²	0	1.0	4.60	0.003	0	1.0	5.79	<0.001
EN x G x D	0	1.0	2.60	0.01	0	1.0	0.90	0.50
EN x G x D ²	0	1.0	2.47	0.02	0	1.0	0.84	0.53

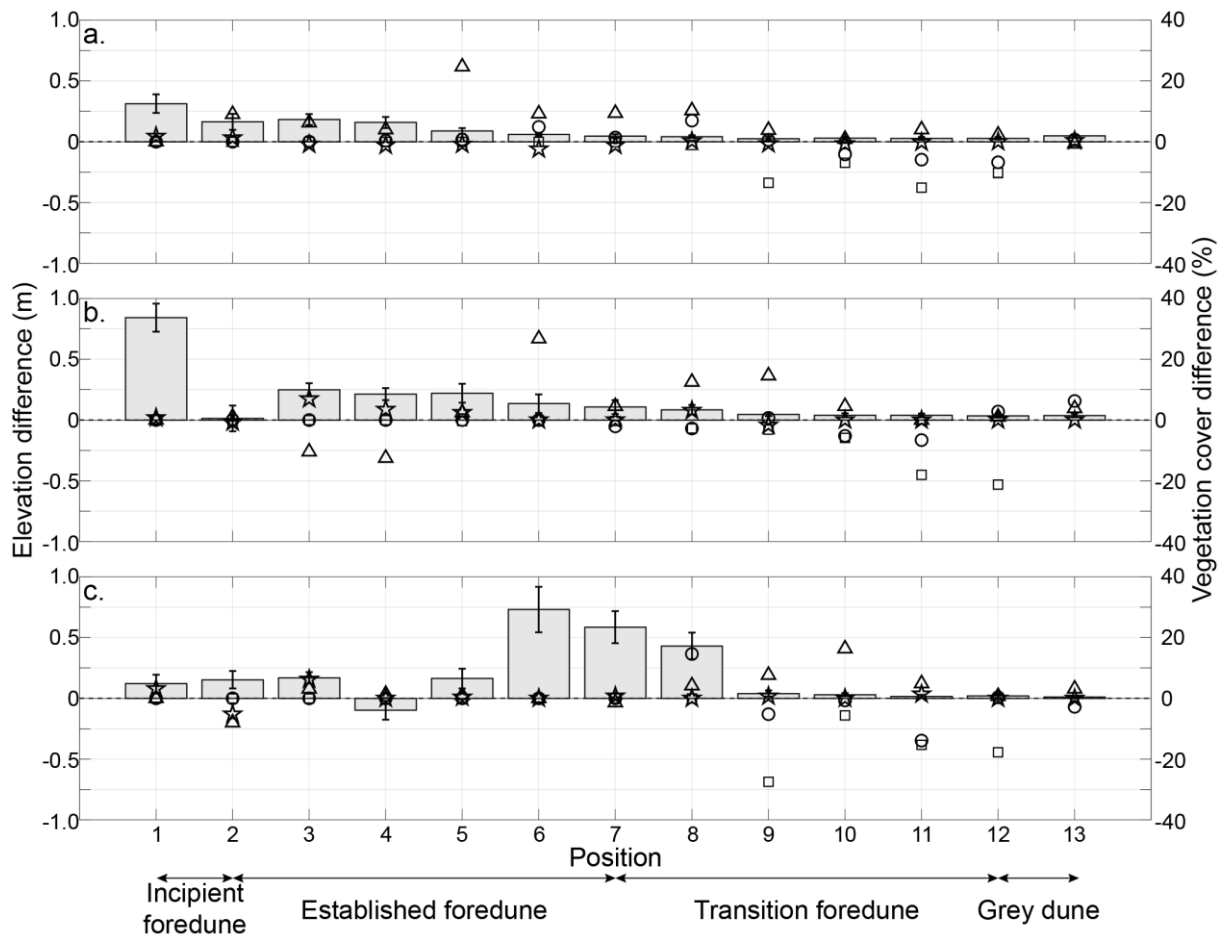


Figure 5.13. Mean elevation difference (\pm SE) (left axis) and mean vegetation cover difference (right axis) for each position for the treatment (a) control, (b) west and (c) east between December 12, 2018 and May 20, 2019. Star, triangle, circle and square stand for vegetation group 1, 2, 3 and 4, respectively.

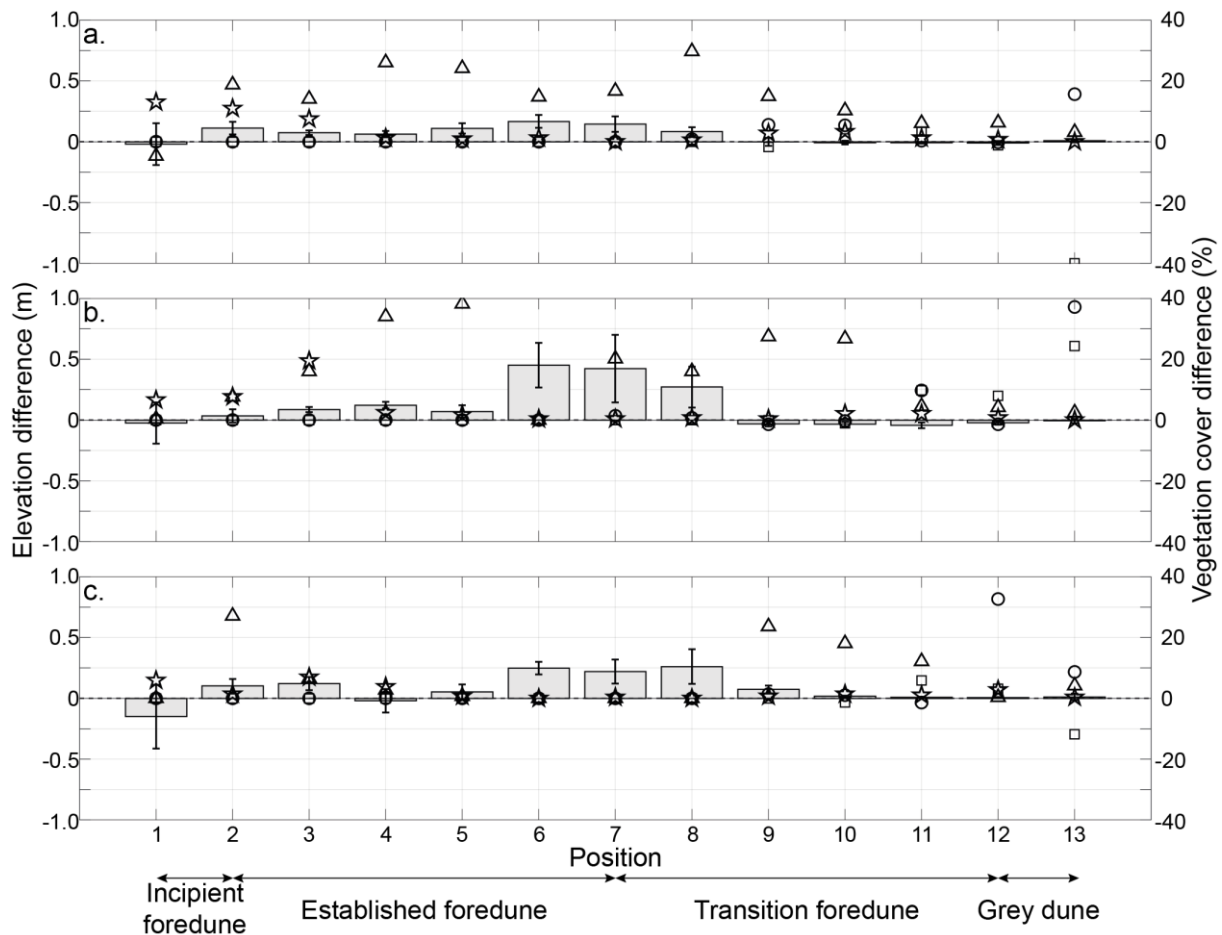


Figure 5.14. Mean elevation difference (\pm SE) (left axis) and mean vegetation cover difference (right axis) for each position for the treatment (a) control, (b) west and (c) east between January 14, 2020 and May 18, 2020. Star, triangle, circle and square are for vegetation group 1, 2, 3 and 4 respectively.

In order to focus on the effect of the EN and sand deposition on vegetation composition landward of the notches, only the quadrats of the positions 7 to 13 were further analyzed with a CA. The year, season and distance treatments had all highly significant effects on vegetation composition on both CA axes, but the EN treatment only affected axis 1, in particular in interaction with the distance treatment (Table 5.8). This latter effect was due to more positive CA axis 1 scores for the EENs than for the WENs and control. This is particularly for the position landward of the deposition lobes in the transition dune (Figure 5.15.a). This result is in agreement with the results of figures 5.13 and 5.14 showing that the EENs significantly induced a rejuvenation of the transition dune. CA axis 2 showed significant interactions between year by distance and year by season. Both interactions are explained by the more positive CA axis 2 scores for the second year and spring season than for the first year and winter season. This effect is mainly observed in the transition and grey dunes (i.e., negative side of both CA axis) (Figure 5.15.b). Thus, the CA results nicely separated on the two axes the effects of phenology and year treatments (axis 2) from the effects of the experimental notches (axis 1). These results

highlighted that (1) the EENs induced the most rejuvenation of the dunes and (2) the second year had stronger overall effects than the first one.

Table 5.8. Results of the ANCOVAs on the effects of the Year (Y), Season (S), Experimental Notches (EN), Distance (D), quadratic Distance (D²) and their interaction on CA axes 1 and 2 scores. Significant results are indicated in bold and marginally significant in italics.

Factors	CA axis 1		CA axis 2	
	F	P	F	P
Y	<i>10.5</i>	<0.001	<i>4.67</i>	0.003
S	<i>4.91</i>	0.002	<i>8.25</i>	<0.001
EN	<i>2.33</i>	<i>0.05</i>	<i>0.51</i>	<i>0.73</i>
D	<i>62.8</i>	<0.001	<i>70.4</i>	<0.001
D ²	<i>28.3</i>	<0.001	<i>79.9</i>	<0.001
Y x S	<i>1.38</i>	<i>0.24</i>	<i>7.03</i>	0.008
Y x EN	<i>0.01</i>	<i>0.99</i>	<i>0.18</i>	<i>0.83</i>
Y x D	<i>1.11</i>	<i>0.29</i>	<i>2.96</i>	<i>0.08</i>
Y x D ²	<i>1.33</i>	<i>0.25</i>	<i>4.19</i>	0.04
S x EN	<i>0.45</i>	<i>0.64</i>	<i>0.06</i>	<i>0.94</i>
S x D	<i>1.85</i>	<i>0.17</i>	<i>1.29</i>	<i>0.26</i>
S x D ²	<i>1.85</i>	<i>0.17</i>	<i>0.83</i>	<i>0.36</i>
EN x D	<i>4.06</i>	0.01	<i>0.73</i>	<i>0.48</i>
EN x D ²	<i>3.77</i>	0.02	<i>0.61</i>	<i>0.54</i>
Y x S x EN	<i>1.02</i>	<i>0.36</i>	<i>0.41</i>	<i>0.66</i>
Y x S x D	<i>0.22</i>	<i>0.64</i>	<i>0.37</i>	<i>0.54</i>
Y x S x D ²	<i>0.23</i>	<i>0.63</i>	<i>0.24</i>	<i>0.62</i>

Chapitre 5. Réponses morphologiques et écologiques du système dunaire à la perturbation

S x EN x D	0.29	0.75	0.23	0.80
S x EN x D ²	0.24	0.79	0.33	0.73
Y x S x EN x D	0.80	0.53	0.29	0.88
Y x S x EN x D ²	0.75	0.56	0.25	0.91

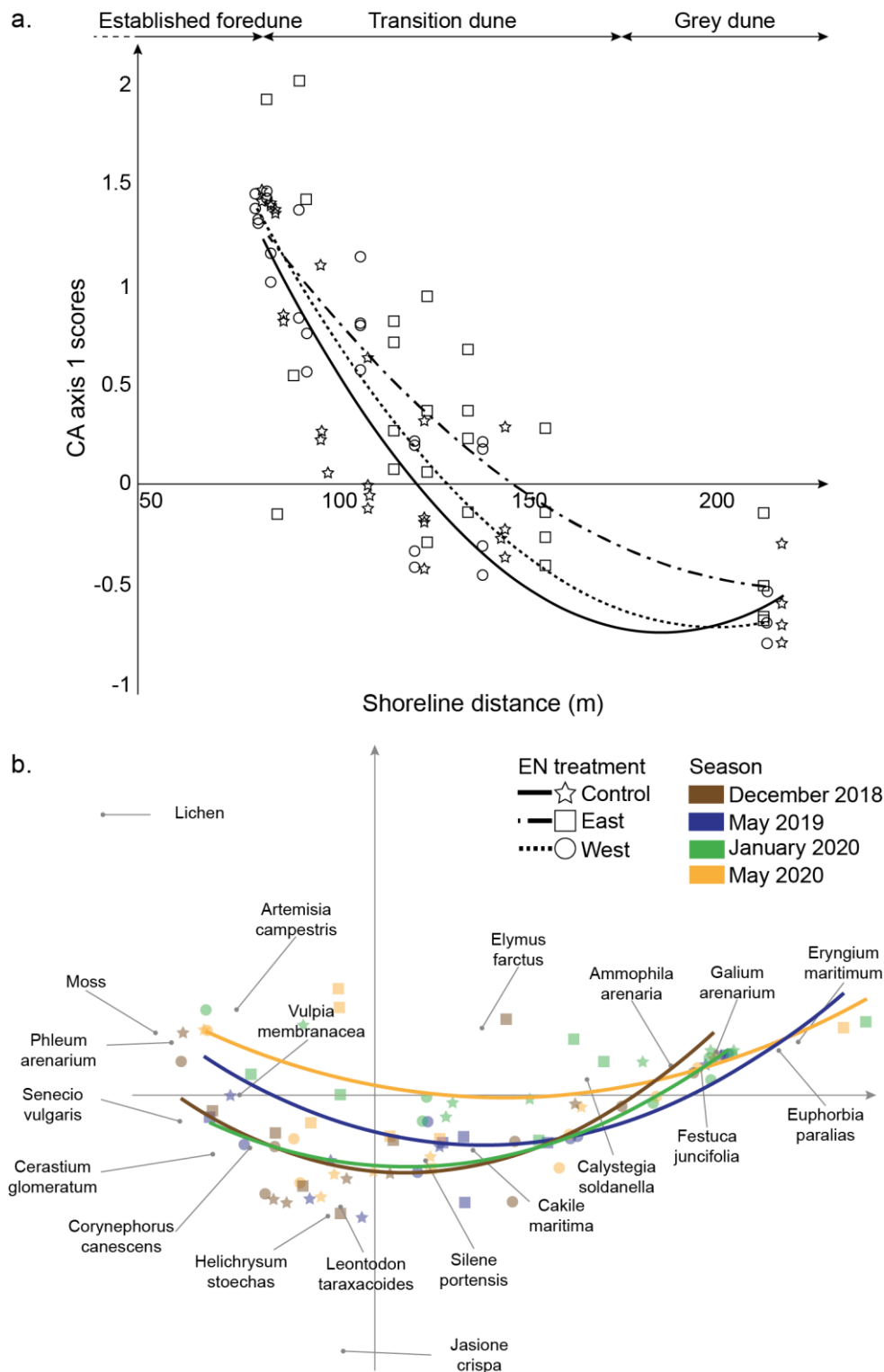


Figure 5.15. (a) Mean CA axis 1 quadrat scores with their second-degree tendency curve in function of the shoreline distance, (b) CA 1-2 diagram for vegetation quadrats (from position 7 to 13).

5.3.3.c.2 Species diversity dynamics

Changes in species richness were not significantly affected by our treatments during the first year (Table 5.9), although there were some significant decreases in species richness in the transition

dune, in particular at position 13 of the control and EENs (see sample T-tests in Figure 5.16). In contrast, during the second year there was a significant distance effect (with a slightly more significant distance² effects, i.e., non-linear effect of the treatment). This effect was due to a general lower species richness at position 6 and 7, and then a landward increase with a tendency for a maximum species richness at positions 11-12 (Table 5.9 and Figure 5.16). Moreover, there was a significant distance X EN interaction because significant increases in species richness occurred in different position through the EN treatment. Indeed, it increased from positions 7 to 11 in the control, positions 10 and 11 in the EENs and were only marginally significant at positions 9, 11 and 12 in the WENs (see sample t-tests in Figure 5.16). These results show (1) the important disturbance induced by the high sand deposition during the second winter as compared to the first one and (2) the significant effect of the EENs on sand deposition in the transition dune, already shown in the results on species composition dynamics, and (3) these statistical analyses significantly confirm the effects of the EENs on the foredune morphological evolutions in section 5.3.3.b. Additionally, results on positions 1 to 6, not included in the previous ANCOVAs, showed that species richness also increased in the incipient and established foredunes only in the second year and more significantly in the control, likely due to the effects of the digging of the notches located at these positions in the WENs and EENs.

Changes in Shannon and Pielou evenness indices were much less significant, in particular landward of positions 7, as shown by the only occurrence the second year for both indices of a marginally significant interaction between the EN and distance treatments (Appendices 5.10 to 5.13).

Thus, species diversity dynamics was mostly due to increase in species richness, that occurred only the second year and at all positions, except the most stabilized ones (12 and 13) in the control, and mostly from landward of the EENs to position 12. This increase in species richness was mainly due to an increasing occurrence of ruderal species tolerant to sand deposition (*Cakile maritima*, *Elymus farctus*, *Eryngium maritimum*, *Euphorbia paralias*, *Calystegia soldanella* and *Festuca juncifolia*), consistent to results on species composition.

Table 5.9. Results of the ANCOVAs on the effects of the Experimental Notches (EN), Distance (D), quadratic Distance (D²) treatments and their interactions on species richness difference during winter 2018-2019 and winter 2019-2020. Significant results are indicated in bold and marginally significant in italics.

Factors	Winter 2018-2019		Winter 2019-2020	
	Species richness difference		Species richness difference	
	F	P	F	P
EN	0.65	0.52	0.26	0.77

D	0.01	0.94	4.46	0.03
D ²	0.34	0.56	6.09	0.01
EN x D	0.78	0.46	3.22	0.04
EN x D ²	0.98	0.38	2.52	0.08

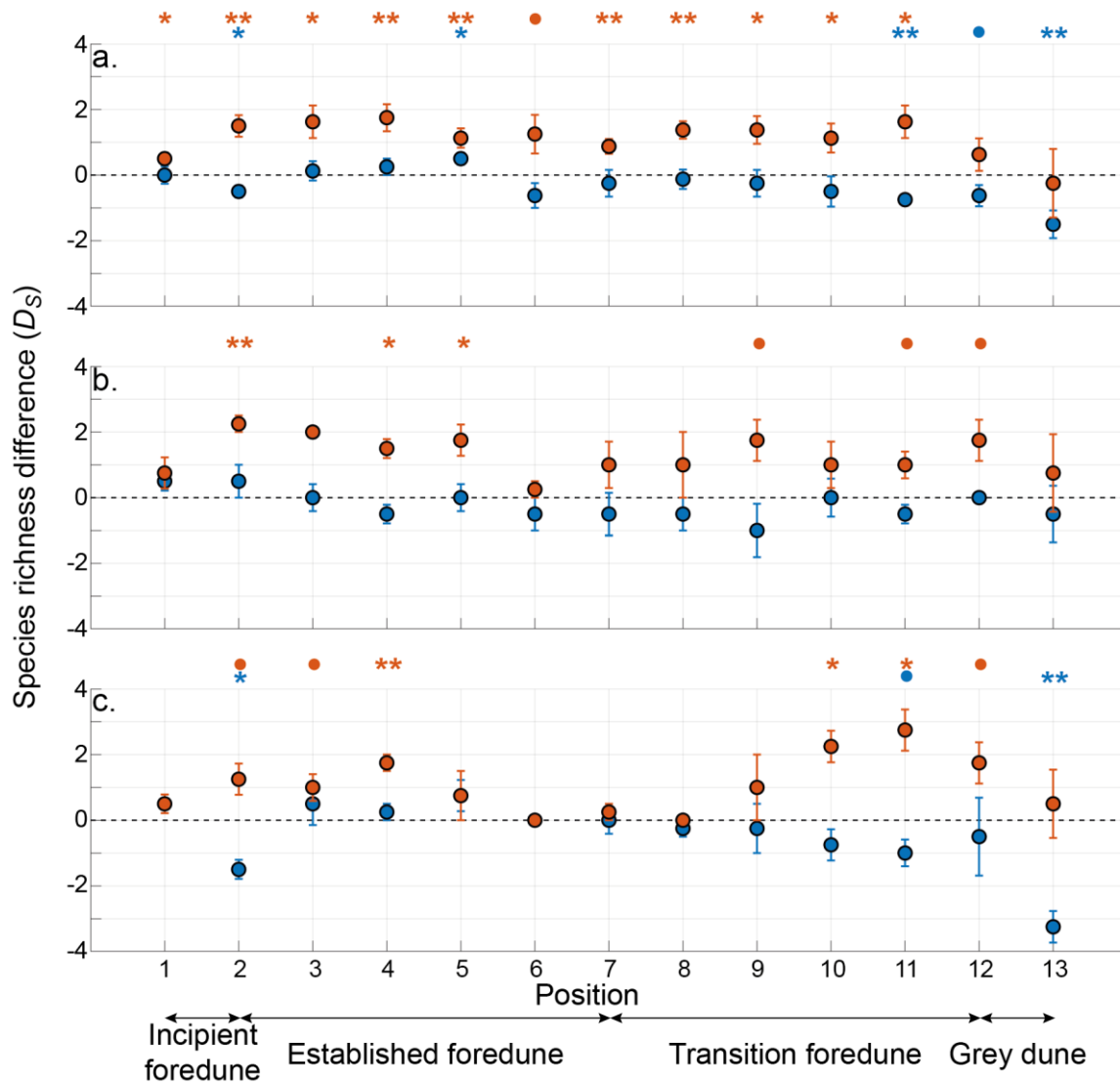


Figure 5.16. Mean species richness difference (\pm SE) for each position for the treatment (a) control, (b) west and (c) east. Blue color and orange color are winter 2018-2019 and winter 2019-2020 respectively. Sample t-test (. $p < 0.1$; * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$).

5.3.4. Discussion

The excavation of the foredune notches affected sediment transport, promoting either vertical accretion or a more landward sand deposition. The disturbance generated by these new sand deposits significantly affected vegetation diversity and composition, inducing an increase in species richness due to the colonization of ruderal species. However, these responses were dependent on the location of the notches, the EENs inducing the most important changes. Finally, morphological and ecological changes were stronger the second year but independent on notches, due to the higher sand deposition that occurred during the second winter characterized by stronger wind storm conditions than the first winter.

Overall physical and ecological responses to notches excavation

Over the entire study period, the excavation of experimental notches in the foredune drove cross-shore-variable morphological responses compared to juxtaposed control areas. These evolutions were mainly characterized by a vertical accretion or more landward sand deposition in the alignment of the EENs. The new sand deposits increased disturbance for plants, thus resulting in significant changes in plant community composition and species richness. However, in contrast to our hypothesis, we found a higher diversity, and in particular species richness, with increasing disturbance. This result does not support theoretical community ecology models that predict that increasing disturbance should decrease species richness in stressed environments. It is also opposite to results of observational studies showing in the same system that species richness strongly decreases along spatial gradients of increasing disturbance from the grey dune to the incipient foredune (Forey et al. 2008; Michalet et al. 2015). This divergence is probably related to the response timescale of plant species according to their functional strategies (i.e., competitive, ruderal and stress-tolerant, Grime, 1974). Indeed, divergences between experimental manipulations and natural spatial patterns have yet been found in climate change experiments conducted along water stress gradients (Sandel et al., 2010; Metz et al., 2016). During short-term rainfall manipulations of the American Prairie, Sandel et al. (2010) found an increase in small seeded and fast-growing plants with decreasing drought, since ruderal species quickly colonized open spaces. Sandel et al. (2010) argued that larger seeded and nutrient conservative species should competitively exclude ruderal species and dominate in the long-term, as observed in naturally wetter parts of the American Prairie. Thus, we argue that our short-term increase in disturbance due to sand deposition yet only produced a transient biological response. Sand deposits have certainly stimulated the colonization and growth of ruderal plant species (such as *Cakile maritima*, *Elymus farctus*, *Eryngium maritimum*, *Euphorbia paralias*, *Calystegia soldanella* and *Festuca juncifolia*) due to increasing soil fertility (Forey et al., 2008; Le Bagousse-Pinguet et al., 2013; Laporte Fauret et al., 2021a). This induced a slight but significant increase in species richness, likely because this effect was not yet compensated by the mortality of stress-tolerant species (*Helichrysum stoechas*, *Corynephorus canescens*, etc.) buried by the sand. Indeed, in the transition dunes of Truc Vert, where nutrient and drought stresses are high,

competition is very unlikely to exclude ruderal species as documented in the American prairie (Forey et al., 2010; Michalet et al., 2015). Thus, we hypothesize that if disturbance is still present in the long- or middle-term, species diversity should decrease due to the disappearance of stress-tolerant species, in agreement to ecological theory and natural observations (Grime, 1973; Forey et al., 2008).

The physical changes induced by the experimental notches affected very locally the morphology and vegetation of the dune. Indeed, despite annual and seasonal variations, the shoreline has been relatively stable over the last 65 years at Truc Vert beach, and the dune volume has continuously increased with a landward migration of the dune crest during the last decade (Castelle et al., 2018b; Laporte-Fauret et al., 2020a). It is likely that this stable trend and the absence of eroding scarp, in which blowouts are more likely to be formed, could limit morphological and ecological changes, compared to some naturally blowouts which have evolved in parabolic dune in the past few years further north on the Gironde coast. It is important to note that here the large alongshore spacing between notches strongly reduced the impact of the backhoe loader on vegetation. However, in severely eroding areas where lowly spaced notches may be required to increase the landward migration of the dune, it is expected that engineering machinery will have a strong impact on vegetation.

Influence of the position of the notches

The position of the experimental notches in the dune system had a strong influence on morphological and ecological responses. The WENs, located in the incipient foredune, rapidly infilled after their excavation during the first winter storms. Both visual inspection of the WENs, and total water level estimation at the coast including run-up (< 8 m during extreme storms coinciding with spring high tide, Castelle et al., 2017b) with respect to WEN elevation (> 6 m) suggest that impact of wave and overwash events on the WEN morphological evolution was minimal. They promoted the deceleration of the incident flux, inducing a vertical accretion with limited landward evolutions. It is likely that their initial shape was not favorable and that a more landward extension would have more importantly funnel the wind flow and induce higher disturbance. Moreover, their limited impact on vegetation might be due to both the higher nutrient availability of the incipient foredune than the grey dune and, thus, the functional strategies of the species dominating there, mainly ruderal species. In contrast, the EENs affected the overall morphology and sediment pathways. Compared to control sectors, EENs increased the aeolian landward sand transport to the back of the dune, with the formation of a deposition lobe. Similar experiments in other coastal dune systems are scarce. Meerkerk et al. (2007) showed on the Dutch coast a rapid filling of a 60-m wide experimental notch excavated in a foredune. This led to vegetation regrowth and the almost complete closure of the notch after three years. Pye et al. (2016) monitored the evolution of 27 experimental notches on the Welsh coast. They showed that the most active notches were generally located on wide beaches with a convex shape and positive sediment budget. These notches were typically wider upwind than downwind, thus enhancing acceleration of wind

flow velocities landwards and further erosion of the notch. Finally, most of the massive notches excavated in a Dutch national park were found over the years to act as highly effective conduits for aeolian landward transport (Ruessink et al., 2018). Nevertheless, the EENs show a U-shape cross section, erosion at the entrance, erosion of the walls, and formation of the deposition lobe with absence of vegetation colonization. This suggests that these notches are still at the early abiotic stage of the natural development of the though blowouts (Schwarz et al., 2019), which stimulate their continuous monitoring in the coming years. We argue that it is likely the formation of the deposition lobes, landward to the EENs, which is responsible of the increasing disturbance for plants and, thus, short-term increase in ruderals and specific richness. Finally, the EENs acted as an efficient conduit for transporting the beach sand to the back of the dune, it is expected that they act the same for e.g., beach litters as investigated in Andriolo et al. (2020), although it was not addressed herein.

Influence of the meteorological conditions of the year

Morphological and ecological responses were also strongly influenced by winter wind conditions of the year, in particular the frequency and intensity of winter storms. The first winter, characterized by extreme calm wind conditions, filled the WENs and initiated the deposition lobes landward of the EENs, inducing a local plant rejuvenation. In contrast, the stronger winds of the second winter led to an important development of the deposition lobes multiplying their volumes by 4 to 6 and inducing a more generalized vegetation rejuvenation. Interestingly, the strong and general rejuvenation of the dune communities observed only the second year almost deleted differences in effects between the two kinds of notches that were more significant during the calm first year. Thus, meteorological conditions are an important component in the morphological and ecological evolution of coastal dunes. Indeed, if normal wind and waves actions slowly build the foredunes (Hayes, 1979; da Silva et al., 2008), large morphological evolutions can be generated by low frequency and high magnitude storms events as the recent example of the winter 2013-2014. This winter was characterized by extreme storm wave clustering leading to drastic beach-dune systems erosion in western Europe (Castelle et al., 2015; Masselink et al., 2016a). In addition, storm events may also have a strong effect on coastal vegetation by reducing species richness as highlighted by Miller et al. (2010) who monitored vegetation changes during nine years in Florida. According to their monitoring, the coastal dune vegetation communities will recover over a 3–5 year period. These results therefore encourage further monitoring of morphological and ecological changes in Truc Vert dune system in order to assess the influence of the meteorological winter conditions on a longer time scale.

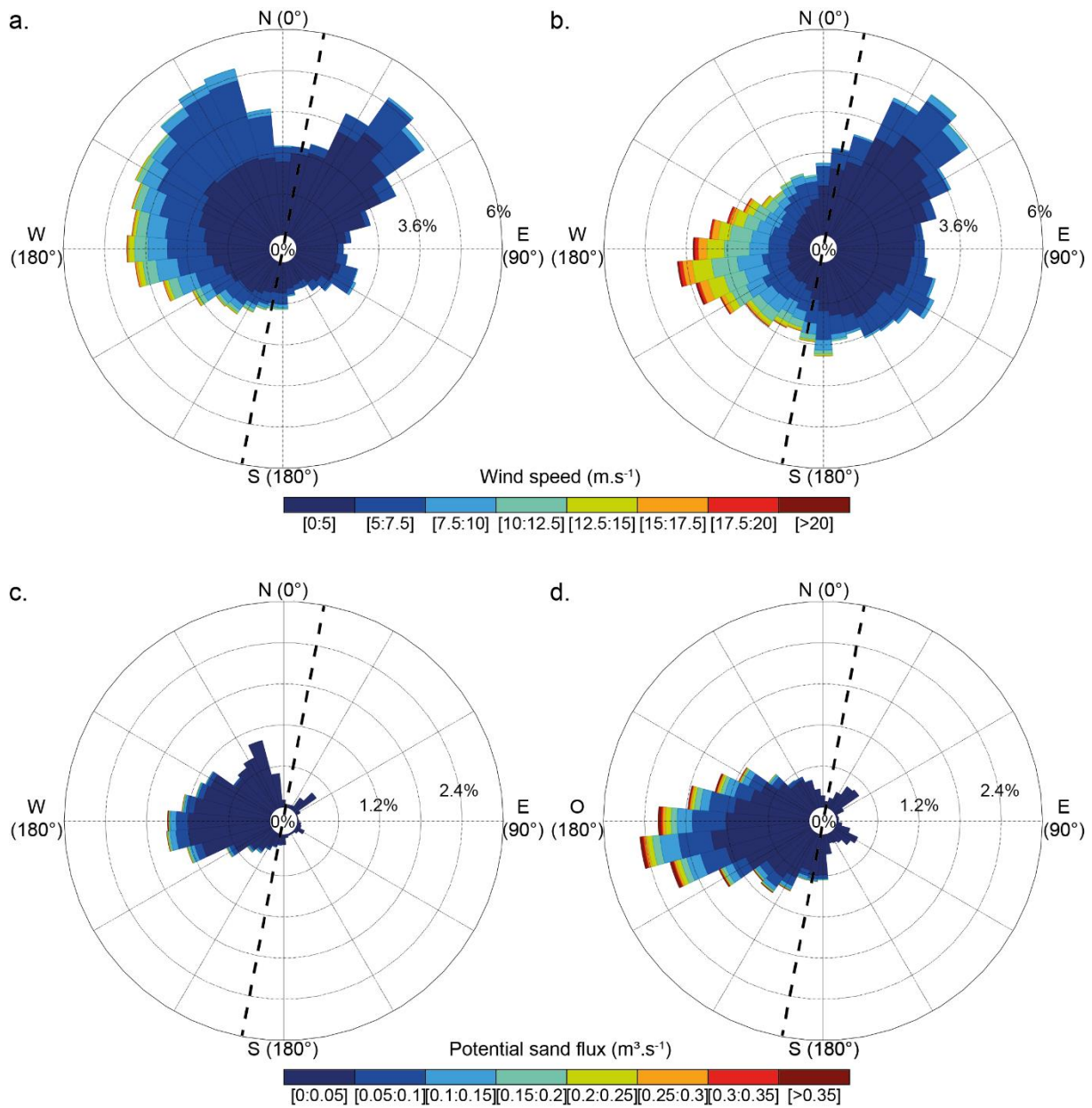
5.3.5. Conclusion

In this study, the strategy of remobilization of coastal dunes by restoring natural processes was tested in a 4-km stretch dune system in southwest France. Experimental foredune notches were

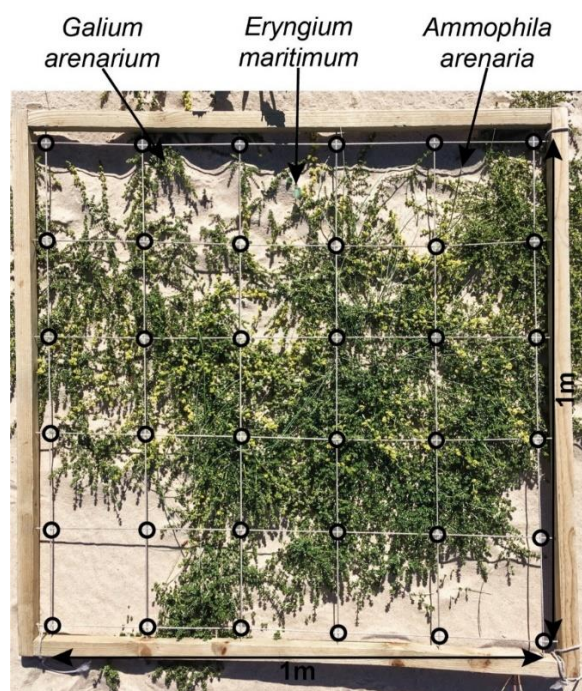
excavated and intensively monitored during two years in order to investigate the morphological and ecological responses to this disturbance. Experimental notches affected the morphology and the vegetation by increasing windblown sand transport to the back of the dune, and species richness due to the short-term development of ruderal species. However, the effects of the notches were limited in space, likely because the notches are still at an early stage of blowout development. Effects were strongly dependent on the location of the notches with only EENs promoted landward sand transport while showing similar evolutionary characteristics to natural blowout. Intense winter wind conditions can lead to important and more generalized morphological evolutions at the scale of the system, reducing the difference in effects between the two notches. Further works are necessary to continue monitoring the morphological and ecological changes due to our notches, in particular to assess the long-term vegetation response and, eventually, observe a decrease in species richness, as predicted by the literature on the effect of disturbance in stressed ecosystems.

Finally, the excavation of experimental notches in the foredune crest may, in certain environments, reinstate morphological and ecological dynamics while initiating a foredune landward migration. Future larger experiments should be carried out in sectors which, contrary to the Truc Vert dune system, are chronically eroding in order to try to reintroduce some dynamics in these dune systems. Based on this experimentation, we can suppose that to initiate a generalized landward migration of the dune system, it would be necessary to excavate notches in the dune crest with a short alongshore distance between them. This dynamic could allow the coastal dune to better adapt in a context of sea level rise and increased erosion. However, we cannot exclude that this migration could decrease in the long term the diversity of dune communities.

5.3.6. Appendix



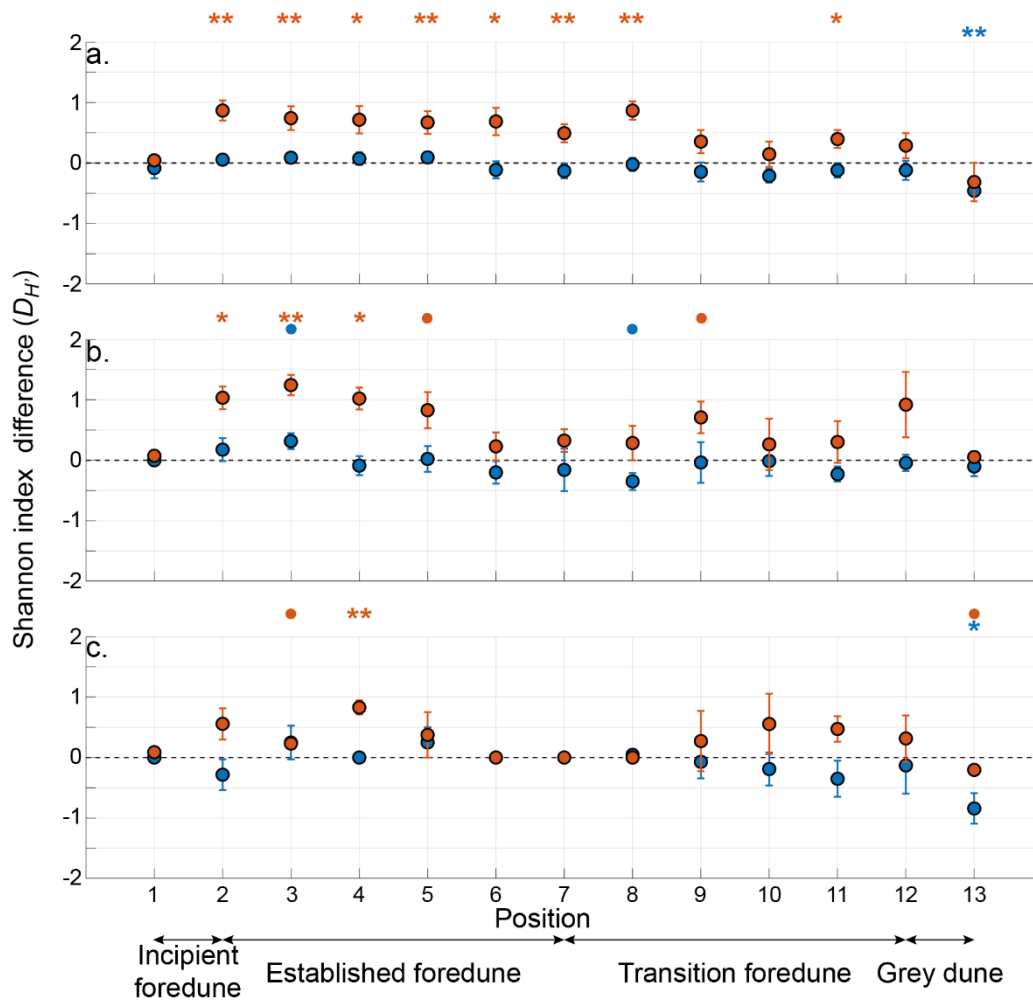
Appendix 5.8. Wind rose from 2003 to 2020 during (a) summer and (b) winter period. Potential sand flux rose from 2003 to 2020 during (c) summer and (d) winter period. The dashed black line represents the main orientation of the Gironde coast (10.8°). Summer period is defined as from April 1st to October 1st and Winter period is defined as from October 1st to April 1st.



Appendix 5.9. Example of sampling quadrat with black circles correspond to the 36 intersections. Following the interception cover technique (Goodall, 1952), the abundance of *Galium arenarium*, *Ammophila arenaria* and *Eryngium maritimum* are 69.4% (i.e. 25 intersections of 36), 16.7% (i.e. 6 intersections of 36) and 1.4% (i.e. 0.5 intersections of 36), respectively.

Appendix 5.10. Results of the ANOVAs on the effects of the Experimental Notches (EN), Distance (D), quadratic Distance (D²) treatments and their interactions on Shannon index difference during winter 2018-2019 and winter 2019-2020. Significant results are indicated in bold and marginally significant in italics.

Factors	Winter 2018-2019		Winter 2019-2020	
	Shannon index difference		Shannon index difference	
	F	P	F	P
EN	0.17	0.84	0.57	0.56
D	0.001	0.97	0.17	0.67
D ²	0.10	0.75	0.76	0.38
EN x D	0.15	0.86	2.35	<i>0.09</i>
EN x D ²	0.03	0.97	1.74	0.18

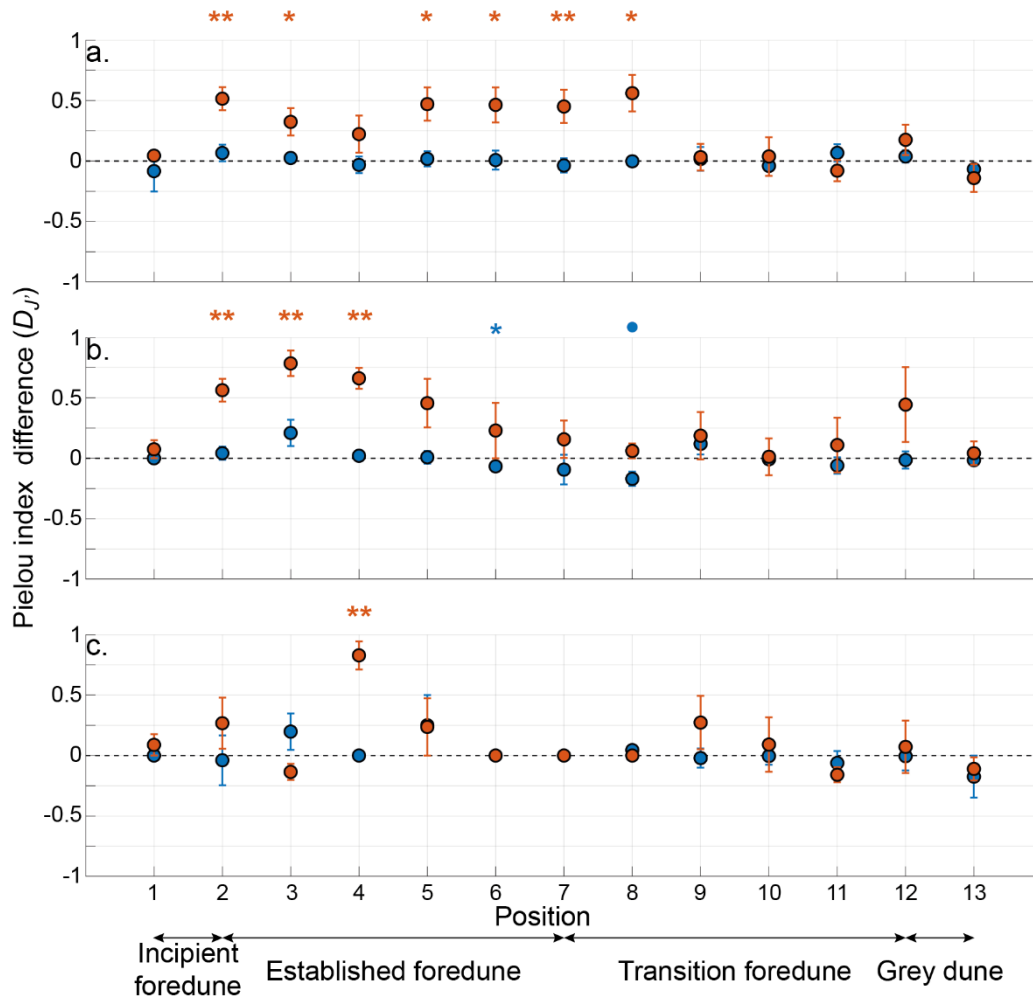


Appendix 5.11. Mean Shannon index difference (\pm SE) for each position for the treatment (a) control, (b) west and (c) east. Blue color and orange color are winter 2018-2019 and winter 2019-2020 respectively. Sample t-test ($p < 0.1$; * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$).

Appendix 5.12. Results of the ANOVAs on the effects of the Experimental Notches (EN), Distance (D), quadratic Distance (D^2) treatments and their interactions on Pielou index difference during winter 2018-2019 and winter 2019-2020. Significant results are indicated in bold and marginally significant in italics.

Factors	Winter 2018-2019		Winter 2019-2020	
	Pielou index difference		Pielou index difference	
	F	P	F	P
EN	0.45	0.64	0.56	0.57
D	0.23	0.63	1.49	0.22

D ²	0.27	0.60	0.77	0.38
EN x D	1.24	0.29	1.75	0.18
EN x D ²	1.11	0.33	1.22	0.30



Appendix 5.13. Mean Pielou index difference (\pm SE) for each position for the treatment (a) control, (b) west and (c) east. Blue color and orange color are winter 2018-2019 and winter 2019-2020 respectively. Sample *t*-test (. $p < 0.1$; * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0,001$).

5.4. Conclusion du chapitre

Ce chapitre s'intéresse aux réponses morphologiques et écologiques dans un système dunaire face à la perturbation induite par la mise en place de brèches expérimentales. Les évolutions ont été suivies sur trois années et ont mis en évidence que les brèches expérimentales ont affecté la morphologie et la végétation en favorisant le transport de sable vers l'arrière de la dune menant à une augmentation du fonctionnement de l'écosystème et de la richesse spécifique par le développement rapide d'espèces pionnières. Cependant, ces évolutions restent spatialement limitées, probablement à cause du fait que les brèches sont toujours à un stade d'évolution précoce.

Durant la première année, les résultats mettent en avant que la perturbation physique est susceptible d'accroître le fonctionnement de l'écosystème, mais seulement dans des conditions particulières de dépôt de sable, qui sont soumises à de fortes variations spatiotemporelles. L'abrasion des drapeaux a montré une augmentation croissante du pied de dune jusqu'à la crête avant de diminuer en arrière, caractérisant des dépôts de sable préférentiels en arrière de la dune. De plus, les variations des autres paramètres environnementaux les plus importantes ont été trouvées en arrière de la crête de la dune blanche, au niveau de ces dépôts de sable, et ont été plus marquées pour les BEEs. En effet, seul ce type de brèche a induit un effet positif sur la décomposition des litières et donc sur le fonctionnement de l'écosystème avec notamment la présence d'espèces végétales caractéristiques des zones perturbées (espèces pionnières). Ces dépôts de sable en arrière de la crête ont ainsi entraîné une augmentation de la décomposition des litières et ainsi de la fertilité du sol, de par à la fois le rajeunissement des tissus végétaux et la réduction de l'absorption des nutriments. En revanche, les BEOs n'ont pas montré d'effet significatif sur la composition de la végétation, certainement parce qu'à cet endroit (i.e., dans la dune embryonnaire) les espèces sont déjà très tolérantes à la perturbation et également, car il y n'y a pas eu d'accumulation de sable, mais seulement de l'érosion.

Au cours des deux années suivantes, les brèches expérimentales, aux dimensions plus adéquates, ont impacté le transport sédimentaire en favorisant soit l'accrétion verticale, soit le transport de sable avec un dépôt plus loin vers les terres. La perturbation engendrée par ces dépôts de sable a significativement impacté la composition des communautés végétales et la richesse spécifique menant à une augmentation de la diversité, contrairement aux prévisions des modèles théoriques d'écologie. En effet, les dépôts de sable ont stimulé la colonisation et la croissance d'espèces pionnières menant ainsi à un rajeunissement localisé des communautés végétales. Ces évolutions ont été plus marquées en arrière des BEEs qui ont favorisé le transport sédimentaire avec des dépôts plus vers les terres formant un lobe de dépôt. En revanche, les BEOs se sont rapidement remplis dès les premières tempêtes en favorisant l'accrétion verticale. Peu d'évolutions morphologiques et écologiques ont été enregistrées en arrière de ces brèches. Enfin, les conditions météorologiques hivernales jouent un rôle important dans cette dynamique. En effet, l'hiver 2018-2019 a été marqué par des conditions de vent extrêmement calmes,

qui ont principalement engendré un comblement des BEOs, initié le développement des lobes de dépôts en arrière des BEEs menant à un rajeunissement localisé des communautés végétales. En revanche, les vents plus violents de l'hiver 2019-2020 ont entraîné un développement des lobes de dépôt, multipliant leurs volumes jusqu'à six fois, et un rajeunissement des communautés végétales plus généralisé.

L'emplacement de la brèche dans le système joue un rôle important sur les réponses morphologiques et écologiques. En effet, malgré deux dimensionnements différents, les évolutions morphologiques et écologiques induites par les BEOs sont restées limitées. En effet, la végétation dominante dans la dune embryonnaire est déjà très tolérante à la perturbation. Au contraire, les BEEs ont favorisé un transport de sable vers l'arrière dune et montrent des signes d'évolutions similaires aux caoudeyres avec notamment la formation d'un lobe de dépôt en arrière. Les dépôts de sable en arrière des BEEs ont entraîné une augmentation du fonctionnement de l'écosystème ainsi qu'un rajeunissement local des communautés végétales dans ce système stressé. Ces réponses sont fortement influencées par les conditions éoliennes hivernales qui, lorsqu'elles sont intenses, peuvent mener à des dépôts de sable étendus sur l'ensemble du système dunaire, donnant lieu à un rajeunissement plus généralisé de la végétation et effaçant ainsi l'effet des brèches. Il est cependant essentiel de continuer à suivre ces évolutions durant les prochaines années afin de pouvoir appréhender ces réponses à moyen long terme. Néanmoins, la mise en place de brèches dans un système dunaire stabilisé et stressé permet de réintroduire une dynamique morphologique et écologique. Il serait donc intéressant de mettre en œuvre de futures expérimentations dans des secteurs dunaires en érosion chronique afin d'initier de nouvelles dynamiques favorisant la migration du système vers les terres.

Chapitre 6

Développement d'une méthode de classification de la végétation dunaire par imagerie hyperspectrale

6.1. Introduction

Ce chapitre a pour but de développer une méthode de classification précise des principaux types de sédiments et de couverts végétaux afin de caractériser la distribution spatiale des schémas de stabilité à travers les dunes littorales.

La surveillance de la distribution spatiotemporelle des communautés végétales, ainsi que des évolutions morphologiques, est essentielle pour améliorer notre compréhension de l'évolution des dunes littorales. Le suivi de la composition et l'abondance des espèces végétales dans les systèmes dunaires sont généralement réalisés à l'aide de quadra. Cette méthode permet un suivi des espèces végétales très précis, mais sur une couverture spatiale extrêmement faible, limitant la compréhension des évolutions des communautés à échelle locale, et notamment au niveau des écotones. Durant les dernières décennies, l'utilisation d'images multispectrales et hyperspectrales a montré un fort potentiel pour caractériser la dynamique spatiotemporelle de la végétation littorale (Adam et al., 2010). Si des méthodes hybrides ont été développées avec des images multispectrales pour tenter de discriminer la végétation à l'échelle de l'espèce, les images hyperspectrales offrent toujours une plus grande précision de classification à cette échelle (Hennessy et al., 2020). Enfin, malgré le fort développement de divers classifieurs, peu d'efforts ont été réalisés sur la génération de bibliothèques spectrales qui sont pourtant essentielles pour augmenter les performances de classification (Marcos Jiménez et Díaz-Delgado, 2015). L'objectif principal est donc de générer une cartographie précise de la couverture sédimentaire et végétale des dunes littorales, en utilisant une approche originale de classification basée sur les pixels en deux étapes.

L'étude a pris place sur une zone couvrant 18 km *alongshore* de système plage-dune sur la côte girondine (Sud-Ouest, France). Une image VNIR (Very Near InfraRed) de résolution 1 x 1 m a été obtenue par le survol d'un petit avion équipé d'une caméra hyperspectrale mesurant 160 bandes (de 409

nm à 987 nm). Puis, une orthomosaïque d'une résolution de 0,02 m, réalisée par photogrammétrie d'images drone, a été utilisée pour générer plusieurs masques afin d'extraire des points de contrôle de l'image aérienne VNIR (Laporte-Fauret et al., 2019). Ces derniers ont été utilisés pour générer des données d'entraînement et de validation. Enfin, des données hyperspectrales *in situ* des différents types de substrats (sable et végétaux) ont été mesurées par une caméra hyperspectrale (550 bandes de 300 nm à 900 nm). Leur position a été mesurée par GPS différentiel afin de déterminer les correspondances entre les données de terrain et aéroportées. Les données de terrain et de drones ont été utilisées pour évaluer la qualité des données aéroportées et générer une bibliothèque spectrale robuste. Dans un premier temps, un filtre d'indice spectral (NDVI) a été utilisé sur les pixels de l'image VNIR aéroportée afin de séparer les pixels en deux classes (sable ou végétation). Puis, un classifieur basé l'algorithme des forêts aléatoires (*Random Forest*), approprié pour la classification de la végétation côtière, a été utilisé pour discriminer les différentes espèces (9 espèces dans la classe végétation) et substrats sableux (2 sables dans la classe sable). Enfin, basées sur les levés saisonniers de végétation et leurs analyses statistiques, des valeurs d'indices de stabilité ont été calculées pour chaque classe (i.e., 11 classes).

Les résultats mettent en avant de très hautes performances pour la discrimination des substrats sableux (100 %) et des espèces végétales (92,5%). À l'échelle de la communauté, les espèces présentant des patches denses, larges et bien délimités affichaient une précision élevée (de 96 % à 100 %), tandis que les espèces présentant des patches isolés ou dispersés (surtout au cours des premiers stades de développement) affichaient une précision moindre (de 64 % à 82 %). Ces performances permettent de conforter l'utilisation de l'indice de stabilité à travers le système dunaire qui montre une grande variabilité spatiale. Il permet ainsi d'identifier les zones qui peuvent être plus vulnérables, généralement à cause d'un manque de couvert végétal, face aux tempêtes. Cette méthode est illustrée par un zoom de 1,1 km *alongshore* sur la zone d'étude. L'orthophoto colorée aérienne met en avant l'uniformité *alongshore* de cette zone avec un système dunaire bien végétalisé (Figure 6.1.a). Selon la classification, chaque espèce est bien classée dans sa communauté (Figure 6.1.b). De plus, il est possible d'observer la recolonisation par la végétation des dépôts de sable, s'étendant sur plus de 100 m *cross-shore* à travers la dune grise (Figure 6.1.b à $y = -550$ m), formés durant les violentes tempêtes hivernales de 2017-2018 (Laporte-Fauret et al., 2019). Cette zone affiche notamment un indice de stabilité légèrement plus faible que les zones plus stables comme à $y = -650$ m (Figure 6.1.c).

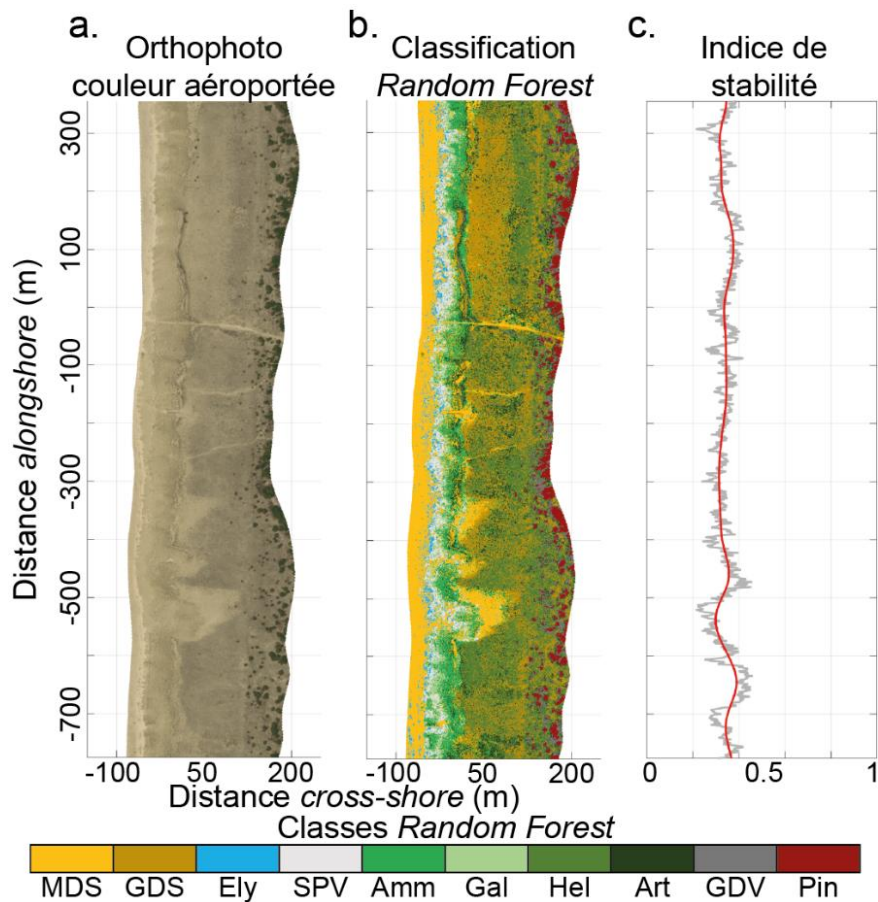


Figure 6.1. Zoom sur 1,1 km alongshore du site d'étude avec (a) l'orthophoto colorée aéroportée, (b) le résultat de la classification basée par Random Forest et (c) l'indice de stabilité.

Cette approche méthodologique peut devenir un outil efficace pour la gestion des dunes littorales notamment pour le suivi de la distribution des espèces végétales et des zones sableuses dans les dunes côtières. Elle peut permettre par exemple de suivre les différents stades de colonisation des zones sableuses par les espèces pionnières, l'invasion de *Pinus maritima* dans la dune grise, ou l'apparition et l'évolution des caudeyres. Les résultats obtenus ont fait l'objet d'une publication dans la revue *Remote Sensing* (publiée en juillet 2020) intitulée « Classification of Atlantic Coastal Sand Dune Vegetation Using In Situ, UAV and Airborne Hyperspectral data » (Laporte-Fauret et al., 2020b).

6.2. Développement de la classification de la végétation dunaire (Laporte-Fauret et al., 2020b, *Remote Sensing*)

Abstract: Mapping coastal dune vegetation is critical to understand dune mobility and resilience in a context of climate change, sea level rise and increased anthropogenic pressure. However, the identification of plant species from remotely sensed data is tedious and limited to broad vegetation communities, while such environments are dominated by fragmented and small-scale landscape patterns. On June 2019, a comprehensive multi-scale survey including UAV, hyperspectral ground and airborne data, was conducted along approximately 20 km of coastal dune system in southwest France. The objective was to generate an accurate mapping of the main sediment and plant species ground cover types in order to characterizing the spatial distribution of coastal dune stability patterns. Field and UAV data were used to assess the quality of airborne data and generate a robust end-member spectral library. Next, a two-step classification approach, based on normalized difference vegetation index and Random Forest classifier, was developed. Results show high performances with an overall accuracy of 100 % and 92.5 % for sand and vegetation ground cover types, respectively. Finally, a coastal dune stability index was computed across the entire study site. Different stability patterns were clearly identified along the coast, highlighting for the first time the high potential of this methodology to support coastal dune management. Future work will be required to use hybrid hyperspectral pixel-based and high-resolution object-oriented approaches to further increase mapping resolution.

6.2.1. Introduction

The formation and evolution of coastal sand dunes, which back sandy beaches, result from complex interactions between marine and aeolian sediment transport, plant ecosystem-engineering effects, coastal and beach topography, and storms (Swift, 1996; Short et Hesp, 1982; Nordstrom, 2000; Hesp, 2002; Psuty, 2008; Zarnetske et al., 2012, Hesp et Walker, 2013). When not destroyed by human activity, foredunes are formed by an accumulation of wind-blown sand, which is trapped by plant species tolerant to sand burial. Indeed, once pioneer species that are tolerant to salinity and sand burial colonize a shoreline, a positive feedback occurs between the trapped sand settling and the pioneer species colonization leading to the construction of the foredune (Zarnetske et al, 2012). This foredune provides a shelter, reducing landward sand transport, and favors the colonization of vegetation species that are not tolerant to sand burial, promoting plant succession, and, thus, an increase in vegetation cover and stabilization of the dune system (Oosting, 1945; Barbour et al., 1985; Wilson et Sykes, 1999). In addition, vegetated coastal dunes provide many other ecosystem services, acting as a natural and effective barrier against marine flooding and storm waves and greatly enhancing beach resilience (Houser et al., 2015), plant ecological niches, pollutant filtration, or nesting sites (Martinez et al., 2013). However, the development of tourist activities in these environments can lead to a strong degradation

of the ecosystem and of the beach-dune system (Martinez et al., 2013). As dunes play an important role in the protection from waves and flooding during storms by acting as a natural barrier, in recent decades, many management plans have been proposed to prevent erosion and promote dune stabilization at the detriment of natural processes. These management strategies generally include beach nourishment (Bakker et al., 2012), vegetation planting (Arens et al., 2001), sand fencing (Ruz et Anthony, 2008), or mechanical reprofiling (Nordstrom et Arens, 1998). Recently, in some regions of the world, this method of stabilization has been challenged by another method that encourages the dynamism of the environment in order to restore dune diversity and mobility (Nordstrom et al., 2000; Jackson et Nordstrom, 2013; Castelle et al., 2019). Indeed, coastal dune vegetation can affect the vulnerability of coastlines by determining the maximum height of the foredune, but also their resilience, by modifying sand mobility (Durán et Moore, 2013; Seabloom et al., 2013). Therefore, coastal dunes play a crucial role for the future of sandy coasts (Seabloom et al., 2013; Psuty et Silveira, 2010). In this context, mapping and monitoring the spatial and temporal distribution of plant communities, together with morphological changes, is critical to improve our understanding of coastal dune changes in response to natural forcing. This is crucial for management strategies, ultimately for designing optimal sustainable development of these systems.

During the last few decades, multispectral and hyperspectral optical imagery showed high potential to characterize spatial and temporal dynamics of coastal vegetation (Adam et al., 2010; Marzioletti et al., 2019; De Giglio et al., 2019). When combined with exogenous data, these methods can answer ecological (Lawley et al., 2016) and geomorphological (Valentini et al., 2020) questions across a wide range of scales. While airborne-based hyperspectral applications attempted to discriminate vegetation at the species level, satellite-based multispectral approaches were mainly limited to the identification of broad vegetation communities in fine-scale (1 m) and complex mosaic landscapes (Adam et al., 2010). Because of reduced costs and time efforts, recent developments mainly focus on multispectral approaches. They attempt to address and partially overcome the species detection limitation using increased sensor capacities and methodological advances. For instance, based on phenological features derived from multiyear time series of satellite images, phenology-based mapping approaches allow us to address low biomass and highly fragmented systems (Marzioletti et al., 2019). Hybrid pixel-based and object-oriented approaches using spectral and textural information at high (Rapinel et al., 2014; Medina Machín et al., 2019) and very-high (De Giglio et al., 2019) resolutions demonstrate a high potential for discrimination of plant species and fine scale interspersed coastal plant communities.

However, despite these improved performances, hyperspectral applications still provide higher classification accuracies at species level than multispectral approaches (Hennessy et al., 2020). In the past years, a lot of effort was dedicated to the development and comparison of different classifiers (Filippi et al., 2006; Timm et al., 2012). However, few studies focused on the methodology to generate

an end-member spectral library (Valentini et al., 2020; Medina Machín et al., 2019), which is a key issue to increase performances and provide automated and repeatable methods (Schmidt et Skidmore, 2003; Marcos Jiménez et al., 2015).

Our main objective in this study is to produce an accurate mapping of a large number of ground cover types, including sediment, individual plant species, and broad plant communities, using an original two-step pixel-based classification approach. This approach, based on a normalized difference vegetation index (NDVI) and Random Forest classifier (RF), was developed from a comprehensive dataset composed of an unmanned aerial vehicle (UAV), hyperspectral ground, and airborne data. In addition, we also aim to examine the spatial distribution of sediment and vegetation in order to characterize coastal dune stability patterns that are important from the perspective of sustainable coastal dune management.

6.2.2. Study Area

The study site is composed of beach-dune systems extending approximately 18 km alongshore in Aquitaine, southwest France, from the Horizon beach to Grand Crohot beach (Figure 6.2.a). This preserved area, which is characterized by the absence of coastal resort and hard structures, represents an ideal natural laboratory that has been used for assessing beach-dune evolution (Castelle et al., 2017b; Laporte-Fauret et al., 2019), plant-plant interactions, and community composition (Forey et al., 2008; Forey et al., 2010; Le Bagousse-Pinguet et al., 2010; Laporte-Fauret et al., 2021a). Beaches are meso-macrotidal with a mean annual spring tide of 3.7 m (Castelle et al., 2015). The coast is exposed to high-energy waves generated in the North Atlantic Ocean. Winter wave energy shows large interannual variability, which can lead to dramatic coastal dune erosion during severe winters (Castelle et al., 2015; Castelle et al., 2017b). Contrary to further north along the coast, where chronic erosion can reach 5 m/y, the shoreline at the study area has been relatively stable over the past 65 years (Castelle et al., 2018b; Laporte-Fauret et al., 2020a). The large aeolian sand dunes have been formed through a mixture of natural Aeolian and biological processes and large-scale anthropogenic works, primarily (Robin et al., 2020a): (1) erection of a foredune by progressive fencing at the end of the 19th century and (2) extensive dune reprofiling with large-scale mechanical aid and marram planting (Barrère, 1992; Prat et Auly, 2010). Since then, the coastal dune system has been softly managed by marram grass planting and branching, particularly to prevent the development of blowouts. Current coastal dune height reaches 20 to 25 m above mean sea level, with a width of approximately 250 m, and is composed, from the sea to the inland, of (1) the incipient foredune formed by Aeolian sand deposition; (2) the established foredune, a shore-parallel dune ridge formed on the backshore by Aeolian sand deposition and vegetation; (3) the transition dune; and (4) the grey dune, occupying the most inland position closest to the forest. Vegetation zonation follows these four morphological units in relation to plant species

tolerance to physical disturbance (erosion and accretion due to marine and wind activity) (Figure 6.2.b) (Hesp, 2002; Forey et al., 2008).

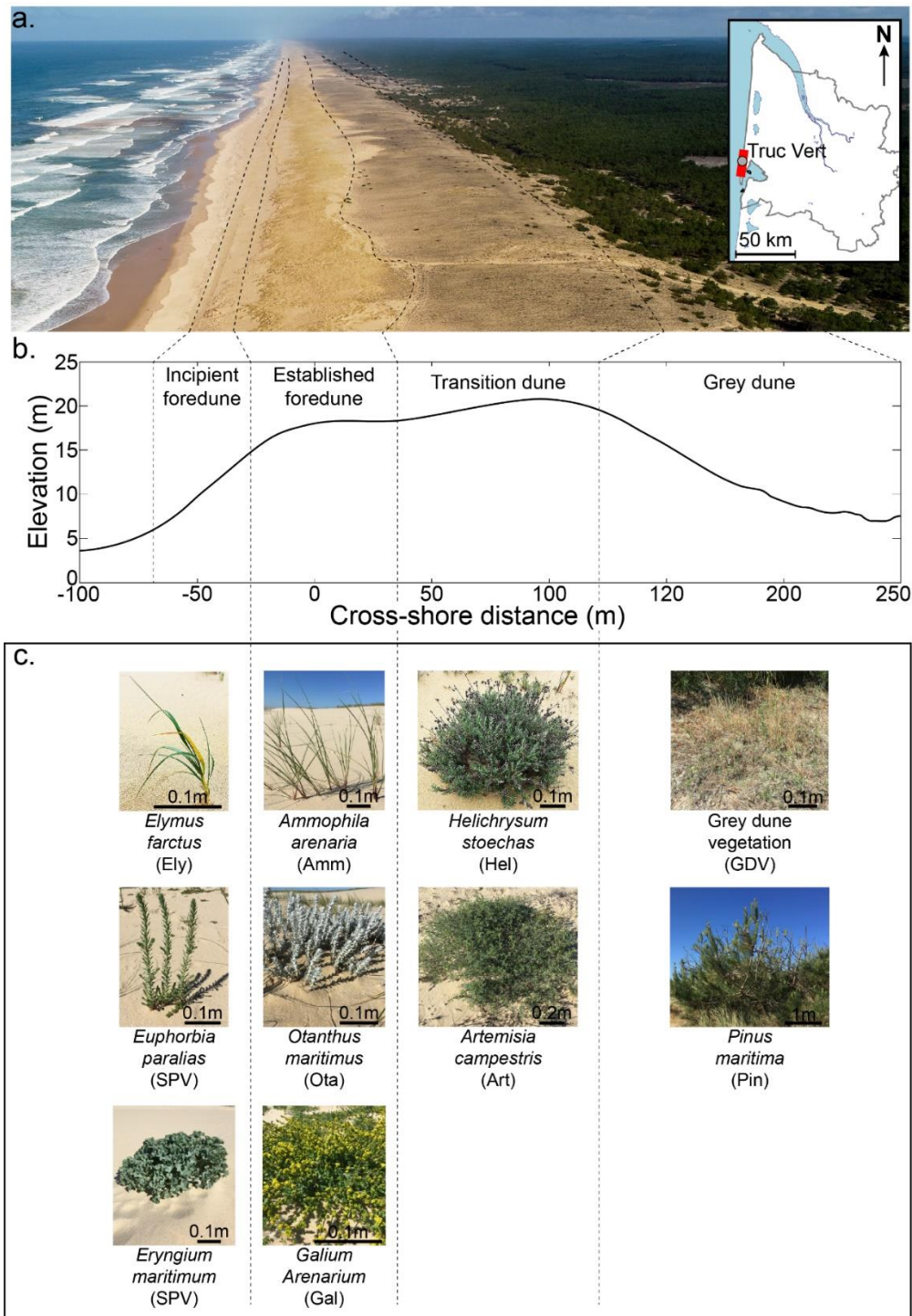


Figure 6.2. (a) Location map and aerial photograph of Truc Vert beach, representative of southwest France beaches with a well-managed alongshore-uniform coastal dune; the red line on the location map indicates the 18 km of coastline studied; (b) cross-shore profile of the Truc Vert beach/dune system, showing the different coastal dune units; and (c) photographs of the dominant coastal dune plant species.

The incipient foredune (the most disturbed unit subject to marine and Aeolian action) is mainly colonized by *Elymus farctus* (Ely, Figure 6.2.c). This pioneer species can rapidly grow in this habitat because of its high tolerance to sand deposition and the increase in sediment fertility provided by organic matter brought by the sea and the decrease in atmospheric stress due to the water spray (Forey et al., 2008). The associated pioneer species (*Euphorbia paralias* and *Eryngium maritimum*, Figure 6.2.c) mainly form diffuse patches with low vegetation cover (<30%) (Forey et al., 2008).

The established foredune (a less disturbed unit mainly subject to Aeolian action) is largely dominated by *Ammophila arenaria* (Amm, Figure 6.2.c), a species which was used for dune building due to its long leaves, which trap the windblown sand and its dense root network promoting dune stabilization. The plantation of *Ammophila arenaria* is still used nowadays by coastal dune stakeholders for promoting dune recovery after severe winter storms. Other species are *Otanthus maritimus* (Ota, Figure 6.2.c), generally pure low-density patches on the established foredune ocean face, and *Galium arenarium* (Gal, Figure 6.2.c), forming dense patches of several tens of meters on the established foredune inland face when fully developed at the end of spring. The incipient foredune (IFS) and established foredune (EFS) sands are both characterized by a highly mobile surface sand (for mobile dune sand (MDS)), with a median grain size of 414 μm (Laporte-Fauret et al., 2021a).

Behind the established foredune is the transition dune (more stable and less subject to sand burial), colonized by perennial species, primarily *Helychrisum stoechas* (Hel, Figure 6.2.c) and *Artemisia campestris* (Art, Figure 6.2.c), the latter developing dense patches extending a few meters horizontally. Here, the grains of sand are slightly finer (median grain size of 389 μm (Laporte-Fauret et al., 2021a)) and are mixed with plant debris (grey dune sand (GDS)).

Finally, the grey dune (highly stable and mostly sheltered from sand sprinkling during winter storms) is at the junction between the herbaceous and forest environments. It is characterized by the presence of mosses, lichens, the perennial grass *Corynephorus canescens*, many small annuals (*Phleum arenarium*, *Cerastium glomeratum*, *Vulpia membranacea*, and *Senecio vulgaris*), and woody species such as *Pinus maritima* (Pin, Figure 6.2.c). In addition, it is an environment of high floristic interest, which is classified as a priority natural habitat by the European commission (Habitat Code 2130 in the Habitat Directive 62/43 (of 21 May 1992, applicable in France since 1994)).

Plant species and natural habitats previously described allow us to define 11 plant communities and sand cover classes (Amm, Gal, Hel, Art, Ely, Ota, MDS, GDS, sparse vegetation (SPV), grey dune vegetation (GDV), Pin, see Table 6.1), which, for the most part, play a major role in the morphological and ecological processes of the coastal dunes in southwest France (Forey et al., 2008). SPV (i.e., Sparse vegetation, Figure 6.2.c) gathers some species of the incipient foredune (i.e., *Euphorbia paralias* and *Eryngium maritimum*), which cannot be radiometrically discriminated between them with a 1 m² resolution sensor due to the very low coverage and very small scale of features. For the same reasons,

grey dune vegetation (GDV; Figure 6.2.c) gathers some species of the grey dune (i.e., *Corynephorus canescens*, *Phleum arenarium*, *Cerastium glomeratum*, *Vulpia membranacea*, and *Senecio vulgaris*). These species are interspersed with each other in very dense features. The eastern boundary of the study site is defined by the iso-contour of topographic elevation $z = 12$ m, which corresponds to the middle of the grey dune inland face. The western boundary is defined as the beach—incipient foredune limit monitored on 21 May 2019 using an all-terrain vehicle (ATV), equipped with a differential global positioning system (DGPS).

Table 6.1: *Sampling strategies and the number of collected points for the different plant species and sand types. The choice of the sampling strategy depends on the patch size (large patch ≥ 1 m²; small patch < 1 m²; very small patch $\ll 1$ m²), optical homogeneity, and species diversity in a 1×1 m² pixel. List of acronyms: Amm (*Ammophila arenaria*), Gal (*Galium arenarium*), Hel (*Helychrisum stoechas*), Art (*Artemisia campestris*), Ely (*Elymus farctus*), Ota (*Otanthus maritimus*), MDS (Mobile Dune Sand), GDS (Grey Dune Sand), SPV (Sparse Vegetation), GDV (Grey Dune Vegetation), Pin (*Pinus marimima*), IFS (Incipient Foredune Sand), EFS (Established Foredune Sand).*

Classes	Characteristics of Ground Covers	Sampling Strategy	# Collected Replicates
Amm	Large patches	Field 9 points / quadra	90
Gal	Large patches	Field 9 points / quadra	90
Hel	Large patches	Field 9 points / quadra	90
Art	Large patches	Field 9 points / quadra	90
Ely	Small patches	Field 1 point / quadra	30
Ota	Small patches	Field 1 point / quadra	30

MDS	Spatially homogeneous	Field	30 (IFS)
		1 point / quadra	30 (EFS)
GDS	Spatially homogeneous	Field	30
		1 point / quadra	
SPV	Very Small patches	Airborne	176
	High intra-pixel diversity	Mask extraction	
GDV	Very Small patches	Airborne	203
	High intra-pixel diversity	Mask extraction	
Pin	Height >1 m	Airborne	159
		Mask extraction	

6.2.3. Materials and Methods

6.2.3.a. Airborne Hyperspectral Data

On 18 June 2019, the 18 km coastline of the study site was flown over by a Chieftain PA31-350 aircraft from PIPER (Vero Beach, FL, USA) operated by PIXAIR company, equipped with a Visible Near InfraRed (VNIR) hyperspectral HySpex VNIR 1600 camera from Norsk Elektro Optikk, Skedsmokorset, Norway, operated by the Laboratory of Planetology and Geodynamics (LPG) and measuring 160 spectral channels (from 409.23 nm to 987.08 nm in steps of 3.61 nm, with a 4.5 nm spectral resolution) and an angle of aperture of 17°. The record of the aircraft attitude, with the fast inertia measurement unit (IMU), coupled to the accurate global positioning system (GPS) of POS AV AP50 OEM (IMU-8) from Applanix (Richmond Hill, Ontario, Canada) mounted in the dual wavelength Light Detection and Ranging (LiDAR) Titan of Teledyne Optech Incorporated (Vaughan, Ontario, Canada) was provide by the LiDAR Nantes-Rennes university platform, and the trajectory was calculated by GEOFIT Expert Company (Nantes, France). The images acquired by the VNIR camera were transformed into luminance from a sensor factory calibration and were georeferenced using the airborne trajectory with Airborne Optical Scanner Data (PARGE) v3.4 software (ReSe Applications LLC, Wil, Switzerland) (Richter, 2014). The overlap between each image was 45% to avoid gaps between irregular flight lines, but only the pixels with the best angle of incidence were kept to minimize the directional effect, as discussed in (Richter, 2014). Moreover, as discussed in (Combe et al., 2006), this also minimizes the strong deviations induced by the different spatial resolutions and the distances

to the target between field measurements and remote acquisitions (Friedl et al., 1995; Chen, 1999). Atmospheric corrections were then applied with Atmospheric and Topographic Correction (ATCOR-4) v7.3 software (ReSe Applications LLC, Wil, Switzerland) (Richter, 2014) in order to obtain a VNIR image with a resolution of 1×1 m. Using the ASD FieldSpec3 FR spectrometer (Malvern Panalytical Ltd., Royston, UK) of the LPG laboratory, a final spectral intensity adjustment was applied to ensure the best matching between airborne and a single ground reflectance of dry sand, removing the weak anomalous spectral undulation that remained after the atmospheric compensation (Launeau et al., 2017).

6.2.3.b. UAV Data

On 19 June 2019, a UAV survey covering 4 km of beach dune system at Truc Vert beach was conducted with a DJI Phantom 4 Pro quadricopter, equipped with a 20 MPix camera. Photogrammetry algorithms from the Agisoft Metashape software v1.5, together with the presence of 36 adequately distributed permanent ground control points, allowed generating of a 0.02 m resolution orthomosaic, with a planimetric error of 0.019 m and 0.026 m for the x axis and y axis, respectively (Laporte-Fauret et al., 2019). Based on the primary authors expertise on photointerpretation of existing cover types from UAV imagery, the georeferenced orthomosaic was used to generate a suite of masks that allowed extracting control points from airborne VNIR images. A total of 1488 control points (ranging from 63 to 203 per class) were used to generate validation points in order to assess the performances of supervised classification. For only three classes (GDV, Pin, and SPV), control points also allowed the extraction of random training points, which are independent of validation points. First, dense and extensive areas associated with the 11 ground cover types were visually located and digitized on the orthomosaic. These masks were then used to extract the control points from the airborne VNIR image (Figure 6.3).

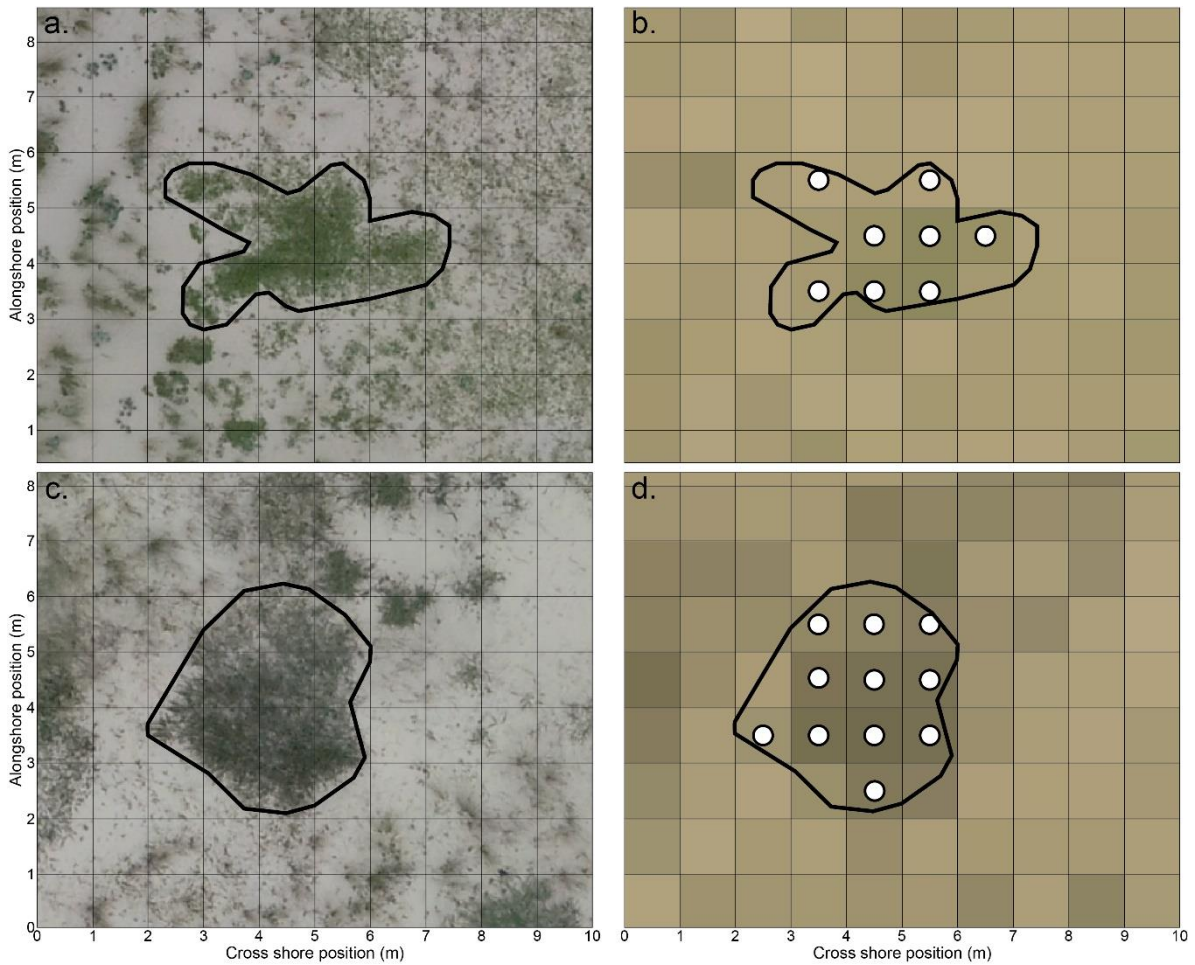


Figure 6.3. Zoom in on a *Galium arenarium* patch using (a) a 0.02 m resolution unmanned aerial vehicle (UAV) orthomosaic and (b) a 1 m resolution airborne pseudo-color VNIR image. Zoom in on an *Artemisia campestris* patch using (c) an UAV orthomosaic and (d) an airborne image. The black lines represent the contour of the vegetation patch, and the white dots the pixels are used as control points.

6.2.3.c. Ground Hyperspectral Data

On June 25th, 2019, a radiometric ground survey was carried out at Truc Vert beach, in order to collect the *in situ* remote sensing reflectance spectra of different coastal dune cover types. Hyperspectral measurements were performed in the 400–900 nm spectral range (every 3 nanometers) from two radiometrically-calibrated TriOS-RAMSES sensors. The radiance sensor was pointed downward to measure the upward signal of the substrate ($L_u(\lambda)$, $W.m^{-2}.sr^{-1}.nm^{-1}$), while the irradiance sensor was pointed upward to measure the downward irradiance ($E_d(\lambda)$, $W.m^{-2}.nm^{-1}$). The radiance sensor had a field of view of 7°. It was mounted on a tripod 1.2 m above the ground (Figure 6.4.a) and provided field samples with a unit area of 0.017 m². Radiance and irradiance measurements were performed simultaneously, as in Friedl et al. (1995). The remote sensing reflectance ($R_{rs}(\lambda)$, sr⁻¹) was then calculated

as the ratio of $L_u(\lambda)$ to $E_d(\lambda)$. Note that, for brevity, hereafter we did not include the reference to the spectral dependency.

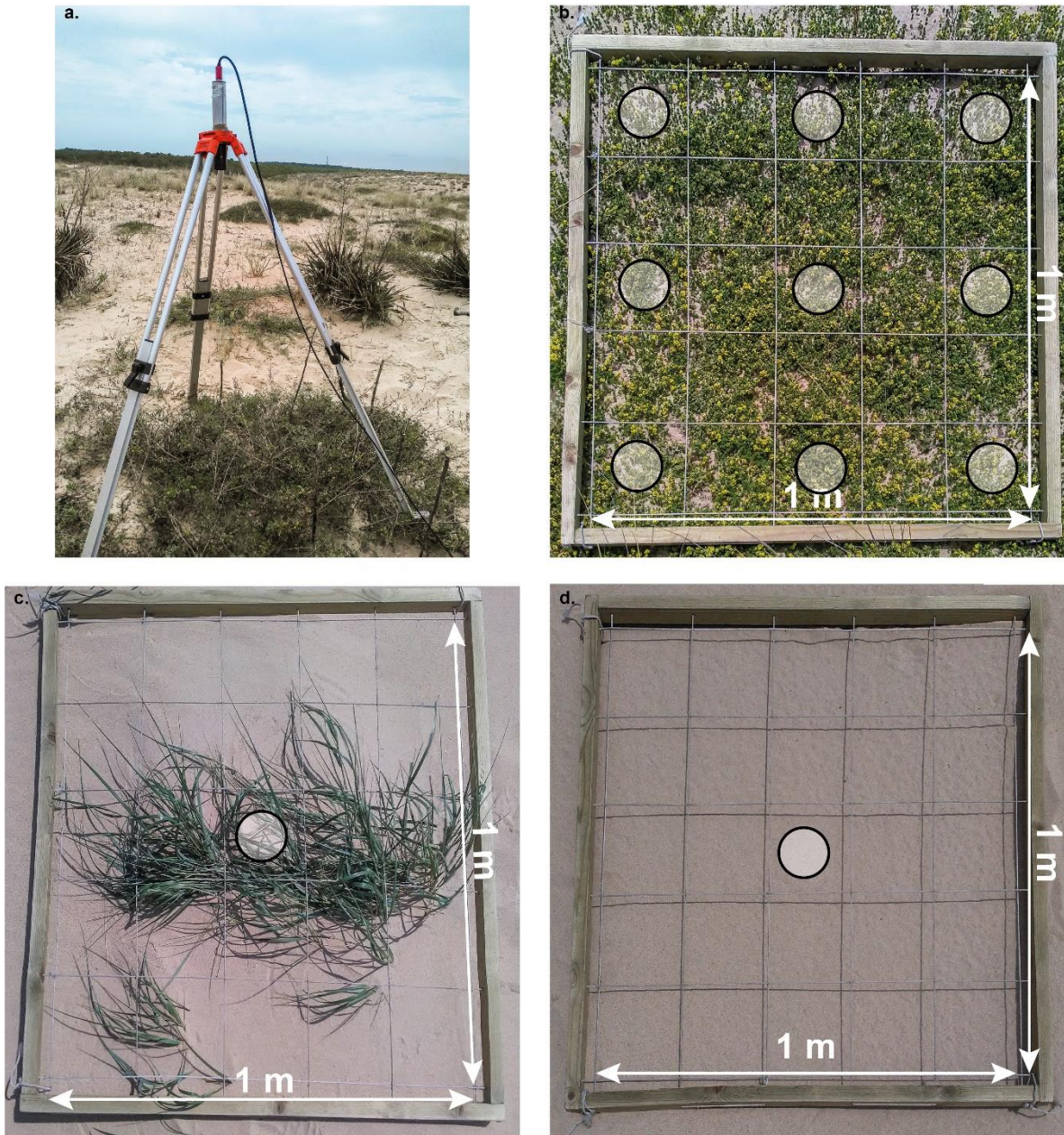


Figure 6.4. Photos taken at the study site on 25 June 2019, showing (a) the deployment mode of radiance TriOS-RAMSES sensor on tripod 1.2 m and the heterogeneity of the optical signal of vegetation and sand covers over unit area of 1 m^2 , requiring an adaptive sampling strategy for (b) large vegetation patches (example of *Galium arenarium*); (c) plant species with isolated individuals, or sparse cover (example of *Elymus farctus*); (d) bare dune sand (example of the mobile sand dune).

In complex and very fine-scale fragmented vegetation mosaics, due to a high intra-patch variability of density and vegetation cover, ground R_{rs} spectra are the result of a linear spectral mixture between plant species and soil contributions. Sampling strategies and number of collected points,

summarized in Table 6.1, were designed to collect the ground reference R_{rs} spectra (R_{G-REF}) of each plant species and sand types with the lowest mixing percentage. Ground measurements were performed in $1 \times 1 \text{ m}^2$ representative field sites dominated by one ground cover type. For plant species with patches equal or larger than 1 m^2 (Amm, Gal, Hel, Art), a $1 \times 1 \text{ m}^2$ quadra was used to collect R_{rs} at nine points homogeneously distributed over features with dense cover (Figure 6.4.b). For plant species characterized by isolated individuals or patches with sparse vegetation covers (Ota and Ely) and for sand types (IFS, EFS and GDS), three replicates of R_{rs} measurements were performed on individuals showing the highest vegetation cover (Figure 6.4.c) and on spatially homogeneous sites (Figure 6.4.d), respectively. Then, for each ground cover type, R_{G-REF} was computed by averaging all R_{rs} spectra.

It is important to note that no field measurements were performed for SPV, GDV, and Pin. SPV and GDV habitats were characterized by a high spatial variability of intra-patch diversity, which was difficult to record. In addition, the instruments were not suitable to measure Pin species reflectance, due to their height ($>2 \text{ m}$).

Associated with radiometric measurements, geo-positioning data using a differential Global Navigation Satellite Systems (DGNSS) system were collected in order to generate matchups for comparison between ground and airborne hyperspectral data. Finally, a linear interpolation was applied to field data in order to make them compatible with the spectral bands of airborne data.

6.2.3.d. Pixel-Based Classification

6.2.3.d.1. End-member spectra

End-member spectra associated with the 11 vegetation and sand cover classes were generated from airborne VNIR training points. For SPV, GDV, and Pin habitats, 50 R_{rs} spectra per ground cover type were randomly extracted from their respective training masks. For other types of ground cover, methodology was based on the extraction of 3×3 sub-images centered on field measurement locations. These sub-images allowed to compute for each ground cover types the mean R_{rs} spectra, so called here, the airborne reference R_{rs} spectra (R_{A-REF}), and the airborne reference standard deviation. Assuming that the spectral variability follows a normal distribution, 50 R_{rs} spectra per ground cover type were next randomly computed in order to generate the training dataset. In order to take into account all the cross-shore variability associated with MDS, this class was specifically composed of 25 spectra of IFS and 25 spectra of EFS. In total, the vegetation and sand reference dataset consisted of 550 spectra. This procedure allowed reproducing a spectral mixing range statistically representative of the study site.

The mixing percentage, α , ranging from 0 to 1, could be derived from the linear spectral mixture model:

$$R_{mod} = \alpha \times R_{G-REF;Sdi} + (1 - \alpha) \times R_{G-REF;Spj} \quad (2)$$

with R_{mod} , the modeled R_{rs} ; $R_{G\text{-REF};Sdi}$, the ground reference R_{rs} spectrum of sand type i ; $R_{G\text{-REF};Spj}$, the ground reference R_{rs} spectrum of plant species j . A root mean square cost function between airborne R_{rs} and R_{mod} was implemented to estimate α values and then generate its statistical distribution for each plant species.

6.2.3.d.2. Normalized Difference Vegetation Index filter

Prior to applying a supervised classification of the airborne VNIR image, we conducted a first experiment using a spectral index in order to differentiate pixels with and without vegetation covers. This first step was crucial in sparse and very fine-scale fragmented vegetation mosaics. In $1 \times 1 \text{ m}^2$ pixels with a low but ecologically significant presence of vegetation, the percentage of sand contribution in the mixing R_{rs} spectrum can be high and then may generate misclassified points between vegetation and sand. The Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) has been proven to be useful for ground cover type characterization (Chen, 1999; Launeau et al., 2017; Hommersom et al., 2012), including more specifically coastal dune areas (Marzialetti et al., 2019). The NDVI was computed as:

$$NDVI = \frac{R_{rs}(\lambda_{NIR}) - R_{rs}(\lambda_R)}{R_{rs}(\lambda_{NIR}) + R_{rs}(\lambda_R)} \quad (3)$$

where the subscripts *NIR* and *R* are associated with the near-infrared and red bands, respectively. The differentiating procedure of sand and vegetation covers is based on a NDVI threshold value. The most relevant value was objectively determined using a statistical analysis on the end-member NDVI values.

6.2.3.d.3. Random forest

After having separated the observations into two separate classes (sand or vegetation cover) based on the NDVI index, a Random Forest (RF) classifier (Breima, 2001) was considered for pixel based classification, as shown in Figure 6.5. RF is a suitable algorithm for coastal vegetation classification, because of its stability and ability to discriminate ground cover differences (Marzialetti et al., 2019; Timm et al., 2012; Proença et al., 2019; Juel et al., 2015; Correll et al., 2019). When applying the RF classifier, the classification map is accompanied by an accuracy map, which contains the indicator of the confidence degree of the classification. More precisely, the RF classifier is composed of a set of different individual base classifiers (decision trees), each tree giving a decision, and the final decision corresponds to the majority vote. The degree of confidence is obtained as the percentage of individual classifiers that provided a decision equal to the final one.

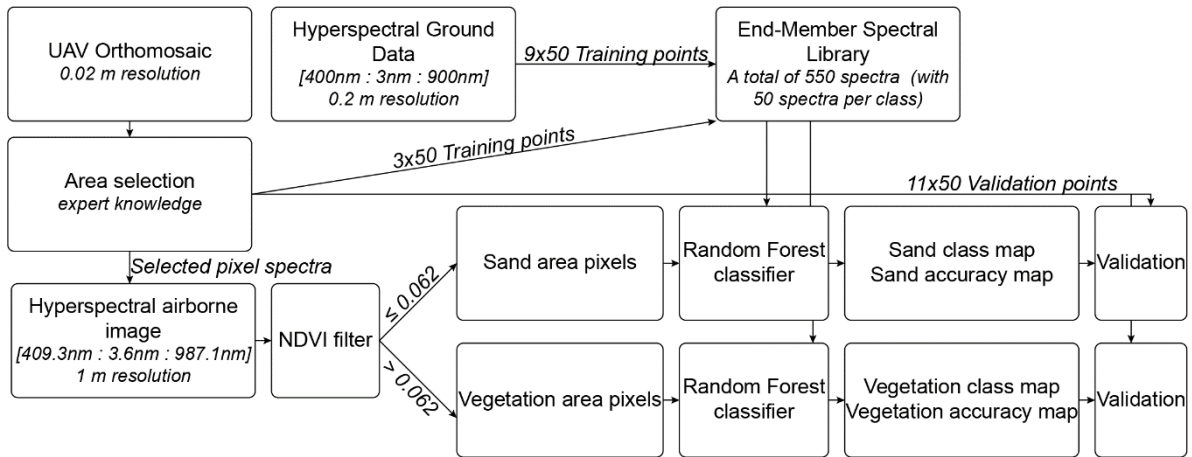


Figure 6.5. Flow chart depicting the different steps employed in the airborne VNIR image classification.

Accuracy assessment was performed through the confusion matrix, with dimensions equal to the number of classes, from which the overall accuracy was extracted. The agreement between classified points and ground truth was based on a dataset of 550 validation points, *i.e.* 50 validation points were randomly extracted for each of the eleven cover masks. For SPV, GDV, and Pin vegetation, we removed training points prior to the extraction of validation points.

6.2.3.e. Stability index

Based on seasonal surveys of vegetation abundance at this coastal dune system, (Laporte-Fauret et al., 2021a) showed that plant species were spread out according to their tolerance to disturbance, which in this system is primarily driven by sand burial. This distribution can be seen in appendix 6.1 in the correspondence analysis where plant species have a perfect cross shore distribution along the first axis, representing a disturbance gradient, going from the most disturbed habitat (incipient foredune) to the most stable one (grey dune). Thus, it is possible to extract the CA axis 1 coordinate of each plant species and to associate a value between 0 (highly disturbed) and 1 (highly stable). A value of 0 was associated to the bare sand (MDS and GDS), 1 to Pins and the value of SPV and GDV corresponded to the mean axis value of species representing these classes (*i.e.* *Euphorbia paralias*, and *Eryngium maritimum* for SPV and *Phleum arenarium*, *Cerastium glomeratum*, *Corynephorus canescens*, *Vulpia membranacea* and *Senecio vulgaris* for GDV) (Table 6.2), calculating a mean stability index for each cross shore transects.

Table 6.2. Coordinate of each class on the first axis of the correspondence analysis and their associated stability index.

Class	Axis 1 value (Laporte-Fauret et al., 2021a)	Stability index
MDS	-	0
GDS	-	0
Ely	-1.12	0.20
Ota	-0.83	0.25
SPV	-0.76	0.27
Amm	-0.33	0.35
Gal	0.14	0.43
Art	0.90	0.57
Hel	1.75	0.73
GDV	2.14	0.8
Pin	-	1.0

6.2.4. Results

6.2.4.a. Analysis of Spectral signatures of ground cover types

Mean R_{G-REF} displays sharp spectral characteristics, which allows discriminating the different ground cover types (Figure 6.6.a). The spectral signature of MDS and GDS is monotonically increasing from blue to near-infrared (NIR) wavelengths. For any spectral bands, GDS shows lower R_{rs} values than MDS, due to the presence of high concentrations of black organic debris strongly absorbing the incident irradiance. R_{G-REF} spectra of Ely, Gal, Art show a typical spectral behavior of plant covers with a minimum value at 680 nm and a sharp increasing in the red edge region (680-750 nm), due to leaf pigment absorption in red and leaf cellular scattering in NIR spectral bands, respectively (Hennessy et al., 2020). For Ota, Amm, and Hel, R_{G-REF} spectra are the result of the spectral mixture between sand and plant species. The sand percentage is higher for Ota which has very scattered patches. It is weaker for Hel. The sampled features have very sharp outlines and are very dense. However, their feature surface is less than 1 m², and two of the nine sampled pixels are dominated by GDS cover.

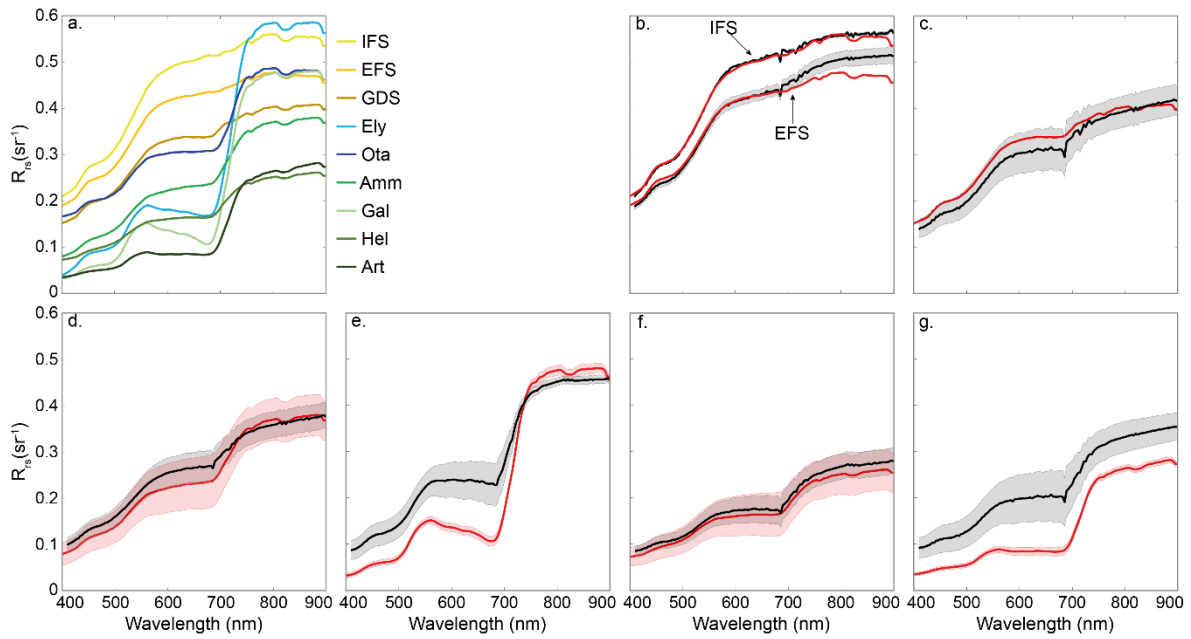


Figure 6.6. (a) Mean ground reference R_{rs} spectra (R_{G-REF}) and comparison with mean airborne reference R_{rs} spectra (R_{A-REF}) for (b) IFS and EFS, which compose MDS, (c) GDS, (d) *Ammophila arenaria* (Amm), (e) *Galium arenarium* (Gal), (f) *Helychrisum stoechas* (Hel), and (g) *Artemisia campestris* (Art) covers. Black and red lines are associated with R_{A-REF} and R_{G-REF} , respectively. Grey and red areas correspond to the 95% confidence interval of R_{A-REF} and R_{G-REF} , respectively. For field data, an up-scaling procedure (Verbesselt et al., 2010) was used to convert field variance into equivalent airborne variance.

Field and airborne hyperspectral data show good agreement, except for Gal and Art. IFS and EFS, which are characterized by a high optical homogeneity of the substrate into the 3×3 box, have the lowest mean relative difference (MRD), with a value of 1.0 % and 3.7 %, respectively (Figure 6.6.b). Spectral agreement is better for visible wavelengths (0.8 % and 1.4 % for IFS and EFS, respectively) than for NIR bands (1.3% and 6.9%). GDS, Amm, and Hel, which are characterized by a slight heterogeneity into the 3×3 box, have MRD values of 6.3 %, 9.9 %, and 7.5 %, respectively (Figure 6.6.c, 6.d, 6.e). On the opposite, field and airborne R_{rs} spectra of Gal and Art are significantly different in magnitude with MRD value of 57.7 % and 92.5 %, respectively. These differences are due to the non-alignment between airborne grid and field quadrats. While field measurements recorded R_{rs} over dense and homogeneous plant features, airborne measurements recorded R_{rs} of ground covers composed of sand and vegetation. The mixing percentages (see Eq. 2) associated with the Gal and Art R_{A-REF} are estimated to 51 % (MRD = 3.5 %) and 46 % (MRD = 2.0 %), respectively.

R_{rs} spectra of sand ground covers (Figure 6.7.a and 7.b) display a high spectral variability, which takes into account the cross-shore variability of sand and the variability of black organic debris concentration for MDS and GDS, respectively. Spectral characteristics of plant ground cover R_{rs} of established foredune and transition dune show a high mixing percentage with sand. High similarity is

observed between Ely (Figure 6.7.c), SPV (Figure 6.7.d), MDS spectra, and Amm (Figure 6.7.f), Hel (Figure 6.7.h), GDS spectra, respectively. On the opposite, R_{rs} spectra of GDV and Pin classes show spectral signatures significantly different than R_{rs} spectra of sand classes. The spectral similarity between some mixed plant species and sand classes can generate misclassified pixels which impact the performance of supervised classifications. Prior to applying supervised classifications, NDVI was used to differentiate sand and plant ground covers. Several combinations of spectral bands were tested and the best results were achieved using the red-edge bands of 680 nm and 750 nm. Figure 6.7.1 shows statistics of NDVI values for the eleven ground cover classes. The first, second and third quartiles of MDS and GDS are 0.019, 0.025, 0.038 and 0.038, 0.049, 0.061, respectively, while they are 0.066, 0.074, 0.081 for Hel which displays the lowest difference. A one-way analysis of variance, followed by pair-wise comparisons, confirms that the difference between sand and plant species classes are statistically significant (p -value ≤ 0.001). Based on these results, we selected the threshold value of 0.062 to differentiate sand and plant ground covers (see appendix 6.2 for the NDVI map).

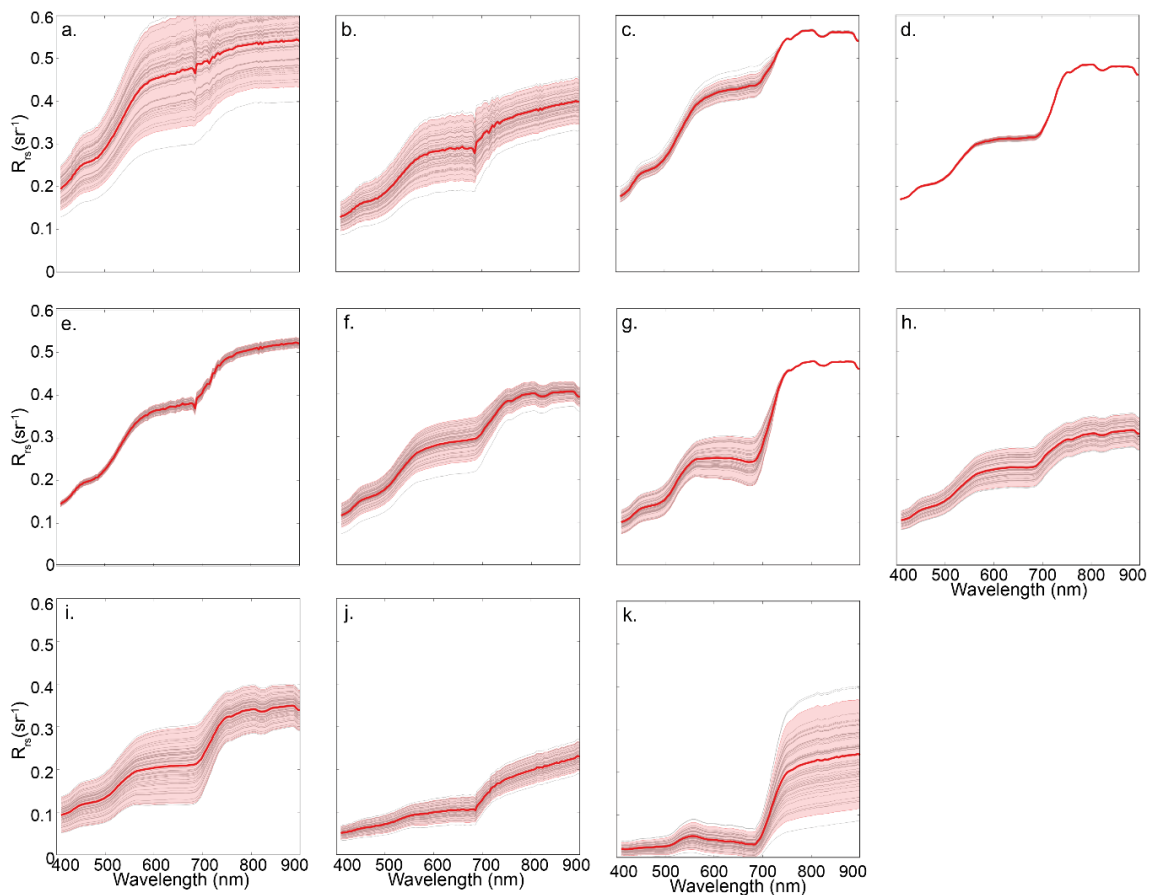


Figure 6.7. End-member spectra of 11 coastal dune ground cover classes generated from airborne hyperspectral data: (a) mobile dune sand (MDS), (b) grey dune sand (GDS), (c) *Elymus farctus* (Ely), (d) *Otanthus maritimus* (Ota), (e) sparse vegetation (SPV), (f) *Ammophila arenaria* (Amm), (g) *Galium arenarium* (Gal), (h) *Helychrisum stoechas* (Hel), (i) *Artemisia campestris* (Hel), (j) grey dune vegetation (GDV), and (k) *Pinus marimima* (Pin).

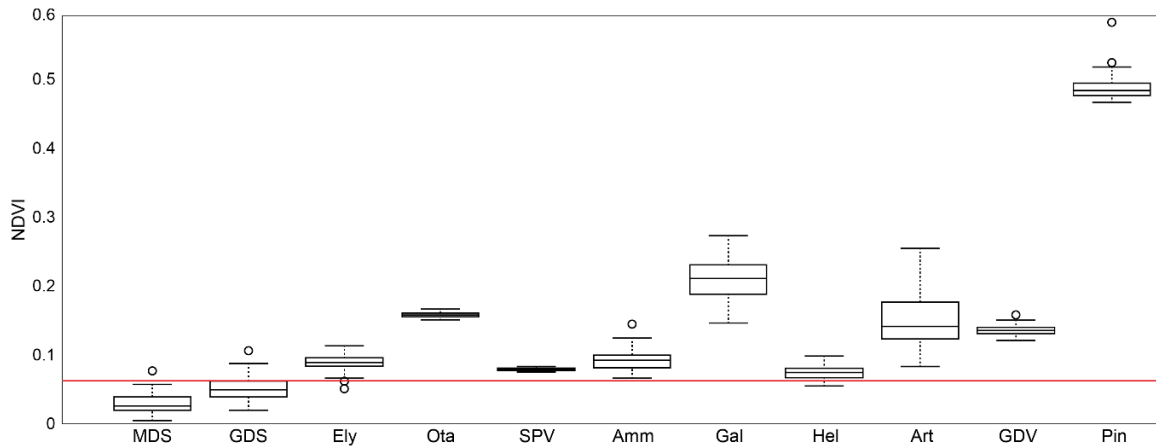


Figure 6.8. Boxplot of normalized difference vegetation index (NDVI) computed with red edge spectral bands. Within the boxes, bold lines represent median and lower and upper hinges represent first and third quartiles. At the maximum, bars correspond to 1.5 times the interquartile distance and solid circles correspond to observations outside the bars. The red line corresponds to the NDVI threshold of 0.061.

6.2.4.b. Assessment of Pixel-Based Supervised Classification Performances

The results of the RF classifier on the 550 validation points are shown in Table 6.3 and Table 6.4 for sand and vegetation classes, respectively. The discretization between the two sand types is excellent, with an overall accuracy of 100% (Table 6.3). For vegetation, the overall accuracy is 82.67% (Table 6.4). Only three classes have a precision lower than 90%; Ely (62%), Ota (10%), and Gal (86%). The poor performance for Ota classification can be attributed to a low variability of its spectral signature in the training dataset (see Figure 6.7.d) and a high similarity of Rrs spectra with the other plant classes of the established foredune. For example, 32% of misclassified pixels are associated with SPV. In coastal dune environments, Ota population is composed of isolated individuals and patches with sparse vegetation cover. A spatial resolution of 1 m² is clearly a major limitation for the identification of scattered plant species with low ground coverage in complex vegetation mosaic systems.

Table 6.3. Confusion matrix of the Random Forest (RF) classification for the two sand classes.

	MDS	GDS	Class Accuracy (%)
MDS	50	0	100
GDS	0	50	100

Overall accuracy = 100%.

Table 6.4. Confusion matrix of the first RF classifier for the nine vegetation classes.

	Ely	Ota	SPV	Amm	Gal	Hel	Arm	GDV	Pin	Class Accuracy (%)
Ely	31	0	19	0	0	0	0	0	0	62
Ota	7	5	16	9	9	0	4	0	0	10
SPV	0	0	50	0	0	0	0	0	0	100
Amm	0	0	0	50	0	0	0	0	0	100
Gal	0	0	7	0	43	0	0	0	0	86
Hel	0	0	0	0	0	50	0	0	0	100
Arm	0	0	0	2	0	0	48	0	0	96
GDV	0	0	0	0	0	0	0	50	0	100
Pin	0	0	0	2	0	0	3	0	45	90

Overall accuracy = 82.67%.

Despite an overall accuracy reaching 82.67%, which already represents a good agreement (Foody, 2002), a second RF model was learned by integrating *Otanthus maritimus* in the SPV class (Table 6.5). For this second RF vegetation classification, Ely and Gal are still under 90% accuracy, with 64% and 82%, respectively. According to the confusion matrix, the misclassified Ely and Gal pixels are in SPV. Indeed, in their undeveloped stage, Ely and Gal are characterized by small plants of about 10 cm and are quite isolated on a surface area of 1 m². It is only when they are well developed that they can easily cover this surface and thus be well classified. However, the overall accuracy of the vegetation species classification reaches 92.25%, which represents a strong agreement (Foody, 2002).

The RF classifier also highlights the importance of the spectral channels used in the classification. Thus, it was possible to study the impact of the number of bands used (from the most to the least important) on the overall accuracy of the vegetation classification, which increases non-linearly with the number of channels used (left axis on Figure 6.9.a). In fact, there seems to be a threshold of 19 bands that allows the accuracy to increase from 76.75% (with 18 channels) to 83.5% before asymptotically increasing. This sudden increase in accuracy was obtained by adding the wavelength 675 nm, whereas all the bands used before were between 750 nm and 900 nm, highlighting the importance of NIR wavelengths in the classification of plant species (right axis on Figure 6.9.a). In addition to the spectral resolution, the impact of the spatial resolution on the vegetation classification accuracy was evaluated by progressively degrading the pixel size from 1 m² to 20 m². Our classification procedure

was then applied to the entire image for the eight vegetation classes. The classification accuracy ranged from 92.75% for 1 m² pixel to 73.02% for 2 m² pixel then decreased drastically below 70% for larger sizes (Figure 6.9.b).

Table 6.5. Confusion matrix of the second RF classifier for the eight vegetation classes (after merging *Ota* and *SPV*).

	Ely	Spv	Amm	Gal	Hel	Arm	GDV	Pin	Class Accuracy (%)
Ely	32	18	0	0	0	0	0	0	64
Spv	0	50	0	0	0	0	0	0	100
Amm	0	0	50	0	0	0	0	0	100
Gal	0	9	0	41	0	0	0	0	82
Hel	0	0	2	0	48	0	0	0	96
Arm	0	0	0	0	2	48	0	0	96
GDV	0	0	0	0	0	0	50	0	100
Pin	0	0	0	0	0	0	0	50	100

Overall accuracy = 92.25%.

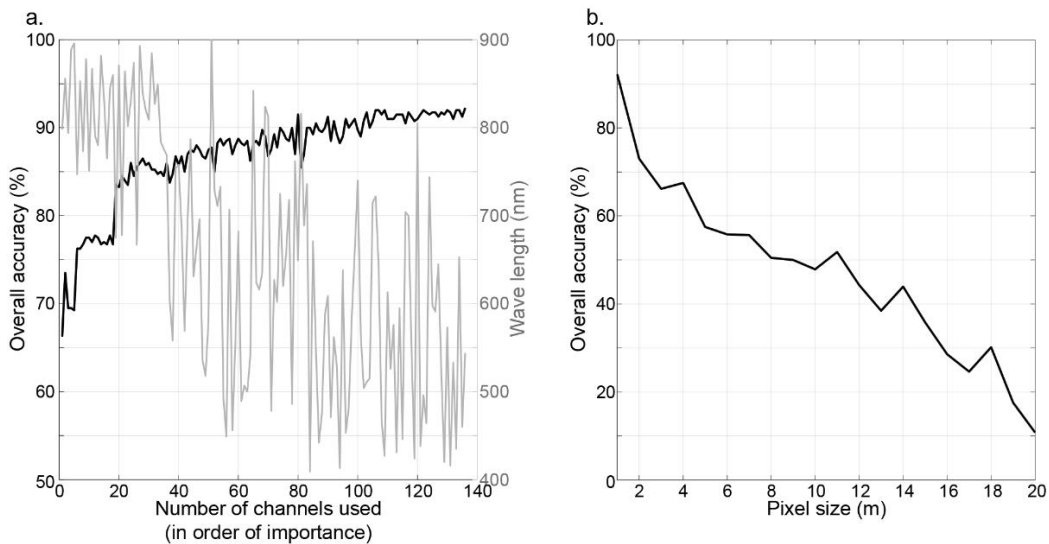


Figure 6.9. (a) Evolution of the overall accuracy (left axis) for the vegetation class and the selected wavelength (right axis) as a function of the number of channels used in the RF classifier (classed in order of importance according to their mean decrease in the Gini index) and (b) evolution of the overall accuracy as a function of the pixel size for the vegetation class.

6.2.4.c. Spatial Distribution of Coastal Dune Vegetation

The aerial image (Figure 6.10.a) shows a relatively alongshore-uniform coastal dune, which is well vegetated, except at the southern end between -6 and -10 km, characterized by a much less dense and heterogeneous dune vegetation cover and a large bare sand surface. The RF classification map (Figure 6.10.b) shows that each plant species is well classified in its ecosystem (e.g., Ely in incipient foredunes, Amm in established foredunes), with an accuracy generally better than 50% in the transition dune and better than 70% in the other dune units (Figure 6.10.c). The alongshore stability index is in line with visual observation (Figure 6.10.a), with an average value of 0.37 (std = 0.09, se = 7.52×10^{-4}) between the northern limit and -6 km alongshore. Some variations are also locally observed due to the presence of access tracks. In the southern sector, between -6 and -10 km, a high alongshore variability is observed, with a mean stability index of 0.33 (std = 0.15, se = 2.5×10^{-3}) (Figure 6.10.d).

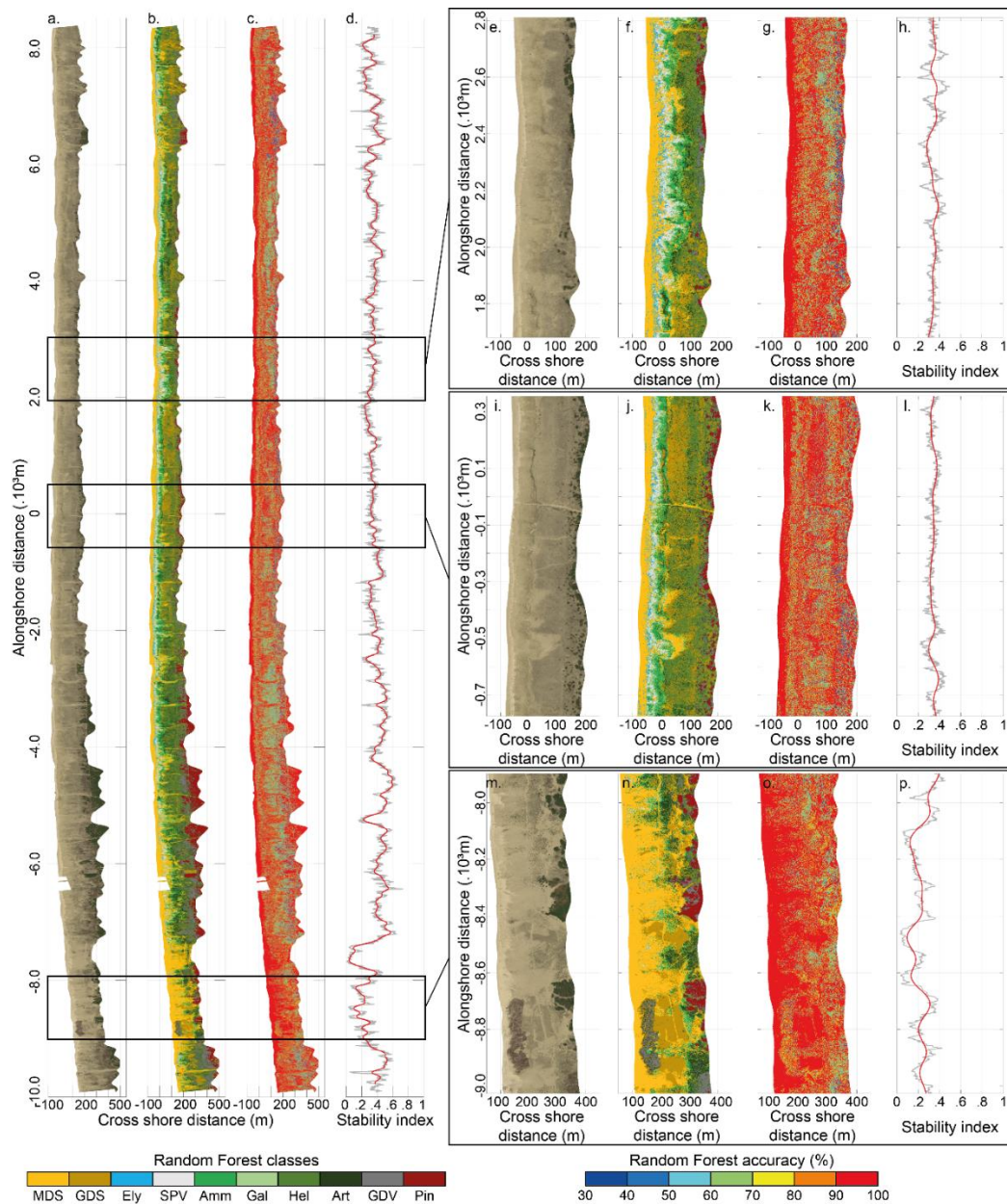


Figure 6.10. Representation of the 18 km alongshore of the study site with (a) the aircraft color orthophoto, (b) the result of RF classification, (c) the results of RF classification accuracy, and (d) the stability index. The right panels represent 1.1 km alongshore zooms of these four parameters for (e–h) the northern, (i–l) the central, and (m–p) the southern zone.

The RF classification also highlights the percentage of appearance of each class (Table 6.6) with the predominance of the dominant species, such as Amm representing the established foredune (10.64%), Hel representing the transition dune (17.77%), and GDV (7.40%) representing the grey dune. The presence of MDS is generally higher than GDS because of the greater plant cover in the transition dune and grey dune than in the incipient and established foredunes. Only the central area (Figure 6.10.j) shows a lower percentage of MDS than GDS. This can be mainly attributed to a narrower width of the established foredune.

Table 6.6. Percentage of presence of each class of the different areas of Figure 6.10.

Class	Overall (%) (Figure 6.10.b)	Southern Area (%) (Figure 6.10.n)	Central Area (%) (Figure 6.10.j)	Northern Area (%) (Figure 6.10.f)
MDS	21.84	41.20	19.12	24.83
GDS	16.16	21.63	22.87	11.27
Ely	2.42	0.34	2.62	4.86
SPV	2.61	0.22	2.99	5.92
Amm	10.64	8.11	9.95	12.22
Gal	3.63	1.82	4.14	5.69
Hel	17.77	3.80	22.66	18.54
Arm	11.44	9.85	7.74	9.51
GDV	7.40	6.05	3.84	4.53
Pin	6.09	6.98	4.07	2.63

The large bare sand areas in the southern area, between –6 km and –10 km, are clearly visible in the 1.1 km alongshore zoom (Figure 6.10.m,n), where they represent 62.83% of the surface. These areas, with a low vegetation cover and quite a low and variable stability index (mean value of 0.23, with

std = 0.10, se = 2.9×10^{-3}) characterize a less stable and therefore possibly more mobile sand dune (Figure 6.10.p and Table 6.6). To limit such dune mobility and prevent blowout development, coastal dune stakeholders have developed various techniques, including the laying of tree branches. This technique, which aims to stop Aeolian erosion and favor sand deposition, is often used to stabilize active dune blowout and/or to protect the inland infrastructures (roads, buildings) or forests from the windblown sand (Barrère, 1992; Prat et Auly, 2010). Tree branches within the established foredune are visible in the zoom into the southern zone. Nevertheless, the class associated with this type of cover has not been taken into account in this study due to the low number of control points. As a consequence, tree branch cover is mainly classified as GDV generating misclassified pixels. This class should be taken into account in future research.

The zoom into the northern zone (Figure 6.10.e,f) shows a greater stability, with an average stability index of 0.31 with some alongshore variations (std = 0.06, se = 1.7×10^{-3}) (Figure 6.10.h). Indeed, the established foredune width is not uniform alongshore and shows variations by several tenths of meters in width. Such variability is caused by the localized presence of developing blowouts, leading to the presence of sand deposition fields across the transition dune. In turn, this promotes the presence of vegetation tolerant to physical disturbance (i.e., Ely and SPV) over a large cross-shore distance of about 75 m.

Finally, the zoom on the central area (Figure 6.10.i,j) shows greater stability than the two previous sectors, with an almost alongshore-uniform stability index with an average of 0.36 (std = 0.05, se = 1.6×10^{-3}) (Figure 6.10.i). Plant species characteristics of disturbed environments are present only over a short cross-shore distance of less than 50 m. Moreover, the classification highlights the recolonization of the vegetation of a sand deposition field, extending approximately 100 m in the cross-shore direction across the transition dune that formed during the severe 2017–2018 winter storms (Laporte-Fauret et al., 2019), covering plant species that are not tolerant to sand burial with about 10 cm of sand.

6.2.5. Discussion

The first objective of this paper was to develop a pixel-based classification approach in order to generate a comprehensive coastal dune cover mapping, including a large number of classes. Such classes are critical for coastal dune managers in the short term, e.g., to address blowout development or the impact of fencing or branching on vegetation dynamics. In the long-term, for example, decade(s), such mapping will provide new insight into the large-scale variability of vegetation ground cover type in relation to natural (e.g., marine erosion) and anthropogenic (e.g., dune reshaping) forcings. However, a major drawback for remotely sensed application in fragmented and fine-scale environments is the high spectral similarity between different vegetation cover types due to spectral mixing with sand. To address

this issue, recent research has focused on phenology-based (Marzialetti et al., 2019) or spectral library-based (Marcos Jiménez et al., 2015) approaches. For high-energy eroding sandy coasts, the high mobility of MDS significantly reduces the interest of the former approach.

Spectral library approaches require specific procedures to generate end members (Marcos Jiménez et al., 2015; Fisk et al., 2019). To take into account the range of natural variability of spectral mixing into each class, matchups between ground and airborne data are used to compute airborne reference reflectance (R_{A-REF}) and its standard deviation. The normal probability law is then used to randomly generate end-member spectra of each class. In a pre-analysis, two other procedures were tested using ground reference reflectance spectra (R_{G-REF}) and R_{A-REF} spectra, respectively. End-member spectra were then modeled using the linear spectral mixture model for different ranges of α values, selected from the statistical analysis of training points. The highest classification performances using RF classifiers were obtained for the procedure described in this paper. The performances of our approach, with an overall accuracy of 92.3% for plant species classes, highlight that the normal probability law procedure is relevant to generate end members representative of the natural variability of spectral mixing into each vegetation cover type.

However, some limitations should be noted. At the dune system scale, the cross-shore distribution of species was in line with the location of their ecological niche. At the community scale, species with dense, large, and well-delimited patches displayed high accuracy (from 96% to 100%), while species with isolated or scattered patches (especially during the early stages of development) showed a lower accuracy (from 64 to 82%). Moreover, if the overall accuracy of SPV and GDV classes reaches 100%, no proportion of the different merged species can be provided. To enhance the monitoring and detection of fragmented and interspersed species, end member spectral libraries should be based on hyperspectral ground data (Marcos Jiménez et al., 2015; Fisk et al., 2019). This requires a specific sampling design to match the scale of ground data with that of large-scale observations (Fisk et al., 2019) or to apply up-scaling procedures (Silvestri et al., 2002).

The second objective was to characterize the coastal dune stability patterns using sediment and vegetation cover mapping. Results highlight a high spatial variability of the stability index, which can be used to identify areas that may be more vulnerable to the storms. Vulnerability of coastal dunes is often attributed to a lack of vegetation cover, which reduces stability. This was observed in the southern part of the study area. This sector was characterized by a low vegetation cover and wide sand bare surfaces, where the average stability index was only 0.33, whereas it reached an average of 0.37 in the central and northern part, where the vegetation cover was denser, leaving less space for the sand. This methodological approach can become an efficient tool for researchers and coastal dune stakeholders. For instance, the mapping of plant species and sandy areas may allow the monitoring and detection of the different stages of blowout development and detection of the colonization of sandy areas by pioneer

species, shrubs, and *Pinus maritima* colonization in the transition dune. However, for specific monitoring of small and sparse plant species, hybrid hyperspectral pixel-based and high resolution object-oriented approaches should be considered, either with coupling of optical satellite missions or with sensors on board UAVs, depending on the surface area to be monitored.

6.2.6. Conclusion

Recent technological and methodological advances in remote sensing and mapping tools have greatly facilitated the monitoring of spatiotemporal distribution of vegetation at species and habitat scales. In order to improve our understanding of coastal dune evolution, we developed an original pixel-based classification approach to detect a large range of ground cover classes for environments characterized by fragmented and fine-scale landscape patterns. The development of our classification approach was based on a comprehensive multi-scale dataset combining UAV, hyperspectral ground, and airborne data, collected along a 20-km stretch of a coastal dune system in southwest France. The results showed high classification performances with regard to the large number of cover classes and their low dissimilarities due to high spectral mixing levels. The high performances highlight that the methodology used to generate the end member spectral library meets representativeness requirements. Additionally, the two-step approach allows us to reduce misclassified pixels. Finally, the stability index mapping, derived from the sediment and vegetation mapping, provides large scale insight into the vulnerability of coastal dunes. We believe that the methodology developed in this paper can become an efficient tool for supporting coastal dune management.

6.2.7. Appendix

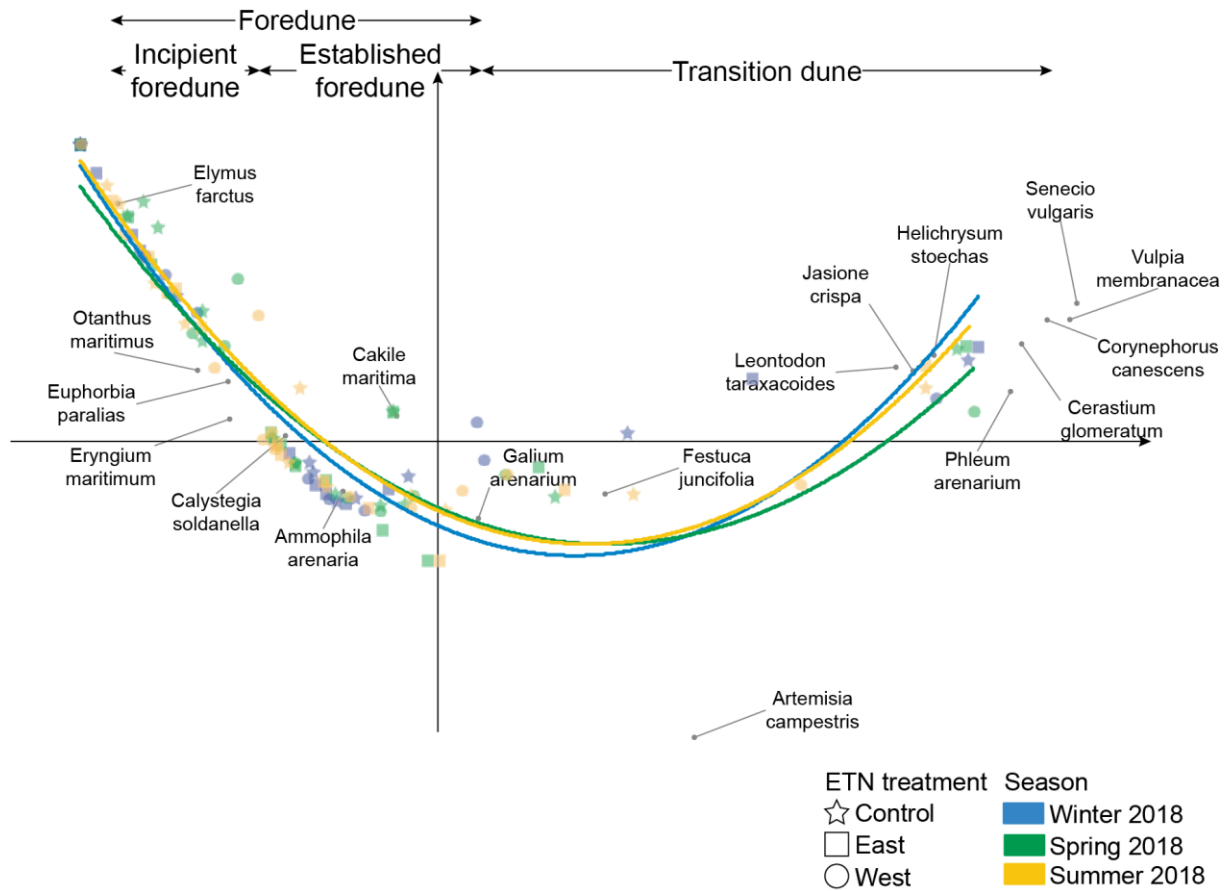


Figure 6.A1. Correspondence analysis 1–2 diagram for vegetation quadrats, where axis 1 plant species coordinates were used to calculate the stability index. Extracted from Laporte-Fauret et al. (2021a).

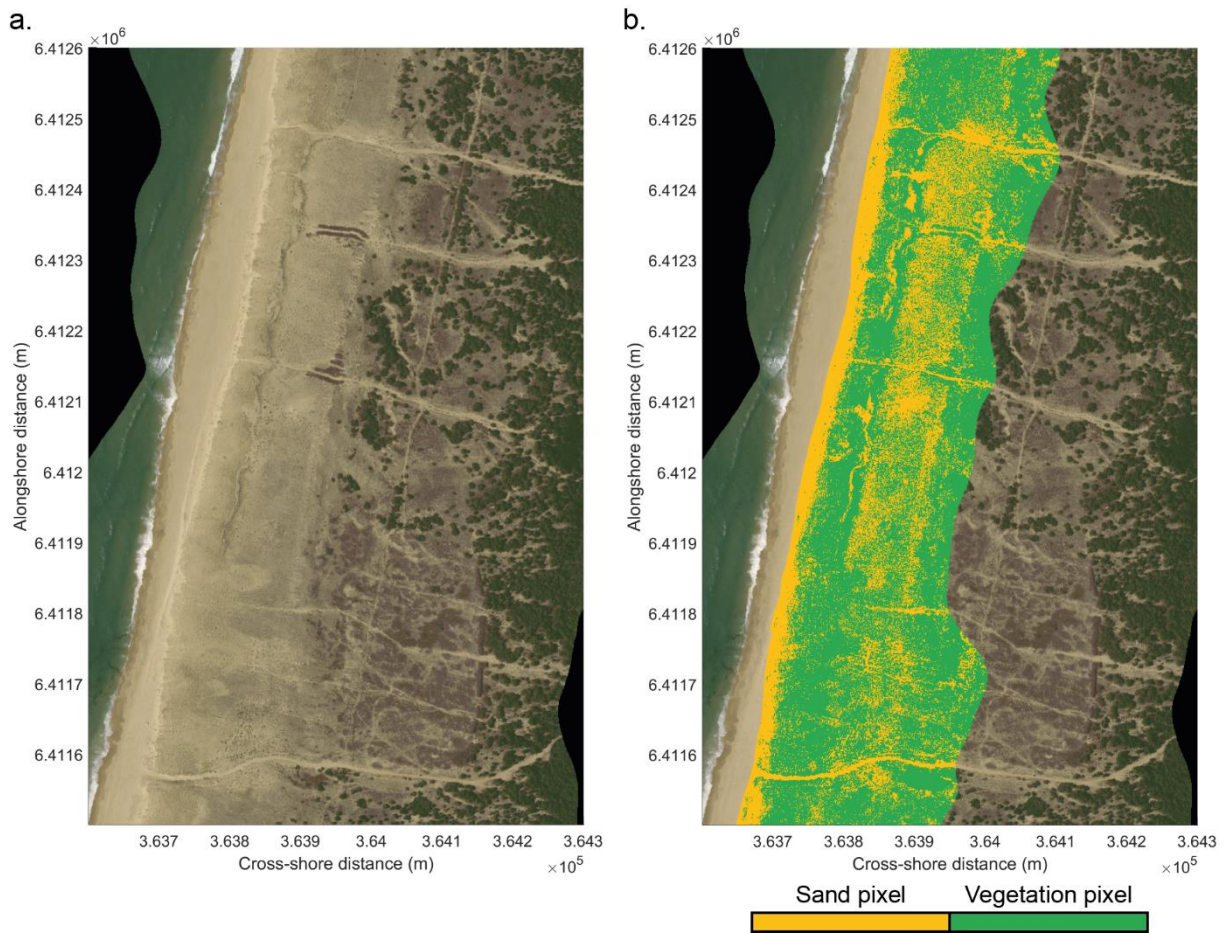


Figure 6.A.2. (a) Color orthophoto generated by airborne data and (b) result of the classification based on NDVI filter to discriminate sand and vegetation covers. The pixels at the western position of the beach—incipient foredune limit and the pixels at the eastern position of the iso contour $z = 12$ m have been filtered beforehand.

Chapitre 7

Conclusion générale

L'objectif principal de cette thèse était d'améliorer les connaissances fondamentales dans la compréhension des interactions entre les processus éoliens, marins et écologiques modulant l'évolution des dunes littorales en réponse à une perturbation. Cet objectif s'inscrit aussi dans l'évolution récente des stratégies de gestion des dunes littorales dans certains contextes morphologiques et climatiques visant à réinstaurer une dynamique de mobilité dans les systèmes dunaires préalablement stabilisés. Cette nouvelle dynamique, caractérisée par une migration du système vers les terres, permettrait aux dunes situées dans les secteurs en érosion chronique de mieux s'adapter à l'augmentation du niveau des mers et des tempêtes dans ce contexte de réchauffement global, tout en conservant sa biodiversité. Cependant, si la stratégie de remobilisation par des brèches n'a pour le moment été testée qu'en Europe du Nord, il y a toujours un cruel manque d'expérimentations sous d'autres climats et surtout de prise en compte des interactions entre les évolutions morphologiques et écologiques. C'est pourquoi une expérimentation pionnière en France a été réalisée avec la mise en place de deux types de brèches expérimentales dans un système dunaire reprofilé et stabilisé de la côte aquitaine (Sud-Ouest, France). Comme l'évolution morphologique des dunes littorales couvre une large gamme d'échelles spatiotemporelles, la première partie de ce travail a consisté à mettre en place un protocole de suivi robuste et non intrusif afin d'enregistrer les évolutions morphologiques d'une fréquence trimestrielle à événementielle (pré/post tempêtes). En effet, l'état de l'art a mis en évidence l'absence de méthode de suivi de grande précision ($<0,1$ m) et à haute résolution ($\sim 0,1$ m) sur de larges échelles spatiales (>1 km), pouvant être déployée rapidement. Un protocole de suivi par photogrammétrie d'images drone a donc été développé et validé (chapitre 4). Ce dernier, couplé avec un échantillonnage saisonnier de la végétation, a permis d'étudier les réponses morphologiques et écologiques du système face aux brèches qui sont détaillées dans le chapitre 5. Enfin, le développement et le test d'une méthode de classification de la végétation permettant d'appréhender la stabilité des systèmes dunaires sur des échelles spatiales de plusieurs kilomètres sont réalisés dans le chapitre 6.

7.1. Apports de la télédétection pour les suivis morphologiques et écologiques

Les dunes littorales représentent un environnement fragile dans lequel il est nécessaire d'utiliser des méthodes de suivi par télédétection permettant de protéger et préserver l'écosystème. Afin de suivre les évolutions morphologiques du système, un des premiers objectifs de ce travail a été de développer un protocole adapté. Celui-ci doit être non intrusif pour l'environnement, reproductible, peu onéreux et facile à déployer afin d'être réalisé sur des fréquences trimestrielles à événementielles (pré/post tempête). De plus, il doit permettre des suivis à haute précision ($<0,1$ m) et haute résolution ($\sim 0,1$ m) sur de larges échelles spatiales (>1 km). Le protocole développé implique (1) l'utilisation de drones quadricoptères (soit un DJI Phantom 2, DP2, équipé d'une GoPro Hero 4 Black Edition, soit un DJI Phantom 4 Pro, DP4P) à faible coût qui offrent l'avantage d'un déploiement facile avec des phases de décollage et d'atterrissage sécurisées et la possibilité de répéter systématiquement les mêmes plans de vol, (2) l'implémentation de 36 GCPs permanents mis en place par paire tous les 250 m *alongshore* et (3) un logiciel de photogrammétrie pour les étapes de post-traitement. Si plusieurs types de disposition de GCPs existent (centrée, sur les bordures, aléatoire), la disposition centrée s'est avérée être l'unique option du fait de l'impossibilité d'implanter des GCPs de manière permanente sur la plage à cause de la dynamique trop importante. Ce protocole a été validé sur une zone de 1 km *alongshore* du système dunaire possédant 10 GCPs permanents. L'altitude de 65 points mesurés avec un GPS différentiel répartis en cinq transects, s'étalant du pied de dune à la dune grise, a été mesurée puis comparée avec les modèles numériques de terrain générés par les DP2 et DP4P. Les résultats ont mis en avant une erreur altimétrique inférieure à 0,05 m pour le DP4P et 0,15 m pour le DP2 à partir de l'utilisation de cinq GCPs. Ce protocole permet désormais de suivre en routine l'évolution de la dune du Truc Vert, mais aussi celle de l'Anse du Gurp.

Au sein des dunes littorales, la végétation joue un rôle majeur dans leur évolution morphologique en interagissant avec le transport sédimentaire éolien. Le type de végétation et le taux de recouvrement peuvent ainsi impacter la vulnérabilité des dunes en déterminant leur hauteur maximale, mais aussi leur résilience en modifiant la mobilité du sable. Le suivi de la distribution spatiotemporelle des communautés végétales est donc essentiel afin de mieux comprendre les évolutions des dunes littorales. Si les relevés de la composition et l'abondance des espèces végétales sont généralement réalisés *in situ* avec des quadrats, le caractère ponctuel et fastidieux limite la compréhension des évolutions fines des communautés, mais aussi celles à grandes échelles (O(1000-10000 m)). Ainsi, afin d'appréhender ces évolutions sur de larges échelles spatiales, un autre point important de ce travail a été de développer une méthode de classification originale et précise des différents types de couverts végétaux et sableux des dunes littorales. Elle implique notamment le couplage entre des mesures hyperspectrales aéroportées et *in situ* des différents types de couverts

dunaires (végétal et sédimentaire) et d'orthomosaïques à très haute résolution générées par photogrammétrie d'images drone. Ces données ont permis de créer une librairie spectrale rassemblant les caractéristiques de neuf espèces végétales dominantes et de deux types de sable. La classification, basée sur l'information hyperspectrale contenue dans chaque pixel, s'effectue en deux étapes (1) un filtre NDVI est appliqué sur chaque pixel afin de le placer dans une des deux classes, végétation ou sable, puis (2) un classifieur basé sur l'algorithme des forêts aléatoires (*Random forest*) est appliqué sur les pixels de chaque classe afin de déterminer le type de sable ou d'espèce végétale qui compose le pixel. Les résultats ont mis en avant une parfaite discrimination des deux types de sable (100%), de très hautes performances pour les espèces formant des patches larges et denses (>96%) et quelques difficultés pour les petites espèces isolées (>64%). Cette classification met notamment en avant la recolonisation de végétation pionnière dans la dune grise suite aux larges dépôts de sable durant l'hiver 2017-2018. Ainsi, les performances de cette nouvelle méthode ont conforté le développement d'un indice de stabilité *alongshore* basé sur le type de couvert dunaire (type de sable et/ou d'espèce végétale). Appliqué sur un cordon dunaire de 18 km *alongshore*, il a permis d'identifier des zones vulnérables à l'érosion marine et/ou éolienne par manque de couvert végétal.

Le développement de ces méthodes de suivi fournit ainsi à la communauté scientifique et aux gestionnaires des dunes littorales des outils novateurs permettant une meilleure compréhension des systèmes dunaires. Ces approches offrent des perspectives non négligeables dans le suivi opérationnel et non intrusif des évolutions morphologiques et de la dynamique des communautés végétales par une couverture spatiale irréalisable avec des mesures *in situ* et des fréquences d'acquisition adaptées. Il devient notamment possible d'appréhender l'impact de chaque tempête sur la morphologie des systèmes dunaires de manière très précise et à haute résolution spatiale, mais aussi de suivre l'évolution annuelle des communautés végétales, les stades de colonisation des zones sableuses par les espèces pionnières, l'invasion de *Pinus maritima* dans la dune grise, ou encore l'apparition et l'évolution des caoudeyres.

7.2. Réponses morphologiques et écologiques du système face à la perturbation

Les approches précédemment développées ont permis d'appréhender l'objectif principal de ce travail de recherche qui s'intéresse à la compréhension des réponses et interactions entre les processus morphologiques et écologiques dans les dunes littorales face à la perturbation. En novembre 2017, huit brèches expérimentales ont été mises en place, dont quatre dans la dune embryonnaire (BEO, Brèche Expérimentale Ouest) et quatre autres sur la face océanique de la dune blanche (BEE, Brèche Expérimentale Est). L'une des premières parties de ces recherches a porté sur la compréhension des variations du fonctionnement de l'écosystème au sein des dunes littorales stressées face à des perturbations contrastées (i.e., deux types de brèches expérimentales) et sur l'influence de la

géomorphologie dunaire sur ces variations. En effet, si dans les environnements productifs et peu stressés, l'effet de la perturbation est déjà bien documenté, son impact n'est pas clairement établi dans les environnements stressés, comme les dunes littorales du sud-ouest de la France. Ainsi, durant l'hiver 2017-2018, de nombreux paramètres physiques, biologiques et environnementaux ont été mesurés comme des relevés de végétation (quadra), des variations d'altitudes (GPS différentiel), des taux de décomposition de matière organique (sacs de litières), de granulométrie de surface et l'abrasion éolienne qui caractérise indirectement la vitesse du vent (drapeaux en coton). Ces mesures ont été réalisées dans l'alignement des brèches expérimentales et en position de témoin. L'abrasion des drapeaux a montré une augmentation croissante du pied de dune jusqu'à la crête avant de diminuer en arrière, caractérisant ainsi le schéma préférentiel du transport de sable dans les dunes avec un dépôt en arrière de la crête. De plus, les variations des autres paramètres environnementaux les plus importantes ont été trouvées en arrière de la crête de la dune blanche, au niveau de ces dépôts de sable, et ont été plus marquées pour les BEEs. En effet, c'est au niveau de cet écotone (dune blanche/dune grise) que ces dépôts ont induit un effet positif sur la décomposition des litières et donc sur le fonctionnement de l'écosystème, associé à la présence d'espèces végétales caractéristiques des zones perturbées (espèces pionnières). Ces dépôts ont ainsi entraîné une augmentation de la décomposition des litières et donc de la fertilité du sol grâce au rajeunissement des tissus végétaux, mais aussi à la réduction de l'absorption des nutriments. En revanche, l'effet des BEOs sur la végétation est resté très limité, sûrement du fait de la prédominance d'espèces pionnières, déjà très résistantes à la perturbation, dans la dune embryonnaire. Enfin, le dépôt des nappes de sable à travers la dune grise semble être lié à la largeur et la pente de la dune, même si d'autres paramètres doivent être pris en compte. Ainsi, l'effet positif de la perturbation sur le fonctionnement de l'écosystème a principalement lieu suite aux dépôts de sable dans des communautés peu ou pas résistantes à l'ensablement. En revanche, aucun effet bénéfique n'a été enregistré pour une perturbation caractérisée par une forte érosion et/ou des dépôts trop importants, mettant en avant une certaine limite de tolérance des communautés végétales face à la perturbation.

Malgré une réponse écologique significative lors des suivis de la première année, les évolutions morphologiques modérées nous ont menés à conduire de nouveaux travaux en automne 2018. De nouvelles brèches expérimentales ont été mises en place avec un dimensionnement plus adéquat, c'est-à-dire plus étroit, plus profond et plus long. Les BEOs ont été creusées au même endroit contrairement aux BEEs qui ont été creusées un peu plus vers les terres à travers la crête de la dune blanche. La deuxième partie de ces recherches, celle qui a mobilisé une grande partie de la thèse, s'est concentrée sur le suivi des réponses morphologiques et écologiques face à ces nouvelles brèches durant deux hivers fortement contrastés. Les principales questions soulevées dans cette partie ont porté sur l'impact de ces brèches sur la dynamique éolienne, sur le transport sédimentaire et la composition des communautés végétales, sur l'effet de la localisation des brèches dans le système et enfin sur l'influence des conditions météorologiques hivernales sur les réponses morphologiques et écologiques. Après deux ans d'études,

les recherches ont mis en évidence que les brèches expérimentales avaient bien influencé l'écoulement éolien incident et par conséquent le transport sédimentaire. En effet, les évolutions morphologiques dans l'axe des brèches ont montré des schémas différents par rapport aux zones témoins juxtaposées, en favorisant l'accrétion verticale ou le dépôt de sable sur des positions plus continentales. L'augmentation de la perturbation, liée à ces dépôts de sable, a mené à des changements significatifs dans la composition des communautés végétales et à une augmentation de la richesse spécifique, en contradiction avec les modèles théoriques d'écologie. Cependant, il est probable que cette réponse à court terme s'inverse à plus long terme si la perturbation perdure. En effet, l'augmentation de la richesse spécifique fut principalement liée à la colonisation rapide des dépôts de sable par des espèces pionnières qui n'est pas encore compensée par la mort des espèces non tolérantes qui nécessite plus de temps. De plus, les brèches expérimentales ont montré des évolutions distinctes en fonction de leur localisation dans le système dunaire. Les BEOs, localisées dans la dune embryonnaire, ont principalement diminué le flux incident menant à une accrétion verticale et à leur comblement partiel dès les premières tempêtes. Leur impact sur la végétation est donc resté très limité. Au contraire, les BEEs, localisées à travers la crête de la dune blanche, ont eu un impact plus important sur la morphologie globale et la trajectoire du transport sédimentaire. En effet, elles ont influencé l'écoulement incident menant à une érosion préférentielle à l'entrée et à d'importants dépôts à la sortie avec une position plus vers les terres par rapport aux zones témoins. Ces dépôts forment notamment le lobe de dépôt caractéristique du fonctionnement des caoudeyres. Ainsi, la formation du lobe de dépôt, l'absence de revégétalisation et les schémas d'érosion-accrétion générés par les BEEs indiquent qu'elles suivent l'évolution naturelle des caoudeyres, mais à un stade précoce principalement dirigé par des processus physiques. De plus, c'est notamment le développement des lobes de dépôt qui est responsable de l'augmentation de la richesse spécifique et donc du rajeunissement de la végétation précédemment mis en avant. Enfin, grâce à deux hivers aux conditions de tempêtes très contrastées, il a été possible de relier les évolutions morphologiques et écologiques à la fréquence et l'intensité des tempêtes. Ainsi, le premier hiver aux conditions calmes a mené au remplissage des BEOs, à l'initiation des lobes de dépôts en arrière des BEEs avec un rajeunissement localisé de la végétation. En revanche, les intenses et nombreuses tempêtes du second hiver ont mené à un développement considérable des lobes des dépôts, multipliant leur volume jusqu'à six fois. La végétation a été plus intensément rajeunie, mais de façon généralisée, indépendamment des brèches expérimentales.

Les brèches expérimentales sont donc capables de réinstaurer une dynamique morphologique et écologique dans un système dunaire ayant été fortement reprofilé et stabilisé dans le passé. Ainsi, malgré un contexte de réchauffement global, d'augmentation des tempêtes et du niveau moyen des mers, les communautés végétales pourraient se maintenir, et même voir leur croissance stimulée si la perturbation induite reste modérée. De plus, les brèches expérimentales en crête de dune blanche favorisent le transfert de sable de la plage vers l'arrière de la dune et donc la migration du système vers les terres.

Cette dynamique pourrait ainsi permettre au système de mieux s'adapter à la montée du niveau moyen des mers. Cependant, il ne faut pas exclure que la remobilisation des systèmes dunaires puisse diminuer la diversité des espèces à long terme, promouvant les espèces pionnières au détriment des espèces non tolérantes aux perturbations. Le travail de recherche réalisé au cours des trois dernières années permet ainsi de fournir des connaissances fondamentales sur les réponses morphologiques et écologiques dans les dunes littorales face à la perturbation.

7.3. Perspectives

Le développement des approches de suivi morphologique et écologique effectué durant ce travail de thèse ouvre de nombreuses perspectives pour une meilleure compréhension de la dynamique des dunes littorales. Il serait donc possible de déployer le protocole de suivi par drone sur d'autres systèmes dunaires présentant une dynamique différente de celle du Truc Vert. En effet, si ce système présente un trait de côte relativement stable depuis plusieurs dizaines d'années, il existe sur la côte Aquitaine des zones littorales avec une érosion chronique importante (>5 m/an, Pointe de la Négade) et d'autres en libre évolution (e.g., système dunaire du Trencat). De plus, si la mise en œuvre de nombreuses GCPs permanents peut s'avérer délicate au vu de la dynamique importante et rapide de ces milieux, le développement technologique d'une nouvelle génération de drones intégrant un récepteur RTK pourrait outrepasser cette limite. En effet, seuls quelques GCPs permanents sont nécessaires afin de générer des modèles numériques d'une précision verticale inférieure à 0,05 m. Actuellement, certains de ces sites sont suivis par des relevés pré/post hiver. Il serait donc intéressant de déployer ce protocole sur ces systèmes dunaires afin de passer à une fréquence d'acquisition événementielle. Il serait ainsi possible de mettre en avant les différents schémas d'évolutions morphologiques à travers des systèmes en érosion, stable ou en libre évolution en fonction des caractéristiques des tempêtes (i.e., direction et intensité du vent et des vagues).

De plus, afin d'améliorer la discrimination des différents types de couverts végétaux et sableux dans les systèmes dunaires, il serait intéressant d'agréments la librairie spectrale créée au cours de ce travail. Il serait ainsi possible d'apporter de nouvelles caractéristiques spectrales de ces mêmes couverts, mais pour des saisons et/ou stades de développement différents. Ces ajouts permettraient ainsi de mieux caractériser les changements de réflectances en lien avec la phénologie afin de développer des approches de classifications basées sur la phénologie. De plus, l'utilisation d'images satellites pour couvrir une gamme d'échelles spatiales plus importante s'avère être une suite logique à ces développements. En effet, des satellites comme Pléiade permettent d'obtenir des images avec une résolution spatiale de 2 m (jusqu'à 0,5 m en super résolution), mais seulement en multispectral. C'est à ce stade qu'interviennent les méthodes basées sur la phénologie qui, en regroupant les informations spectrales des espèces au

cours des saisons, permettraient une classification précise des espèces et habitats, même en multispectral.

Enfin, la principale limitation de la classification développée reste la discrimination des petites espèces végétales isolées pour lesquelles une résolution spatiale d'un mètre n'est pas suffisante. Afin de passer à une résolution plus fine, l'utilisation de drones équipés de caméras multispectrales et/ou hyperspectrales permettrait d'atteindre des résolutions adéquates de l'ordre que 0,1 m. De plus, le couplage entre les approches basées sur des informations spectrales et de textures présente un fort potentiel dans la discrimination des plantes à l'échelle spécifique. Malgré une emprise spatiale plus réduite que celle des vols aéroportés ou des images satellites, il serait néanmoins possible d'utiliser cette classification sur une échelle spatiale de quelques kilomètres grâce au protocole de vol drone développé dans ce travail.

Ce travail de recherche a permis de mettre en avant l'intérêt de la mise en place de brèches dans un système dunaire afin de favoriser le transport de sable et donc initier une migration vers les terres. Cependant, les évolutions morphologiques et écologiques sont restées localisées à l'échelle du site du Truc Vert (i.e., 4 km). L'impact limité des brèches dans la dune embryonnaire laisse à penser que leur dimensionnement n'était pas adéquat et qu'une extension plus vers les terres aurait peut-être été suffisante pour canaliser l'écoulement éolien et provoquer une perturbation plus importante. De plus, les rétroactions positives entre l'écoulement et le transport sédimentaire à travers les brèches en crête de dune blanche n'ont réellement débuté qu'avec les tempêtes de l'hiver 2019-2020. Il est donc possible que ces limitations soient liées au caractère très stable du système du Truc Vert (Figure 7.1.a). C'est pourquoi cette stratégie de remobilisation pourrait être appliquée sur des sites en forte érosion caractérisés par la présence de hautes falaises d'érosion pouvant facilement être déstabilisées. Dans certains secteurs de la côte nord-girondine, comme entre Hourtin et Carcans, l'érosion chronique du littoral fait reculer le système dunaire qui n'atteint localement pas plus de 20 m de large (Figure 7.1.b). Ces zones littorales pourraient donc servir de nouveaux sites ateliers dans lesquels la mise en place de brèches pourrait permettre de réinstaurer une dynamique de transport sédimentaire de la plage vers l'arrière de la dune et donc initier la migration du système, avant que le système dunaire ne disparaisse comme c'est le cas à Soulac (Figure 7.1.c). Ces suivis et ces réflexions devront se faire en étroite interaction avec les gestionnaires de l'ONF.



Figure 7.1. Photographies (a) du système dunaire du Truc Vert présentant une forte stabilité depuis plusieurs dizaines d'années (b) du système dunaire entre Hourtin et Carcan où des caoudeyres se forment naturellement dans la dune et (c) du système dunaire proche de Soulac où l'érosion chronique a presque emporté la dune. (Ph. Castelle, B.).

Enfin, une perspective plus large pourrait être d'appliquer les approches développées dans ce travail dans d'autres systèmes européens possédant des climats ainsi que des morphologies dunaires et des taux de recouvrement végétal différents. Par exemple, dans le nord de l'Europe, des systèmes dunaires développés sont présents sur les côtes des Pays-Bas (Figure 7.2.a), de l'Irlande (Figure 7.2.b) ou encore du Pays de Galle (Figure 7.2.c). Ces systèmes peuvent présenter un taux de recouvrement important grâce à un climat local favorable. Le nord-ouest de l'Espagne et la côte atlantique du Portugal (Figure 7.2.d) sont aussi caractérisés par des systèmes dunaires à climat plus sec et plus chaud avec des taux de recouvrement végétal inférieurs à ceux observés en Aquitaine. L'étude des évolutions et interactions entre les processus morphologiques et écologiques à travers ces divers sites offrirait un large gradient latitudinal et permettrait de mieux appréhender l'effet du climat sur l'évolution des dunes littorales en Europe.



Figure 7.2. Photographies de systèmes dunaires **(a)** aux Pays-Bas (Ph. Arens, B.), **(b)** sur la côte ouest de l'Irlande (Ph. Gabe123), **(c)** dans la réserve naturelle Newborough Warren au nord-ouest du Pays de Galles (Ford, 2011) et **(d)** sur la côte ouest du Portugal près de Murtosa (Ph. HomyDesign).

Productions scientifiques

Publications

Premier auteur

- Laporte-Fauret, Q.**, Castelle, B., Marieu, V., Michalet, R., Bujan, S., Rosebery, D. (2021). Morphological and ecological responses of a managed coastal sand dune to experimental notches. *Science of the Total Environment*, 782, 146813.
- Laporte-Fauret, Q.**, Alonso Ayuso, A.T., Rodolfo-Damiano, T., Marieu, V., Castelle, B., Bujan, S., Rosebery, D., Michalet, R. (2021). The role of physical disturbance for litter decomposition and nutrient cycling in coastal sand dunes. *Ecological Engineering*, 162, 106181.
- Laporte-Fauret, Q.**, Lubac, B., Castelle, B., Michalet, R., Marieu, V., Bombrun, L., Launeau, P., Giraud, M., Normandin, C., Rosebery, D. (2020). Classification of Atlantic Coastal Sand Dune Vegetation Using In Situ, UAV, and Airborne Hyperspectral Data. *Remote Sens.*, 12, 2222.
- Laporte-Fauret, Q.**, Castelle, B., Marieu, V., Bujan, S., Michalet, R., Rosebery, D. (2020). Coastal dune morphology evolution combining Lidar and UAV surveys, Truc Vert beach 2011-2019. In: Malvárez, G. and Navas, F. (Eds.), *Global Coastal Issues of 2020. Journal of Coastal Research*, Special Issue No. 95, pp. 163–167. Coconut Creek (Florida), ISSN 0749-0208.
- Laporte-Fauret, Q.**, Marieu, V., Castelle, B., Michalet, R., Bujan, S., Rosebery, D. (2019). Low-Cost UAV for High-Resolution and Large-Scale Coastal Dune Change Monitoring Using Photogrammetry. *J. Mar. Sci. Eng.*, 7, 63.

Co-auteur

Robin, N., Billy, J., Castelle, B., Hesp, P., Lerma, A.N., **Laporte-Fauret, Q.**, Marieu, V., Rosebery, D., Bujan, S., Destribats, B., Michalet, R. (2020). 150 years of foredune initiation and evolution driven by human and natural processes. *Geomorphology*, 374,107516.

Robin, N., Billy, J., Castelle, B., Hesp, P., **Laporte-Fauret, Q.**, Lerma, A.N., Marieu, V., Rosebery, D., Bujan, S., Destribats, B., Michalet, R. (2020). Beach-dune Recovery from the Extreme 2013-2014 Storms Erosion at Truc Vert Beach, Southwest France: New Insights from Ground-penetrating Radar. In: Malvárez, G. and Navas, F. (Eds.), *Global Coastal Issues of 2020. Journal of Coastal Research*, Special Issue No. 95, pp. 588–592. Coconut Creek (Florida), ISSN 0749-0208.

Castelle, B., **Laporte-Fauret, Q.**, Marieu, V., Michalet, R., Rosebery, D., Bujan, S., Lubac, B., Bernard, J.-B., Valance, A., Dupont, P., El Moctar, A.O., Narteau, C. (2019). Nature-based solution along high-energy eroding sandy coasts: Preliminary tests on the reinstatement of natural dynamics in reprofiled coastal dunes. *Water*, 11(12), 2518.

Actes de congrès

Laporte-Fauret, Q., Castelle, B., Michalet, R., Marieu, V., Rosebery, D., Bujan, S., Guillot, B. (2018). Suivis morphologiques et écologiques du système dunaire en réponse à la mise en place expérimentale de brèches : Truc Vert, Nouvelle-Aquitaine. In *Proceedings of Journées Nationales Génie Côtier—Génie Civil*, 15th La Rochelle, Paralia CFL (Eds.), A. Delanoë, Nantes, pp. 235–244.

Communications dans les congrès et conférences

Laporte-Fauret, Q., Castelle, B., Michalet, R., Marieu, V., Rosebery, D., Bujan, S. Morphological and ecological response of a coastal dune to experimental notches: Truc Vert, SW France. (2019). *11th River, Coastal and Estuarine Morphodynamics Symposium*, Auckland, New Zealand, **Poster**.

Laporte-Fauret, Q., Rosebery, D., Castelle, B., Michalet, R., Marieu, V., Bujan, S., Guillot B. Morphological and ecological monitoring of a beach-dune system in response to the experimental set up of transverse blowouts: Truc Vert, Nouvelle-Aquitaine, France. (2018). *International Workshop on Management of Coastal Dunes and Sandy Beaches*, Dunkerque, France, **Oral**.

Laporte-Fauret, Q., Castelle, B., Michalet, R., Marieu, V., Rosebery, D., Bujan, S., Guillot, B. Suivis morphologiques et écologiques du système dunaire en réponse à la mise en place expérimentale de

brèches : Truc Vert, Nouvelle-Aquitaine. (2018). *XV Journées Nationales Génie Côtier – Génie Civil*, La Rochelle, France, **Oral**.

Bibliographie

- Abhar, K.C., Walker, I.J., Hesp, P.A., Gares, P.A. (2015). Spatial–temporal evolution of aeolian blowout dunes at Cape Cod. *Geomorphology*, 236, 148–162.
- AcclimaTerra, Le Treut, H. (dir) (2018). Anticiper les changements climatiques en Nouvelle-Aquitaine. Pour agir dans les territoires. Éditions Région Nouvelle-Aquitaine, pp. 488.
- Adam, E., Mutanga, O., Rugege, D. (2010). Multispectral and hyperspectral remote sensing for identification and mapping of wetland vegetation: a review. *Wetlands Ecol Manage*, 18, 281–296.
- Adamson, D.A., Selkirk, P.M., Colhoun, E.A. (1988). Landforms of aeolian, tectonic and marine origin in the Bauer Bay—Sandy Bar region of subantarctic Macquarie Island. *Papers and Proceedings of the Royal Society of Tasmania*, 122, 65–82.
- Adler, P.B., Seabloom, E.W., Borer, E.T., Hillebrand, H., Hautier, Y., Hector, ... Yang, L.H. (2011). Productivity is a poor predictor of plant species richness. *Science*, 23 (6050), 1750–1753.
- Aguilar, F., Fernandez, I., Casanova, J., Ramos, F., Aguilar, M., Blanco, J., Moreno, J. (2018). 3D coastal monitoring from very dense UAV-Based photogrammetric point clouds. *Lect. Notes Mech. Eng.*, 280, 881–888.
- Alfieri, L., Feyen, L., Dottori, F., Bianchi, A. (2015). Ensemble flood risk assessment in Europe under high end climate scenarios. *Glob. Environ. Chang.*, 35, 199–212.
- Allgaier, A., (2008). Aeolian sand transport and vegetation cover. In: Breckle, S.W., Yair, A., Veste, M., (Eds.), *Arid Dune Ecosystems. Ecological Studies*, 200, Ch. 15, pp. 211–224.
- Almar, R., Castelle, B., Ruessink, B.G., Sénéchal, N., Bonneton, P., Marieu, V. (2010). Two and three-dimensional double-sandbar system behavior under intense wave forcing and a meso-macro tidal range. *Cont. Shelf Res.*, 30, 781–792.

-
- Andrade, F., Ferreira, M.A. (2006). A simple method of measuring beach profiles. *J Coast Res* 22 (4), 995–999.
- Andreotti, B.A. (2004). Two species model of aeolian sand transport. *Journal of Fluid Mechanics*, 510(510), 47-70.
- Andriolo, U., Gonçalves, G., Bessa, F., Sobral, P. (2020). Mapping marine litter on coastal dunes with unmanned aerial systems: A showcase on the Atlantic Coast. *Science of the Total Environment*, 736, 139632.
- Arens, S., Geelen, L. (2006). Dune landscape rejuvenation by intended destabilisation in the Amsterdam Water Supply Dunes. *J. Coast. Res.*, 225, 1094–1107.
- Arens, S.M., Baas, A.C.W., Van Boxel, J.H., Kaleman, C. (2001). Influence of reed stem density on foredune development. *Earth Surf. Process. Landf.*, 26, 1161–1176.
- Arens, S.M., de Vries, S., Geelen, L.H., Ruessink, G., van der Hagen, H.G., Groenendijk, D. (2020). Comment on ‘Is ‘re-mobilisation’ nature restoration or nature destruction? A commentary’ by I. Delgado-Fernandez, I., Davidson-Arnott, R.G.D., Hesp, P.A. *J Coast Conserv.*, 24 (2), 17.
- Arens, S.M., Geelen, L., Van der Hagen, H., Slings, R. (2012). Is zandaanvoer door de zeereep de sleutel tot succes? *Het Landschap*, 29, 131–139. in Dutch.
- Arens, S.M., Mulder, J.P.M., Slings, Q.L., Geelen, L.H.W.T., Damsma, P. (2013). Dynamic dune management, integrating objectives of nature development and coastal safety: examples from the Netherlands. *Geomorphology*, 199, 205–213.
- Arens, S.M., Slings, Q., De Vries, C.N. (2004). Mobility of a remobilised parabolic dune in Kennemerland, The Netherlands. *Geomorphology*, 59, 175–188.
- Arens, S.M., Van Kaam-Peters, H.M.E., Van Boxel, J.H. (1995). Air flow over foredunes and implications for sand transport. *Earth Surface Processes and Landforms*, 20, 315-332.
- Arens, S.M., Van Puijvelde, S.P., Brière, C. (2010). Effecten van suppleties opduinontwikkeling; geomorfologie (Effects of nourishments on dunedevlopment; geomorphology). Bosschap Report OBN142 DK byorder of the Ministry of Agriculture, Nature management and Food quality, pp. 141 + annexes.
- Arens, S.M., Wiersma, J. (1994). The Dutch foredunes: inventory and classification. *Journal of Coastal Research*, 10, 189-202.
- Arya, S. P. (1988). *Introduction to Micrometeorology*. Academic, San Diego, Calif, pp. 307.

-
- Avery, T.E., Berlin, G.L. (1992). *Fundamentals of Remote Sensing and Airphoto Interpretation*, 5th ed, Macmillan, New York, pp. 472.
- Bacon, S., Carter, D.J.T. (1993). A connection between mean wave height and atmospheric pressure gradient in the North Atlantic. *Int. J. Climatol.*, 13(4), 423–436.
- Bagnold, R.A. (1936). The movement of desert sand. *Proceedings of the Royal Society of London. Series A, Mathematical and Physical Sciences*, 157, 594–620.
- Bagnold, R.A. (1941). *The Physics of Blown Sand and Desert Dunes*, Chapman & Hall, London, pp. 265.
- Bagnold, R.A. (1963). An approach of marine sedimentation. In: Hill, M.N., (Eds.), *The Sea*, vol. 3. Interscience, New York, pp. 507–528.
- Bailard, J. (1981). An energetics total load sediment transport model for a plane sloping beach. *J. Geophys. Res.*, 86 (C11), 10938–10954.
- Bakker, M.A.J., Van Heteren, S., Vonhogen, L.M., Van der Spek, A.J.F., Van der Valk, B. (2012). Recent coastal dune development: Effect of sand nourishments. *J. Coast. Res.*, 23, 587–601.
- Baldwin, K.A., Maun, M.A. (1983). Microenvironment of Lake Huron sand dunes. *Canadian Journal of Botany*, 61, 241–255.
- Barbour, M., Jong, T., Pavlik, B. Marine beach and dune plant communities (1985). In: Chabot, B., Mooney, H., (Eds.), *Physiological Ecology of North American Plant Communities*, Chapman & Hall and Methuen: New York, NY, USA, pp 296–322.
- Barchyn, T.E., Hugenholtz, C.H. (2013). Reactivation of supply-limited dune fields from blowouts: A conceptual framework for state characterization. *Geomorphology*, 201, 172–182.
- Barnston, A.G., Livezey, R.E. (1987). Classification, seasonality and persistence of low-frequency atmospheric circulation patterns. *Mon. Wea. Rev.*, 115, 1083–1126.
- Barrère, P. (1992). Dynamics and management of the coastal dunes of the Landes, Gascony, France. Coastal Dunes: geomorphology, ecology and management for conservation. In: Carter, R.W.G., Curtis, T.G.F., Sheehy-Skeffington, M.J., (Eds.), *Proceedings of the 3rd European Dune Congress*, Galway, Ireland, 17-21 June 1992, pp. 25–32.
- Bastos, A., Janssens, I.A., Gouveia, C.M., Trigo, R.M., Ciais, P., Chevallier, F., Peñuelas, J., Rödenbeck, C., Piao, S., Friedlingstein, P., Running, S.W. (2016). European land CO₂ sink influenced by NAO and East-Atlantic Pattern coupling, *Nat. Commun.*, 7, 10315.

-
- Bate, G., Ferguson, M. (1996). Blowouts in coastal foredunes. *Landscape and Urban Planning*, 34, 215-224
- Battiau-Queney, Y., Fauchois, J., Lanoy-Ratel, P., Seguin, A. (1995). Un patrimoine paysager à protéger : les dunes littorales de Merlimont et de Berck (Pas-de-Calais). *Hommes et Terres du nord* 1– 2, 21–30.
- Bauer, B.O., Davidson-Arnott, R.G.D., Hesp, P.A., Namikas, S.L., Ollerhead, J., Walker, I.J. (2009). Aeolian sediment transport on a beach: Surface moisture, wind fetch, and mean transport. *Geomorphology*, 105 (1-2), 106-116.
- Bauer, B.O., Hesp, P.A., Walker, I.J., Davidson-Arnott, R.G.D. (2015). Sediment transport (dis)continuity across a beach–dune profile during an offshore wind event. *Geomorphology*, 245, 135-148.
- Benavente, J., Del Río, L., Gracia, F.J., Martínez del Pozo, J.A. (2006). Coastal flooding hazard related to storms and coastal evolution in Valdelagrana spit (Cadiz Bay Natural Park, SW Spain). *Continental Shelf Research*, 26, 1061-1076.
- Beniston, M., Stephenson, D.B., Christensen, O.B., Ferro, C.A.T., Frei, C., Goyette, S., Halsnaes, K., Holt, T., Jylhä, K., Koffi, B., Palutikof, J., Schöll, R., Semmler, T., Woth, K. (2007). Future extreme events in European climate: An exploration of regional climate model projections. *Climatic Change*, 2007, 81 (1), 71-95.
- Benzecri, J.P. (1992). Correspondence Analysis Handbook. New York: Marcel Dekker, pp. 688.
- Bertin, X., de Bakker, A., van Dongeren, A., Coco, G., André, G., Arduin, F., Bonneton, P., Bouchette, F., Castelle, B., Crawford, W.C., Davidson, M., Deen, M., Dodet, G., Guérin, T., Inch, K., Leckler, F., McCall, R., Muller, H., Olabarrieta, M., Roelvink, D., Ruessink, G., Sous, D., Stutzmann, É., Tissier, M. (2018). Infragravity waves: From driving mechanisms to impacts. *Earth-Science Reviews*, 177, 774-799.
- Bertness, M.D., Callaway, R.M. (1994). Positive interactions in communities. *Trends in Ecology and Evolution*, 9 (5), 191-193.
- Birse, E.M., Landsberg, S.Y., Gimingham, C.H. (1957). The effects of burial by sand on dune mosses. *Transactions British Bryological Society*, 3, 285–301.
- Black, R.F. (1951). Eolian deposits of Alaska. *Arctic*, 4, 89–111.
- Bonham, C. D. (1989). *Measurements for terrestrial vegetation*. New York, NY: Wiley-Interscience, pp. 260.

- Bonte, D., Hoffmann, M. (2005). Are coastal dune management actions for biodiversity restoration and conservation underpinned by internationally published scientific research? In: Herrier, J.-L., Mees, J., Salman, A., Seys, J., Van Nieuwenhuysse, H., Dobbelaere, I., (Eds.), *Proceedings: Dunes and Estuaries*. International Conference on Nature Restoration Practices in European Coastal Habitats, Koksijde, Belgium, 19–23 September 2005: VLIZ Special Publication, 19, pp. 165–178.
- Bossard, V., Nicolae Lerma, A. (2020). Geomorphologic characteristics and evolution of managed dunes on the South West Coast of France, *Geomorphology*, 367, 107312.
- Bourke, M.C., Edgett, K.S., Cantor, B.A. (2008). Recent aeolian dune change on Mars. *Geomorphology*, 94 (1-2), 247-255.
- Bowd, E.J., Banks, S.C., Strong, C.L., Lindenmayer, D.B. (2019). Long-term impacts of wildfire and logging on forest soils. *Nature Geoscience*, 12 (2), 113-118.
- Boyce, S.G. (1954). The salt spray community. *Ecological Monographs*, 24, 29–67.
- Breiman, L. (2001). Random Forests. *Mach. Learn.*, 45, 5–32.
- Bressolier, C., Thomas, Y.F. (1977). Studies on wind and plant interactions on French Atlantic coastal dunes. *Journal of Sedimentary Petrology*, 47, 331-338.
- BRGM, ONF (2018). Atlas morphodynamique de la côte sableuse aquitaine. Rapport final. BRGM/RP-67152-FR, pp. 280.
- Bromirski, P.D., Cayan, D.R. (2015). Wave power variability and trends across the North Atlantic influenced by decadal climate patterns. *J. Geophys. Res. Oceans*, 120, 3419–3443.
- Brunbjerg, A.K., Jørgensen, G.P., Nielsen, K.M., Pedersen, M.L., Svenning, J., Ejrnæs, R. (2015). Disturbance in dry coastal dunes in Denmark promotes diversity of plants and arthropods. *Biol Conserv.*, 182, 243–253
- Brunier, G., Fleury, J., Anthony, E.J., Gardel, A., Dussouillez, P. (2016). Close-range airborne Structure-from-Motion Photogrammetry for high-resolution beach morphometric surveys: Examples from an embayed rotating beach. *Geomorphology*, 261, 76–88.
- Bruno, J.F., Stachowicz, J.J., Bertness, M.D. (2003). Inclusion of facilitation into ecological theory. *Trends in Ecology & Evolution*, 18, 119-125.
- Bruun, P. (1996). Navigation and sand bypassing at inlets: technical management and cost aspects. *Journal of Coastal Research*, 23, 113-119.

- Bryson, M., Johnson-Roberson, M., Murphy, R., Bongiorno, D. (2013). Kite Aerial Photography for Low-Cost, Ultra-high Spatial Resolution Multi-Spectral Mapping of Intertidal Landscapes. *PLoS ONE*, 8, e73550.
- Buckley, R. (1987). The effect of sparse vegetation on the transport of dune sand by wind. *Nature*, 325, 426-428.
- Burvingt, O., Masselink, G., Scott, T., Davidson, M., Russell, P. (2018). Climate forcing of regionally-coherent extreme storm impact and recovery on embayed beaches. *Marine Geology*, 401, 112-128.
- Callaway, R.M. (1995). Positive interactions among plants. *The Botanical Review*, 61, 306-349.
- Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., MacE, G.M., Tilman, D., Wardle, D.A., Kinzig, A.P., Daily, G.C., Loreau, M., Grace, J.B., Larigauderie, A., Srivastava, D.S., Naeem, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486 (7401), 59-67.
- Carmel, Y., Kadmon, R. (1998). Computerized classification of Mediterranean vegetation using panchromatic aerial photographs. *J. Veg. Sci.*, 9, 445-454.
- Carter, R.W.G (1990). The geomorphology of coastal dunes in Ireland. In: Bakker, T.W., Jungerius, P.D., Klijn, J.A., (Eds.), *Dunes of the European Coasts: Geomorphology—Hydrology—Soils*. Catena Supplement, 18. Elsevier, Amsterdam, pp. 31–40.
- Carter, R.W.G. (1988). *Coastal Environments*. Academic Press, London, pp. 617
- Carter, R.W.G., Bauer, B.O., Sherman, D.J., Davidson-Arnott, R.G.D., Gares, P.A., Nordstrom, K.F., Orford, J.D. (1992). Dune development in the aftermath of stream outlet closure: examples from Ireland and California. In: Carter, R.W.G., Curtis, T.G.F., Sheehy-Skeffington, M.J., (Eds.), *Coastal Dunes: Geomorphology, Ecology and Management for Conservation*. Balkema, Rotterdam, pp. 57–69.
- Carter, R.W.G., Hesp, P.A., Nordstrom, K.F. (1990). Erosional landforms in coastal dunes. In: Nordstrom, K.F., Psuty, N.P., Carter, R.W.G., (Eds.), *Coastal Dunes: Form and Process*. Wiley, London, pp. 217– 249.
- Casper, B.B., Jackson, R.B. (1997). Plant competition underground. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 28, 545-570.
- Castelle, B., Abadie, S., Bertin, X., Chaumillon, E., Le Cozannet, G., Long, N., Rocle, N., Sottolichio, A. (2018a). Modification du Littoral. In: *Anticiper les Changements Climatiques en*

-
- Nouvelle-Aquitaine : Pour agir dans les territoires*, Ed. Région Nouvelle-Aquitaine, Bordeaux, France, pp. 305–329.
- Castelle, B., Bujan, S., Ferreira, S., Dodet, G. (2017b). Foredune morphological changes and beach recovery from the extreme 2013/2014 winter at a high-energy sandy coast. *Mar. Geol.*, 385, 41–55. doi:10.1016/j.margeo.2016.12.006
- Castelle, B., Dodet, G., Masselink, G., Scott, T. (2017a). A new climate index controlling winter wave activity along the Atlantic coast of Europe: The West Europe Pressure Anomaly. *Geophysical Research Letters*, 44 (3), 1384-1392.
- Castelle, B., Dodet, G., Masselink, G., Scott, T. (2018c). Increased Winter-Mean Wave Height, Variability, and Periodicity in the Northeast Atlantic Over 1949–2017. *Geophysical Research Letters*, 45 (8), 3586-3596.
- Castelle, B., Guillot, B., Marieu, V., Chaumillon, E., Hanquiez, V., Bujan, S., Poppeschi, C. (2018b). Spatial and temporal patterns of shoreline change of a 280-km long high-energy disrupted sandy coast from 1950 to 2014: SW France. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 200, 212–223.
- Castelle, B., Laporte-Fauret, Q., Marieu, V., Michalet, R., Rosebery, D., Bujan, S., Lubac, B., Bernard, J.B., Valance, A., Dupont, P., El Moctar, A.O., Narteau, C. (2019). Nature-based solution along high-energy eroding sandy coasts: Preliminary tests on the reinstatement of natural dynamics in reprofiled coastal dunes. *Water (Switzerland)*, 11 (12), 2518.
- Castelle, B., Marieu, V., Bujan, S., Ferreira, S. (2020). 16 years of topographic surveys of rip-channelled high-energy meso-macrotidal sandy beach. *Scientific Data*, 7, 410, doi:10.1038/s41597-020-00750-5.
- Castelle, B., Marieu, V., Bujan, S., Ferreira, S., Parisot, J.-P., Capo, S., Sénéchal, N., Chouzenoux, T. (2014). Equilibrium shoreline modelling of a high-energy meso-macrotidal multiple-barred beach. *Marine Geology*, 347, 85-94.
- Castelle, B., Marieu, V., Bujan, S., Splinter, K.D., Robinet, A., Senechal, N., Ferreira, S. (2015). Impact of the winter 2013–2014 series of severe Western Europe storms on a double-barred sandy coast: Beach and dune erosion and megacusp embayments. *Geomorphology*, 238, 135–148.
- Castelle, B., Turner, I.L., Bertin, X., Tomlinson, R. (2009). Beach nourishments at Coolangatta Bay over the period 1987-2005: Impacts and lessons. *Coastal Engineering*, 56 (9), 940-950.

- Cencini, C., Varani, L. (1989). Degradation of coastal dune systems through anthropogenic action. In: Fabbri, P., (Ed.), *Coastlines of Italy*. American Society of Civil Engineers, New York, NY, pp.55–69.
- Charbonnier, C., Lavesque, N., Anschutz, P., Bachelet, G., Lecroart, P. (2016). Role of macrofauna on benthic oxygen consumption in sandy sediments of a high-energy tidal beach. *Cont. Shelf Res.*, 120, 96–105.
- Chaumillon, E., Cange, V., Gaudefroy, J., Merle, T., Bertin, X., Pignon, C. (2019). Controls on Shoreline Changes at Pluri-annual to Secular Timescale in Mixed-energy Rocky and Sedimentary Estuarine Systems. *Journal of Coastal Research*, 88 (1), 135-156.
- Chen, J.M. (1999). Spatial scaling of a remotely sensed surface parameter by contexture. *Remote Sens. Environ.*, 69, 30–42, doi:10.1016/S0034-4257(99)00006-1.
- Cheplick, G.P., Grandstaff, K. (1997). Effects of sand burial on purple sandgrass (*Triplasis purpurea*): the significance of seed heteromorphism. *Plant Ecology*, 133, 79–89.
- Clarke, M.L., Rendell, H.M. (2010). Atlantic storminess and historical sand drift in Western Europe: implications for future management of coastal dunes. *J. Coast. Conserv.*, 15, 227–236.
- Claudin, P., Andreotti, B. (2006). A scaling law for aeolian dunes on Mars, Venus, Earth, and for subaqueous ripples. *Earth and Planetary Science Letters*, 252 (1-2), 30-44.
- Clements F.E. (1936). Nature and structure of the climax. *Journal of Ecology*, 24, 252-284.
- Cohn, N., Hoonhout, B.M., Goldstein, E.B., De Vries, S., Moore, L.J., Durán Vinent, O., Ruggiero, P. (2019). Exploring marine and aeolian controls on coastal foredune growth using a coupled numerical model. *J. Mar. Sci. Eng.*, 7, 13.
- Cohn, N., Ruggiero, P., de Vries, S., Kaminsky, G.M. (2018). New insights on coastal foredune growth: The relative contributions of marine and aeolian processes. *Geophys. Res. Lett.*, 45, 4965–4973.
- Combe, J.P., Launeau, P., Pinet, P., Despan, D., Harris, E., Ceuleneer, G., Sotin, C. (2006). Mapping of an ophiolite complex by high-resolution visible-infrared spectrometry. *Geochem. Geophys. Geosyst.*, 7 (8), Q08001, doi:10.1029/2005GC001214.
- Connell, J.H. (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199 (4335), 1302-1310.
- Cooke, B.C., Jones, A.R., Goodwin, I.D., Bishop, M.J. (2012). Nourishment practices on Australian sandy beaches: A review. *Journal of Environmental Management*, 113, 319-327
- Cooke, R.U., Goudie, A.S., Warren, A. (1993). *Desert Geomorphology*, UCL Press, London, pp. 526.

- Cooper, J. A.G., Masselink, G., Coco, G., Short, A.D., Castelle, B., Rogers, K., Anthony, E., Green, A.N., Kelley, J.T., Pilkey, O.H., Jackson, D.W.T. (2020). Sandy beaches can survive sea-level rise. *Nature Climate Change*, 10(11), 993-995, doi:10.1038/s41558-020-00934-2.
- Cooper, W.S. (1958). Coastal Sand Dunes of Oregon and Washington. *Geological Society of America - Memoir*, 72, pp. 169.
- Cooper, W.S. (1967). Coastal Sand Dunes of California. *Geological Society of America, Memoir*, 101, pp. 131.
- Corcket, E., Callaway, R.M., Michalet, R. (2003). Insect herbivory and grass competition in a calcareous grassland: results from a plant removal experiment. *Acta Oecologica*, 24, 139-146.
- Corenblit, D., Baas, A., Balke, T., Bouma, T., Fromard, F., Garófano-Gómez, V., González, E., Gurnell, A.M., Hortobágyi, B., Julien, F., Kim, D., Lambs, L., Stallins, J.A., Johannes Steiger, J., Tabacchi, E., Walcker, R. (2015). Engineer pioneer plants respond to and affect geomorphic constraints similarly along water-terrestrial interfaces world-wide. *Glob. Ecol. Biogeogr.*, 24, 1363–1376.
- Corona, M.G., Vicente, A.M., Novo, F.G. (1988). Long-term vegetation changes on the stabilized dunes of Doñana National Park (SW Spain). *Vegetatio* 75, 73–80.
- Correll, M.D., Hantson, W., Hodgman, T.P., Cline, B.B., Elphick, C.S., Gregory Shriver, W., Tymkiw, E.L., Olsen, B.J. (2019). Fine-scale mapping of coastal plant communities in the northeastern USA. *Wetlands*, 39, 17–28.
- Cowles, H.C. (1898). The ecological relations of the vegetation on the sand dunes of Lake Michigan. *Botanical Gazette*, 27, 97–117.
- Cox, G. (1990). *Laboratory manual of general ecology* 6th Ed. Dubuque, Iowa: William C. Brown, pp. 248.
- Craine, J.M. (2005). Reconciling plant strategy theories of Grime and Tilman. *Journal of Ecology*, 93, 1041-1052
- Creer, J., Litt, E., Ratcliffe, J., Rees, S., Thomas, N., Smith, P. (2020). A comment on some of the conclusions made by Delgado-Fernandez et al. (2019). “Is ‘re-mobilisation’ nature conservation or nature destruction? A commentary”. *Journal of Coastal Conservation*, 24 (3), 29.
- da Silva, G.M., Hesp, P., Peixoto, J., Dillenburg, S.R. (2008). Fore-dune vegetation patterns and alongshore environmental gradients: Moçembique Beach, Santa Catarina Island, Brazil. *Earth Surface Processes and Landforms*, 33 (10), 1557-1573.

-
- Darke, I.B., Walker, I.J., Hesp, P.A. (2016). Beach–dune sediment budgets and dune morphodynamics following coastal dune restoration, Wickaninnish Dunes, Canada. *Earth Surface Processes and Landforms*, 41(10), 1370-1385.
- Davidson-Arnott, R.G.D. (2010). Introduction to coastal processes and geomorphology. United States of America by Cambridge University Press, New York, pp. 458.
- Davidson-Arnott, R.G.D., Bauer, B.O., Walker, I.J., Hesp, P.A., Ollerhead, J., Chapman, C. (2012). High-frequency sediment transport responses on a vegetated foredune. *Earth Surface Processes and Landforms*, 37 (11), 1227-1241.
- Davidson-Arnott, R.G.D., Law, M.N. (1996). Measurement and prediction of long-term sediment supply to Coastal Foredunes. *Journal of Coastal Research*, 12, 654-663.
- Davies, H.C. Weather chains during the 2013/2014 winter and their significance for seasonal prediction. (2015). *Nature Geoscience*, 8, 833–837.
- Davis, M.A., Grime, J.P., Thompson, K. (2000). Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invisibility. *Journal of Ecology*, 88, 528-534.
- Day, J.W., Boesch, D.F., Clairain, E.J., Kemp, G.P., Laska, S.B., Mitsch, W.J., Simenstad, C.A. (2007). Restoration of the Mississippi delta: lessons from hurricanes katrina and rita. *Science*, 315 (5819), 1679–1684.
- De Giglio, M., Greggio, N., Goffo, F., Merloni, N., Dubbini, M., Barbarella, M. (2019). Comparison of pixel- and object-based classification methods of unmanned aerial vehicle data applied to coastal dune vegetation communities: Casal borsetti case study. *Remote Sens.*, 11, 1416, doi:10.3390/rs11121416.
- De Vriend, H.J., Van Koningsveld, M. (2012). Building with Nature: Thinking, Acting and Interacting Differently. *Dordrecht, The Netherlands: Ecoshape*, pp. 39.
- De Vries, S., Southgate, H.N., Kanning, W., Ranasinghe, R. (2012). Dune behavior and aeolian transport on decadal timescales. *Coast Eng*, 67, 41–53.
- De Vries, S., van Thiel de Vries, J.S.M., van Rijn, L.C., Arens, S.M., Ranasinghe, R. (2014). Aeolian sediment transport in supply limited situations, *Aeolian Research*, 12, 75-85, doi:10.1016/j.aeolia.2013.11.005.
- Debernard Boldingh, J., Petter Røed, L. (2008). Future wind, wave and storm surge climate in the Northern Seas: A revisit. *Tellus, Series A: Dynamic Meteorology and Oceanography*, 60 A (3), 427-438.

- Delacourt, C., Allemand, P., Jaud, M., Grandjean, P., Deschamps, A., Ammann, J., Cuq, V., Suanez, S. (2009). DRELIO: An Unmanned Helicopter for Imaging Coastal Areas. *J. Coast. Res.*, 56, 1489–1493.
- Delbaere, B.C.W. (1998). *Facts and Figures on European Biodiversity: State and Trends 1998–1999*. European Centre for Nature Conservation, Tilberg, The Netherlands, pp. 115.
- Delgado-Baquerizo, M., Maestre, F.T., Gallardo, A., Bowker, M.A., Wallenstein, M.D., Quero, J.L, ... Zaady, E. (2013). Decoupling of soil nutrient cycles as a function of aridity in global drylands. *Nature*, 502 (7473), 672-676.
- Delgado-Fernandez, I. (2010). A review of the application of the fetch effect to modelling sand supply to coastal foredunes. *Aeolian Research*, 2 (2-3), 61 - 70
- Delgado-Fernandez, I., Davidson-Arnott, R.G.D., Hesp, P.A. (2019). Is ‘remobilisation’ nature restoration or nature destruction? A commentary. *J Coast Conserv.*, 23, 1093–1103.
- Deng, L., Sweeney, S., Shanguan, Z.P. (2013). Grassland responses to grazing disturbance: plant diversity changes with grazing intensity in a desert steppe. *Grass and Forage Science*, 69 (3), 524-533.
- Digby, P.G.N., Kempton R.A. (1987). *Multivariate Analysis of Ecological Communities*. Chapman and Hall, Population and Community Biology Series, London, pp. 206.
- Dimitrakopoulos, P.G., Siamantziouras, A.S.D., Galanidis, A., Mprezetou, I., Troumbis, A.Y.D. (2006). The interactive effects of fire and diversity on short-term responses of ecosystem processes in experimental Mediterranean grasslands. *Environmental Management*, 37 (6), 826-839.
- DJI. (2016). Phantom 4 Disclaimer and Safety Guidelines, V1.2, DJI: Shenzhen, China.
- Dodet, G., Bertin, X., Taborde, R. (2010). Wave climate variability in the North-East Atlantic Ocean over the last six decades. *Ocean Modell.*, 31(3–4), 120–131.
- Dodet, G., Castelle, B., Masselink, G., Scott, T., Davidson, M., Floc'h, F., Jackson, D., Suanez, S. (2019). Beach recovery from extreme storm activity during the 2013–14 winter along the Atlantic coast of Europe. *Earth Surface Processes and Landforms*, 44 (1), 393-401.
- Donelan, M., Skafel, M., Graber, H., Liu, P., Schwab, D., Venkatesh, S. (1992). On the growth rate of wind-generated waves. *Atmosphere-Ocean*, 30 (3), 457–478.
- Dong, Z., Liu, X., Wang, H., Wang, X. (2003). Aeolian sand transport: a wind tunnel model. *Sediment. Geol.*, 161, 71-83.

-
- Dong, Z., Luo, W.Y., Gian, G.C. (2008). Wind tunnel simulation of the three-dimensional air flow patterns around shrubs. *Journal of Geophysical Research – Earth Surface*, 113 (F2).
- Donker, J., Van Maarseveenand, M., Ruessink, G. (2018). Spatio-temporal variations in foredune dynamics determined with Mobile Laser Scanning. *J. Mar. Sci. Eng.*, 6, 126.
- Doody, J.P. (1996). Management and use of dynamic estuarine shorelines. In: Nordstrom, K.F., Roman, C.T., (Eds.), *Estuarine Shores: Evolution, Environments and Human Alterations*. Wiley, Chichester, pp.421–434.
- Doody, J.P. (2012). *Sand Dune Conservation, Management and Restoration*. Springer, Berlin, Germany, pp. 306.
- Dornbusch, U. (2010). Ground survey methods for mixed sand and gravel beaches in intertidal environments: a comparison. *J Coast Res*, 26 (3), 451–464.
- Dunn, C.P., Sharpe, D.M., Guntenspergen, G.R., Stearns, F., Yang, Z. (1990). Methods for analyzing temporal changes in landscape pattern. In: Turner, M.G, Gardner, R.H., (Eds.), *Quantitative Methods in Landscape Ecology*, Springer-Verlag, New York, pp. 173-198.
- Dupuis, H., Michel, D., Sottolichio, A. (2006). Wave climate evolution in the Bay of Biscay over two decates. *J. Mar. Syst*, 63, 105-114.
- Durán, O., Moore, L.J. (2013). Vegetation controls on the maximum size of coastal dunes. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 110, 17217–17222.
- Eamer, J.B.R., Darke, I.B., Walker, I.J. (2013). Geomorphic and sediment volume responses of a coastal dune complex following invasive vegetation removal. *Earth Surface Processes and Landforms*, 38(10), 1148-1159.
- Einstein, H. (1972). In: Meyer, R.E., (Eds.), *A basic description of sediment transport on beaches, waves on beaches and resulting sediment transport*, Academic Press, New York, pp. 29–34.
- Eisemann, E.R., Wallace, D.J., Buijsman, M.C., Pierce, T. (2018). Response of a vulnerable barrier island to multi-year storm impacts: LiDAR-data-inferred morphodynamic changes on Ship Island, Mississippi, USA. *Geomorphology*, 313, 58–71.
- Eriksson, P.G., Nixon, N., Snyman C.P., Bothma, J.P. (1989). Ellipsoidal parabolic dune patches in the Southern Kahahari desert. *Journal of Arid Environments*, 16, 111-124.
- European Commission. (2007). Interpretation Manual of European Union Habitats. Brussels: European Commission Environment Directorate-General, EUR 27, pp. 142.

- European commission. (2015). Nature-Based Solutions & Re-Naturing Cities. Final Report of the Horizon 2020 Expert Group on ‘Nature-Based Solutions and ReNaturing Cities’. Directorate-General for Research and Innovation–Climate Action, Environment, Resource Efficiency and Raw Materials, pp. 74. Available online: <http://dx.doi.org/10.2777/765301>.
- Fabbri, S., Giambastiani, B.M.S., Sistilli, F., Scarelli, F., Gabbianelli, G. (2017). Geomorphological analysis and classification of foredune ridges based on Terrestrial Laser Scanning (TLS) technology. *Geomorphology*, 295, 436–451.
- Favennec, J. (2007). Principes et évolutions de la gestion dunaire. In *Les Rendez-vous Techniques de l’ONF n°17*, Office National des Forêts, Paris, France, pp. 22–30.
- Feagin, R.A., Figlus, J. Zinnert, J.C., Sigren, J., Martínez, M.L., Silva, R., Smith, W.K., Cox, D., Young, D.R., Carter, G. (2015). Going with the flow or against the grain? The promise of vegetation for protecting beaches, dunes, and barrier islands from erosion. *Front. Ecol. Environ.*, 13, 203–210.
- Fernandez-Cascales, L. (2017). Contribution des mécanismes de croissance dunaire pour la compréhension des climats planétaires. Ph.D. thesis, Université de Paris.
- Ferrario, F., Beck, M., Storlazzi, C., Micheli, F., Shepard, C., Aioldi, L. (2014). The effectiveness of coral reefs for coastal hazard risk reduction and adaptation. *Nature Communications*, 5, 3794.
- Filippi, A.M., Jensen, J.R. (2006). Fuzzy learning vector quantization for hyperspectral coastal vegetation classification. *Remote Sens. Environ.*, 100, 512–530.
- Fiorillo, F., Limongiello, M., (2016). Fernández-Palacios, B.J. Testing GoPro for 3D model reconstruction in narrow spaces. *Acta IMEKO*, 5, 64–70.
- Fisk, C., Clarke, K.D., Lewis, M.M. (2019). Comparison of hyperspectral versus traditional field measurements of fractional ground cover in the Australian arid zone. *Remote Sens.*, 11, 2825.
- Foody, G.M. (2002). Status of land cover classification accuracy assessment. *Remote Sens. Environ.*, 80, 185–201.
- Ford, H. (2001). Biodiversity, ecosystem function and ecosystem service provision in saltmarsh and sand dune grasslands. PhD thesis, University of Bangor.
- Forey, E. (2007). Importance de la perturbation, du stress et des interactions biotiques sur la diversité végétale des dunes littorales d’Aquitaine. Ph.D. thesis, Université de Bordeaux.

- Forey, E., Chapelet, B., Tilquin, M., Vitasse, Y., Touzard, B., Michalet, R. (2008). The relative importance of disturbance and environmental stress at local and regional scales in French coastal sand dunes. *Journal of Vegetation Science*, 19 (4), 493-502.
- Forey, E., Lortie, C.J., Michalet, R. (2009). Spatial patterns of association at local and regional scales in coastal sand dune communities. *Journal of Vegetation Science*, 20 (5), 916-925.
- Forey, E., Touzard, B., Michalet, R. (2010). Does disturbance drive the collapse of biotic interactions at the severe end of a diversity-biomass gradient? *Plant Ecology*, 206 (2), 287-295.
- Fortunel, C., Garnier, E., Joffre, R., Kazakou, E., Quested, H., Grigulis, K., Lavorel, S., Ansquer, P., Castro, H., Cruz, P., Doležal, J., Eriksson, O., Freitas, H., Golodets, C., Jouany, C., Kigel, J., Kleyer, M., Lehsten, V., Lepš, J., Meier, T., Pakeman, R., Papadimitriou, M., Papanastasis, V.P., Quétier, F., Robson, M., Sternberg, M., Theau, J.P., Thébault, A., Zarovali, M. (2009). Leaf traits capture the effects of land use changes and climate on litter decomposability of grasslands across Europe. *Ecology*, 90 (3), 598-611.
- Franco, A.C., Nobel, P.S. (1989). Effects of the nurse plant on the microhabitat and growth of cacti. *Journal of Ecology*, 77, 870–886.
- Fraser, G.S., Bennet, S.W., Olyphant, G.A., Bauch, N.J., Ferguson, V., Gellasch, C.A., Millard, C.L., Mueller, B., O'Malley, P.J., Way, N., Woodfield, M.C. (1998). Wind flow circulation patterns in a coastal dune blowout, south coast of Lake Michigan. *Journal of Coastal Research*, 14, 451–460.
- Fraser, L.H., Pärtel, M., Pither, J., Jentsch, A., Sternberg, M., Zobel, M. (2015). Response to comment on "worldwide evidence of a unimodal relationship between productivity and plant species richness". *Science*, 350 (6265), 1777c.
- Friedl, M.A., Davis, F.W., Michaelsen, J., Moritz, M.A. (1995). Scaling and uncertainty in the relationship between the NDVI and land surface biophysical variables: An analysis using a scene simulation model and data from FIFE. *Remote Sens. Environ.*, 54, 233–246, doi:10.1016/0034-4257(95)00156-5.
- Froidefond, J.M., Prud'homme, R. (1991). Coastal erosion and aeolian sand transport on the Aquitaine coast. *Acta Mechanica. Suppl.*2, 147-159.
- Furukawa, Y., Ponce, J. (2010). Accurate, dense, and robust multiview stereopsis. *IEEE Transactions on Pattern Analysis and Machine Intelligence*, 32 (8), 1362-1376
- Gallego-Fernandez, J.B., Sanchez, I.A., Ley, C. (2011). Restoration of isolated and small coastal sand dunes on the rocky coast of northern Spain. *Ecol. Eng.* 37, 1822–1832.

-
- Gao, J., Kennedy, D.M., Konlechner, T.M. (2020). Coastal dune mobility over the past century: A global review. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 44 (6), 814-836.
- García-Romero, L., Hesp, P.A., Peña-Alonso, C., Miot da Silva, G., Hernández-Calvento, L. (2019). Climate as a control on foredune mode in Southern Australia. *Science of the Total Environment*, 694, 133768.
- Gares, P.A., Nordstrom, K.F. (1995). A cyclic model of foredune blowout evolution for a leeward coast: Island Beach, NJ. *Annals of the Association of American Geographers*, 85, 1-20.
- Gaudet, C.L., Keddy, P.A. (1995). Competitive performance and species distribution in shoreline plant communities: a comparative approach. *Ecology*, 76, 280-291.
- Gause, G.F. (1934). *The Struggle for Existence*. Baltimore, Williams & Wilkins, pp. 188.
- GIEC. (2014). Contribution des groupes de travail I, II et III au cinquième, rapport d'évaluation du groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat [Sous la direction de l'équipe de rédaction principale, Pachauri, R.K., et Meyer, L.A.], *Changements climatiques 2014 : Rapport de synthèse, Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du Climat*, Genève, Suisse.
- Glenn, M. (1979). Glossary. In: McKee, E.D., (Ed.), *A Study of Global Sand Seas. United States Geological Survey Professional Paper, 1052*. US Gov. Printing Office, Washington, pp. 399–407.
- Godfrey, P.J., Leatherman, S.A., Buckley, P.A. (1978). Impact of off-road vehicles on coastal ecosystems. *Coastal Zone '78, ASCE, New York*, 581-600.
- Goldberg, D.E., Turkington, R., Olsvig-Whittaker, L., Dyer, A.R. (2001). Density dependence in an annual plant community: variation among life history stages. *Ecological Monograph*, 71, 423-446.
- Goldsmith, V. (1978). Coastal dunes. In: Davis, R.A., (Ed.), *Coastal Sedimentary Environments*. Springer Verlag, New York, pp. 171–230.
- Goldsmith, V. (1989). Coastal sand dunes as geomorphological systems. In: Gimingham, C.H., Ritchie, W., Willetts, B.B., Willis, A.J., (Eds.), *Coastal Sand Dunes. Proceedings of the Royal Society of Edinburgh, vol. 96B*. Roy. Soc., Edinburgh, pp. 3 – 15.
- Gonçalves, J.A., Henriques, R. (2015). UAV photogrammetry for topographic monitoring of coastal areas. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.*, 104, 101–111.
- Gonzalez-Villanueva, R., Costas, S., Duarte, H., Perez-Arlucea, M., Alejo, I. (2011). Blowout evolution in a coastal dune: using GPR, aerial imagery and core records. *Journal of Coastal Research*, 64, 278–282.

-
- Goodall, D.W. (1953). Point quadrat methods for the analysis of vegetation. The treatment of data for tussock grasses. *Australian Journal of Botany*, 1, 457–461.
- Gooding, E.G.B. (1947). Observations on the sand dunes of Barbados, British West Indies. *Journal of Ecology*, 34, 111–125.
- Gotelli, N.J., Ellison, A.M. (2004). *A primer of ecological statistics*, Sinauer Associates, Inc. Publishers; pp. 640.
- Grasso, F., Castelle, B., Ruessink, B. (2012). Turbulence dissipation under breaking waves and bores in a natural surf zone. *Continental Shelf Research*, 43, 133–141.
- Green, D.R., Cummins, R., Right, R., Miles, J. (1993). A methodology for acquiring information on vegetation succession from remotely sensed imagery. In: Haines-Young, R., Green, D.R, Cousins, S. (Eds.). *Landscape Ecology and GIS*, Taylor and Francis, London, pp. 111-128.
- Grime, J.P. (1973). Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature*, 242(5396), 344-347.
- Grime, J.P. (1974). Vegetation classification by reference to strategies. *Nature* 250(5461): 26-31.
- Grime, J.P. (1977). Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevant to ecological and evolutionary theory. *The American Naturalist*, 111, 169- 1194.
- Grime, J.P. (1979). *Plant strategies and vegetation processes*. John Wiley and Sons, Chichester, England, pp. 456.
- Gross, N. (2007). Mécanismes de structuration des prairies subalpines: apport des traits fonctionnels. Thèse, Université J. Fourier, Grenoble 1.
- Guisado-Pintado, E., Jackson, D.W.T. (2018). Multi-scale variability of storm Ophelia 2017: The importance of synchronised environmental variables in coastal impact. *Sci. Total Environ.*, 630, 287–301.
- Guisado-Pintado, E., Jackson, D.W.T., Rogers, D. (2019). 3D mapping efficacy of a drone and terrestrial laser scanner over a temperate beach-dune zone. *Geomorphology*, 328, 157–172.
- Hamm, L., Capobianco, M., Dette, H.H., Lechuga, A., Spanhoff, R., Stive, M.J.F. (2002). A summary of European experience with shore nourishment. *Coastal Engineering*, 47 (2), 237-264.
- Hanson, H., Brampton, A., Capobianco, M., Dette, H.H., Hamm, L., Laustrup, C., Lechuga, A., Spanhoff, R. (2002). Beach nourishment projects, practices, and objectives - A European overview. *Coastal Engineering*, 47 (2), 81-111.

-
- Hanson, S., Nicholls, R., Ranger, N., Hallegatte, S., Corfee-Morlot, J., Herweijer, C., Chateau, J. (2011). A global ranking of port cities with high exposure to climate extremes. *Climatic Change*, 104 (1), 89–111.
- Harris, C. (1974). Wind speed and sand movement in a coastal dune environment. *Area*, 6, 243–249.
- Hastwell G.T., Facelli, J.M. (2003). Differing effects of shade-induced facilitation on growth and survival during the establishment of a chenopod shrub, *Journal of Ecology*, 91, 941-950.
- Hayes, M.O. (1979). Barrier island morphology as a function of tidal and wave regime. *Barrier islands: from the Gulf of St. Lawrence to the Gulf of Mexico*, 1-27.
- Helensfield, P., Jungerius, P.D., Klijn, J.A. (2004). European policy for coastal dunes. In: Martinez, M.L., Psuty, N.P. (Eds.), *Coastal Dunes — Ecology and Conservation*. Ecological Studies, 171. Springer-Verlag, Berlin, Germany, pp. 335–351.
- Hennessy, A., Clarke, K., Lewis, M. (2020). Hyperspectral Classification of Plants: A Review of Waveband Selection Generalisability. *Remote Sens.*, 12, 113, doi:10.3390/rs12010113.
- Hermesh, R. (1972). A study of the ecology of the Athabasca sand dunes with emphasis on the phytogenic aspects of dune formation. MSc thesis, University of Saskatchewan, Saskatoon, SK.
- Heslenfeld, P., Jungerius, P., Klijn, J. (2004). European coastal dunes: Ecological values, threats, opportunities and policy development. In: Martinez, M.L., Pusty, N., (Eds.), *Coastal Dunes, Ecology and Conservation*. Springer: Berlin, Germany, pp. 335–351.
- Hesp, P.A. (1981). The formation of shadow dunes. *Journal of Sedimentary Petrology*, 51 (1), 101-111.
- Hesp, P.A. (1982). Morphology and Dynamics of Foredunes in S.E. Australia. Unpubl. PhD Thesis, Dept. Geography, University of Sydney, pp. 397.
- Hesp, P.A. (1983). Morphodynamics of incipient foredunes in NSW, Australia. In: Brookfield, M.E., Ahlbrandt, T.S., (Eds.), *Eolian Sediments and Processes*. Elsevier, Amsterdam, pp. 325– 342.
- Hesp, P.A. (1984a). Foredune formation in southeast Australia. In: Thom, B.G. (Ed.), *Coastal Geomorphology in Australia*, Academic Press, London, pp. 69-97.
- Hesp, P.A. (1984b). The formation of sand “beach ridges” and foredunes. *Search*, 15, 289-291.
- Hesp, P.A. (1988). Morphology, dynamics and internal stratification of some established foredunes in southeast Australia. In: Hesp, P.A., Fryberger, S., (Eds.), *Eolian Sediments. Journal of Sedimentary Geology*, vol. 55, pp. 17– 41.

- Hesp, P.A. (1989). A review of biological and geomorphological processes involved in the initiation and development of incipient foredunes. In: Gimingham, C.H., Ritchie, W., Willetts, B.B., Willis, A.J., (Eds.), *Coastal Sand Dunes. Proceedings of the Royal Society of Edinburgh*, vol. 96B. Roy. Soc. Edinb., Edinburgh, pp. 181–202.
- Hesp, P.A. (1991). Ecological processes and plant adaptations on coastal dunes. *J. Arid Environments*, 21, 165-191.
- Hesp, P.A. (1996). Flow dynamics in a trough blowout. *Journal of Boundary-Layer Meteorology*, 77, 305-330.
- Hesp, P.A. (1999). The beach backshore and beyond. In: Short, A.D., (Ed.), *Handbook of Beach and Shoreface Morphodynamics*, Wiley, London, pp. 145-170.
- Hesp, P.A. (2002). Foredunes and blowouts: initiation, geomorphology and dynamics. *Geomorphology*, 48, 245-268.
- Hesp, P.A. (2011). Dune coasts. In: Wolanski, E., McLusky, D., (Eds.), *Treatise on Estuarine and Coastal Science*, vol 3, Academic Press, pp. 193-221.
- Hesp, P.A. (2013). A 34 year record of foredune morphodynamics at Dark Point, NSW, Australia. In: Conley, D.C., Masselink, G., Russell, P.E., O'Hare, T.J., (Eds), *Proceedings 12th International Coastal Symposium* (Plymouth, England), *J Coastal Res*, 65, 1295-1300.
- Hesp, P.A., Hyde, R. (1996). Flow dynamics and geomorphology of a trough blowout. *Sedimentology*, 43, 505–525.
- Hesp, P.A., Martinez, M. (2007). Disturbance in coastal dune ecosystems. In: Johnson, E.A., Miyanishi, K., (Eds.), *Plant Disturbance Ecology: The Process and Response*. Academic Press, pp. 215–247.
- Hesp, P.A., Smyth, T.A.G., Nielsen, P., Walker, I.J., Bauer, B.O., Davidson-Arnott, R.G.D. (2015) low deflection over a foredune. *Geomorphology*, 230, 64-74.
- Hesp, P.A., Walker, I.J. (2013). Coastal Dunes. In: Shroder, J. (Editor in Chief), Lancaster, N., Sherman, D.J., Baas, A.C.W., (Eds.), *Treatise on Geomorphology*. Academic Press, San Diego, CA, vol. 11, Aeolian Geomorphology, pp. 328–355.
- Hesp, P.A., Walker, I.J., Chapman, C.A., Davidson-Arnott, R.G.D., Bauer, B.O. (2013). Aeolian dynamics over a coastal foredune, Prince Edward Island, Canada. *Earth Surf. Process. Landf.*, 38, 1566-1575.

-
- Hill, M.O. (1973). Reciprocal averaging: an eigenvector method of ordination. *Journal of Ecology*, *61*, 237-249.
- Hilton, D., Davidson, M., Scott, T. (2020). Seasonal Predictions of Shoreline Change, Informed by Climate Indices. *J. Mar. Sci. Eng.*, *8*, 616.
- Hilton, M.J. (2006). The loss of New Zealand's active dunes and the spread of marram grass (*Ammophila arenaria*). *N. Z. Geogr.*, *62*, 105–120.
- Holmgren, M. (2000) Combined effects of shade and drought on tulip poplar seedlings: tradeoff in tolerance or facilitation? *Oikos*, *90*, 67-78.
- Hommersom, A., Kratzer, S., Laanen, M., Ansko, I., Ligi, M., Bresciani, M., Giardino, C., Beltrán-Abaunza, J.M., Moore, G., Wernand, M., Peters, S. (2012). Intercomparison in the field between the new WISP-3 and other radiometers (TriOS Ramses, ASD FieldSpec, and TACCS). *J. Appl. Remote Sens.*, *6*, 063615, doi:10.1117/1.JRS.6.063615.
- Hommel, S., Horstman, E.M., Mulder, Y.P.B. (2011). Implementation of coastal erosion management in the Netherlands. *Ocean Coast. Manag.*, *54*, 188–197.
- Houser, C., Wernette, P., Rentschlar, E., Jones, H., Hammond, B., Trimble, S. (2015). Post-storm beach and dune recovery: Implications for barrier island resilience. *Geomorphology*, *234*, 54–63.
- Hsu, S.A. (1973). Computing eolian sand transport from shear velocity measurements. *Journal of Geology*, *81*, 739–743.
- Hughenoltz, C.H., Wolfe, S.A. (2006). Morphodynamics and climate controls of two Aeolian blowouts on the northern Great Plains, Canada. *Earth Surface Processes and Landforms*, *31*, 1540–1557.
- Hughenoltz, C.H., Wolfe, S.A. (2009). Form–flow interactions of an aeolian saucer blowout. *Earth Surface Processes and Landforms*, *34*, 919–928.
- Hurrell, J.W. (1995). Decadal trends in the North Atlantic oscillation: Regional temperatures and precipitation. *Science*, *269*(5224), 676-679.
- Huston, M. (1979). A general hypothesis of species diversity. *The American Naturalist*, *113* (1), 81-101.
- Huston, M. (2012). Precipitation, soils, NPP, and biodiversity: Resurrection of Albrecht's curve. *Ecological Monographs*, *82* (3), 277-296.
- Huston, M. (2014). Disturbance, productivity, and species diversity: Empiricism vs. logic in ecological theory. *Ecology*, *95* (9), 2382-2396.

-
- Idier, D., Castelle, B., Charles, E., Mallet, C. (2013a). Longshore sediment flux hindcast: spatio-temporal variability along the SW Atlantic coast of France. *J. Coast. Res.*, 65, 1785–1790
- Iversen, J.D., Rasmussen, K.R. (1994). The effect of surface slope on saltation threshold. *Sedimentology*, 41, 721-728.
- Iverson, J. D., Rasmussen, K. R. (1999). The effect of wind speed and bed slope on sand transport. *Sedimentology*, 46 (4), 723-731.
- Jackson, D.W.T., Costas, S., González-Villanueva, R., Cooper, A. (2019). A global ‘greening’ of coastal dunes: An integrated consequence of climate change? *Global and Planetary Change*, 182, 103026.
- Jackson, N.L., Nordstrom, K.F. (2013). Aeolian sediment transport and morphologic change on a managed and an unmanaged foredune. *Earth Surf. Process. Landf.*, 38, 413–420.
- Jackson, P.S., Hunt, J.C.R. (1975). Turbulent wind flow over a low hill. *Q. J. Roy. Meteorol. Soc.*, 101, 929-955.
- Jacobs, A.F.G., Van Boxel, J.H., El-Kilani, R.M.M. (1995). Vertical and horizontal distribution of wind speed and air temperature in a dense vegetation canopy. *Journal of Hydrology*, 166, 313-326.
- Jacobson, M. Z. (1999). *Fundamentals of Atmospheric Modeling*. Cambridge Univ. Press, New York, pp. 656.
- Jalon-Rojas, I., Castelle, B. (en préparation). Climate control of multidecadal variability in river discharge and precipitation in western Europe.
- Jaud, M., Grasso, F., Le Dantec, N., Verney, R., Delacourt, C., Ammann, J., Deloffre, J., Grandjean, P. (2016). Potential of UAVs for Monitoring Mudflat Morphodynamics (Application to the Seine Estuary, France). *ISPRS Int. J. Geo-Inf.*, 5, 50.
- Joffre, R., Rambal, S., (1993). How tree cover influences the water balance of Mediterranean rangelands. *Ecology*, 74, 570-582
- Johnston, C.A., Naiman, R.J. (1990). The use of a geographic information system to analyze long-term landscape alteration by beaver. *Landscape Ecol.*, 4, 5-20.
- Juel, A., Groom, G.B., Svenning, J.C., Ejrnæs, R. (2015). Spatial application of Random Forest models for fine-scale coastal vegetation classification using object based analysis of aerial orthophoto and DEM data. *Int. J. Appl. Earth Observ. Geoinf.*, 42, 106–114.

-
- Jungerius, P.D., Koehler, H., Kooijman, A.M., Mùcher, H.J., Graefe, U. (1995). Response of vegetation and soil ecosystem to moving and sod removal in the coastal dunes 'Zwanewater', the Netherlands. *J. Coastal Conserv.*, 1, 3–16.
- Jungerius, P.D., Van der Meulen, F. (1988). Erosion processes in a dune landscape along the Dutch coast. *Catena*, 15, 217-228.
- Jungerius, P.D., Van der Meulen, F. (1989). The development of dune blowouts, as measured with erosion pins and sequential air photos. *Catena*, 16, 369–376.
- Jungerius, P.D., Verheggen, A.J., Wiggers, A.J. (1981). The development of blowouts in 'De Blink', a coastal dune area near Noordwijkerhout, The Netherlands. *Earth Surface Processes and Landforms*, 6, 375-396.
- Jungerius, P.D., Witter, J.V., Van Boxel, J. (1991). The effects of changing wind regimes on the development of blowouts in the coastal dunes of The Netherlands. *Landscape Ecology*, 6 (1), 41-48.
- Kadib, A.A. (1965). *A Function of Sand Movement by Wind*. Technical Report HEL-2-12 and Dissertation. Department of Engineering, University of California: Berkeley, CA; 91
- Kawamura R. (1951). Study on Sand Movement by Wind. *Reports of Physical Sciences Research Institute of Tokyo University*, 5(3–4), 95–112 [translated from Japanese by National Aeronautic and Space Administration (NASA), Washington DC, 1972].
- Kéfi, S., Rietkerk, M., Alados, C.L., Pueyo, Y., Papanastasis, V.P., ElAich, A., De Ruiter, P.C. (2007). Spatial vegetation patterns and imminent desertification in Mediterranean arid ecosystems. *Nature*, 449 (7159), 213-217.
- Kennedy, D.M., Sherker, S., Brighton, B., Weir, A., Woodroffe, C. D. (2013). Rocky coast hazards and public safety: Moving beyond the beach in coastal risk management. *Ocean & Coastal Management*, 82, 85–94.
- Knapp, R. (Eds). (1948). Sampling methods and taxon analysis in vegetation science. Handbook of Vegetation Science 1. Part 4. Hague: Junk.
- Komar, P.D. (1998). *Beach processes and sedimentation*. 2nd Edition, Printice Hall, New Jersey, pp. 544.
- Konlechner, T.M., Ryu, W., Hilton, M.J., Sherman, D.J. (2015). Evolution of foredune texture following dynamic restoration, Doughboy Bay, Stewart Island, New Zealand. *Aeolian Research*, 19, Part B, 203-214.

- Kooijman, A.M. (2004). Environmental problems and restoration measures in coastal dunes in the Netherlands. In: Martínez, M.L., Psuty, N.P., (Eds.), *Coastal Dunes; Ecology and Conservation: Ecological Studies*, 171. Springer, pp. 243–258.
- Korner, C. (2003). Limitation and stress - always or never? *Journal Of Vegetation Science*, 14, 141-143.
- Korner, C. (2004). Individuals have limitations, not communities - A response to Marrs, Weiher and Lortie et al. *Journal of Vegetation Science*, 15, 581-582.
- Kuipers, M. (2014). The daring Dutch: restoring the dynamic dunes. In: Favennac, J., Battiau-Queney, Y. (Eds.). *Coastal dunes management strategies and practices: perspectives and case studies*, vol. 33, *Dynamiques environnementales*, pp.132–138.
- Łabuz, T.A. (2009). The increase of the coastal dune area of the Swina Sandbar, West Polish coast. *Z Dtsch Ges Geowiss (ZDGG)*, 160 (2), 123–135.
- Łabuz, T.A. (2015). Coastal Dunes: Changes of Their Perception and Environmental Management. *Coastal Research Library*, 8, 323-410.
- Łabuz, T.A. (2016). A review of field methods to survey coastal dunes-experience based on research from South Baltic coast. *J Coast Conserv*, 20, 175–190.
- Lancaster, N. (2006). Linear dunes on Titan. *Science*, 312 (5774), 702-703.
- Lancaster, N. (2009). Dune morphology and dynamics. In: Parsons, A.J., Abrahams, A.D., (Eds.), *Geomorphology of Desert Environments (2nd Edition)*, pp. 557-596.
- Lancaster, N., Baas, A. (1998). Influence of vegetation cover on sand transport by wind: Field studies at Owens Lake, California. *Earth Surface Processes and Landforms*, 23 (1), 69–82.
- Laporte-Fauret, Q., Alonso Ayuso, A.T., Rodolfo-Damiano, T., Marieu, V., Castelle, B., Bujan, S., Rosebery, D., Michalet, R. (2021a). The role of physical disturbance for litter decomposition and nutrient cycling in coastal sand dunes. *Ecological Engineering*, 162, 106181.
- Laporte-Fauret, Q., Castelle, B., Marieu, V., Bujan, S., Michalet, R., Rosebery, D. (2020a). Coastal dune morphology evolution combining Lidar and UAV surveys, Truc Vert beach 2011–2019. In: Malvárez, G., Navas, F., (Eds.), *Global Coastal Issues of 2020. Journal of Coastal Research; Special Issue No. 95*; Coastal Education and Research Foundation, Inc.: Coconut Creek, FL, USA, pp. 163–167.

- Laporte-Fauret, Q., Castelle, B., Marieu, V., Michalet, R., Bujan, S., Rosebery, D. (2021b). Morphological and ecological responses of a managed coastal sand dune to experimental notches. *Science of the Total Environment*, 782, 146813.
- Laporte-Fauret, Q., Castelle, B., Michalet, R., Marieu, V., Rosebery, D., Bujan, S., Guillot, B. (2018). Suivis morphologiques et écologiques du système dunaire en réponse à la mise en place expérimentale de brèches: Truc Vert, Nouvelle-Aquitaine. In Proceedings of Journées Nationales Génie Côtier—Génie Civil, 15th La Rochelle ed., Paralia CFL, A. Delanoë: Nantes, France, pp. 235–244.
- Laporte-Fauret, Q., Lubac, B., Castelle, B., Michalet, R., Marieu, V., Bombrun, L., Launeau, P., Giraud, M., Normandin, C., Rosebery, D. (2020b). Classification of Atlantic Coastal Sand Dune Vegetation Using In Situ, UAV, and Airborne Hyperspectral Data. *Remote Sens.*, 12, 2222.
- Laporte-Fauret, Q., Marieu, V., Castelle, B., Michalet, R., Bujan, S., Rosebery, D. (2019). Low-Cost UAV for high-resolution and large-scale coastal dune change monitoring using photogrammetry. *J. Mar. Sci. Eng.*, 7, 63, doi:10.3390/jmse7030063.
- Laska, G. (2001). The disturbance and vegetation dynamics: a review and alternative framework. *Plant Ecology*, 157, 77–99.
- Laughlin, D.C. (2014). Applying trait-based models to achieve functional targets for theory-driven ecological restoration. *Ecol. Lett.*, 17 (7), 771–784.
- Launeau, P., Kassouk, Z., Debaine, F., Roy, R., Mestayer, P.G., Boulet, C., Rouaud, J.-M., Giraud, M. (2017). Airborne hyperspectral mapping of trees in an urban area. *Int. J. Remote Sens.*, 38, 1277–1311, doi:10.1080/01431161.2017.1285080.
- Lawley, V., Lewis, M., Clarke, K., Ostendorf, B. (2016). Site-based and remote sensing methods for monitoring indicators of vegetation condition: An Australian review. *Ecol. Indic.*, 60, 1273–1283.
- Lazarus, E.D. (2017). Toward a Global Classification of Coastal Anthromes. *Land*, 6, 13.
- Le Bagousse-Pinguet, Y., Forey, E., Touzard, B., Michalet, R. (2013). Disentangling the effects of water and nutrients for studying the outcome of plant interactions in sand dune ecosystems. *J. Veg. Sci.*, 24, 375–383.
- Le Mauff, B., Juigner, M., Ba, A., Marc, R., Launeau, P., Fattal, P. (2018). Coastal monitoring solutions of the geomorphological response of beach-dune systems using multi-temporal LiDAR datasets (Vendée coast, France). *Geomorphology*, 304, 121–140.

-
- Leatherman, S.P. (1976). Barrier island dynamics: overwash processes and aeolian transport. *Proc. 15th Coastal Engr. Conf., ASCE, New York, 1958-1974.*
- Lee, J.M., Park, J.Y., Choi, J.Y. (2013). Evaluation of sub-aerial topographic surveying techniques using Total Station and RTK-GPS for applications in macro-tidal sand beach environment. In: Conley, D.C., Masselink, G., Russell, P.E., O'Hare, T.J., (Eds), *Proceedings 12th International Coastal Symposium* (Plymouth, England), *J Coastal Res*, 65, 535–540.
- Legay, J. M. (1980). La bio-informatique. *Encyclopaedia Universalis*, 288-291.
- Legendre, P., Legendre, L. (1998). *Numerical ecology*. Elsevier Science BV, Amsterdam, pp. 852.
- Letortu, P., Jaud, M., Grandjean, P., Ammann, J., Costa, S., Maquaire, O., Davidson, R., Le Dantec, N., Delacourt, C. (2018). Examining high-resolution survey methods for monitoring cliff erosion at an operational scale. *GISci. Remote Sens.*, 55, 457–476.
- Lettau, K., Lettau, H.H. (1978). Experimental and micrometeorological field studies of dune migration. In: Lettau, H.H., Lettau, K., (Eds), *Exploring the World's Driest Climate*, University of Wisconsin-Madison: Madison, WI, pp. 110–147.
- Levin, N., Jablon, P.E., Phinn, S., Collins, K. (2017). Coastal dune activity and foredune formation on Moreton Island, Australia, 1944–2015. *Aeolian Research*, 25, 107–121.
- Levine, J.M. (1999). Indirect facilitation: Evidence and predictions from a riparian community. *Ecology*, 80, 1762-1769.
- Levoy, F., Anthony, E.J., Monfort, O., Larssonneur, C. (2000). The morphodynamics of megatidal beaches in Normandy, France. *Marine Geology*, 171 (1-4), 39-59.
- Lewis, R.R III. (2005). Ecological engineering for successful management and restoration of mangrove forests. *Ecological Engineering*, 24, 403–418.
- Li, B., Sherman, D.J., Farrell, E.J., Ellis, J.T. (2010). Variability of the apparent von Kármán parameter during aeolian saltation. *Geophysical Research Letters*, 37(15), L15404.
- Lindenmayer, D., Messier, C., Sato, C. (2016). Avoiding ecosystem collapse in managed forest ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 14 (10), 561-568.
- Lionello, P., Sanna, A., Elvini, E., Mufato, R. (2006). A data assimilation procedure for operational prediction of storm surge in the northern Adriatic Sea. *Cont. Shelf Res.*, 26, 539–553.
- Livingstone, I., Warren, A. (1996). *Aeolian Geomorphology: An Introduction*. Addison Wesley Longman Limited, UK, pp. 211.

- Long, N., Millescamps, B., Guillot, B., Pouget, F., Bertin, X. (2016). Monitoring the topography of a dynamic tidal inlet using UAV imagery. *Remote Sens.*, 8, 387.
- Lotka, A.J. (1925). *Elements of Physical Biology*, Williams & Wilkins Company, pp. 460.
- Lowe, D.G. (1999). Object recognition from local scale-invariant features. *Proceedings of the IEEE International Conference on Computer Vision*, 2, 1150-1157.
- Ludwig, F., Dawson, T.E., Prins, H.H.T., Berendse, F. De Kroon, H. (2004). Below-ground competition between trees and grasses may overwhelm the facilitative effects of hydraulic lift. *Ecology Letters*, 7, 623-631.
- Luijendijk, A., Hagenaars, G., Ranasinghe, R., Baart, F., Donchyts, G., Aarninkhof, S. (2018). The State of the World's Beaches. *Sci. Rep.*, 8, 6641.
- Maalouf, J.-P., Le Bagousse-Pinguet, Y., Marchand, L., Touzard, B., Michalet, R. (2012). The interplay of stress and mowing disturbance for the intensity and importance of plant interactions in dry calcareous grasslands. *Annals of Botany*, 110 (4), 821-828.
- MacArthur, R.H., Wilson, E.O. (1963). An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution*, 17(4), 373-387.
- MacGraw, J.B., Chapin, F.S. III. (1989). Competitive ability and adaptation to fertile and infertile soils in two *Eriophorum* species. *Ecology*, 70, 736-749.
- Mancini, F., Castagnetti, C., Rossi, P., Dubbini, M., Fazio, N.L., Perrotti, M., Lollino, P. (2017). An Integrated Procedure to Assess the Stability of Coastal Rocky Cliffs: From UAV Close-Range Photogrammetry to Geomechanical Finite Element Modeling. *Remote Sens.*, 9, 1235.
- Mancini, F., Dubbini, M., Gattelli, M., Stecchi, F., Fabbri, S., Gabbianelli, G. (2013). Using unmanned aerial vehicles (UAV) for high-resolution reconstruction of topography: The structure from motion approach on coastal environments. *Remote Sens*, 5, 6880–6898.
- Marcos Jiménez, M., Díaz-Delgado, R. (2015). Towards a standard plant species spectral library protocol for vegetation mapping: A case study in the shrubland of Doñana National Park. *ISPRS Int. J. Geoinf.*, 4, 2472–2495, doi:10.3390/ijgi4042472.
- Marsh, G.P. (1885). *Earth as Modified by Human Action*. Charles Scribner's Sons, New York, NY, pp. 690.
- Marta, M.D. (1958). Coastal dunes: a study of the dunes at Vera Cruz Proc. *6th Coastal Engineering Conf.*, ASCE, New York, 520-530.

- Martínez, M., Psuty, N., Lubke, R.A. (2004). A perspective on Coastal Dunes. In: Martínez, M.L., Psuty, N.P., (Eds.), *Coastal Dunes: Ecology and Conservation*, 171, Ecological studies. Springer, Berlin, pp 3–10.
- Martínez, M., Psuty, N., Lubke, R.A. (2008). A perspective on Coastal Dunes. In: Martínez, M.L., Psuty, N.P. (Eds.). *Coastal Dunes: Ecology and Conservation*, 171. Ecological studies. Springer, Berlin, pp 3–10.
- Martinez, M.L., Hesp, P.A., Gallego-Fernandez, J.B. (2013). Coastal dunes: Human impact and need for restoration. In: Martinez, M.L., Gallego-Fernández, J.B., Hesp, P., (Eds.), *Restoration of Coastal Dunes*, Springer, Berlin/Heidelberg, Germany, pp. 1–14.
- Martinez, M.L., Psuty, N.P. (2004). Coastal dunes: Ecology and conservation. Springer-Verlag, Berlin, DE, pp. 388.
- Martinez-Asensio, A., Tsimplis, M.N., Marcos, M., Feng, X., Gomis, D., Jorda, G., Josey, S. A. (2016). Response of the North Atlantic wave climate to atmospheric modes of variability. *Int. J. Climatol.*, 36 (3), 1210–1225.
- Martínez-Carricondo, P., Agüera-Vega, F., Carvajal-Ramírez, F., Mesas-Carrascosa, F.J., García-Ferrer, A., Pérez-Porras, F.J. (2018). Assessment of UAV-photogrammetric mapping accuracy based on variation of ground control points. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.*, 72, 1–10.
- Marzioletti, F., Giulio, S., Malavasi, M., Sperandii, M.G., Rosario Acosta, A.T., Carranza, M.L. (2019). Capturing coastal dune natural vegetation types using a phenology-based mapping approach: The potential of Sentinel-2. *Remote Sens.*, 11, 1506, doi:10.3390/rs11121506.
- Marzloff, I., Poesen, J. (2009). The potential of 3D gully monitoring with GIS using high-resolution aerial photography and a digital photogrammetry system. *Geomorphology*, 111, 48–60.
- Masselink, G., Austin, M., Scott, T., Poate, T., Russell, P. (2014). Role of wave forcing, storms and NAO in outer bar dynamics on a high-energy, macro-tidal beach, *Geomorphology*, 226, 76–93.
- Masselink, G., Austin, M., Tinker, J., O'Hare, T., Russell, P. (2008). Cross-shore sediment transport and morphological response on a macrotidal beach with intertidal bar morphology, Truc Vert, France. *Marine Geology*, 251(3-4), 141-155.
- Masselink, G., Castelle, B., Scott, T., Dodet, G., Suanez, S., Jackson, D., Floch, F. (2016a). Extreme wave activity during 2013/2014 winter and morphological impacts along the Atlantic coast of Europe, *Geophys. Res. Lett.*, 43, 2135–2143.

-
- Masselink, G., Scott, T., Poate, T., Russell, P., Davidson, M., Conley, D. (2016b), The extreme 2013/2014 winter storms: Hydrodynamic forcing and coastal response along the southwest coast of England. *Earth Surf. Processes Landforms*, 41 (3), 378–391, doi:10.1002/esp.3836.
- Mast, N.J., Veblen, T.T., Hodgson, M.E. (1997). Tree invasion within a pine/grassland ecotone: an approach with historic aerial photography and GIS modeling. *For. Ecol. Manage.*, 93, 181-194.
- Matias, A., Ferreira, O., Mendes, I., Dias, J.A., Vila-Consejo, A. (2005). Artificial construction of dunes in the south of Portugal. *Journal of Coastal Research*, 21, 472-481.
- Maun, M.A. (1981). Seed germination and seedling establishment of *Calamovilfa longifolia* on Lake Huron sand dunes. *Canadian Journal of Botany*, 59, 460–469.
- Maun, M.A. (1994). Adaptations enhancing survival and establishment of seedlings on coastal dune systems. *Vegetatio*, 111, 59–70.
- Maun, M.A. (1996). The effects of burial by sand on survival and growth of *Calamovilfa longifolia*. *Ecoscience*, 3, 93–100.
- Maun, M.A. (1998). Adaptations of plants to burial in coastal sand dunes. *Canadian Journal of Botany*, 76, 713–738.
- Maun, M.A. (2009). *The Biology of Coastal Sand Dunes*. Oxford University Press, New York, pp.288
- Maun, M.A., Elberling, H., D’Ulisse, A. (1996). The effects of burial by sand on survival and growth of Pitcher’s thistle (*Cirsium pitcheri*) along Lake Huron. *Journal of Coastal Conservation*, 2, 3–12.
- Maun, M.A., Perumal, J. (1999). Zonation of vegetation on lacustrine coastal dunes: effects of burial by sand. *Ecology Letters*, 2 (1), 14-18
- Maun, M.A., Riach, S. (1981). Morphology of caryopses, seedlings and seedling emergence of the grass *Calamovilfa longifolia* from various depths in sand. *Oecologia*, 49, 137–142.
- Maze, K.M., Whalley, R.D.B. (1992). Effects of salt spray and sand burial on *Spinifex sericeus* R. Br. *Australian Journal of Ecology*, 17, 9–19.
- McGranahan, G., Balk, D., Anderson, B. (2007). The rising tide: Assessing the risks of climate change and human settlements in low elevation coastal zones. *Environment and Urbanization*, 19 (1), 17-37.
- McKenna Neuman, C., Lancaster, N. Nickling, W.G. (2000). The effect of unsteady winds on sediment transport on the stoss slope of a transverse dune, Silver Peak, NV, USA. *Sedimentology*, 47, 211-226.

- McLeod, K.W., Murphy, P.G. (1983). Factors affecting growth of *Ptelea trifoliata* seedlings. *Can. J. Bot.*, *61*, 2410–2415.
- McPhaden, M.J., Zebiak, S.E., Glantz, M.H. (2006). ENSO as an integrating concept in Earth science, *Science*, *314*(5806), 1740–1745.
- Medina Machín, A., Marcello, J., Hernández-Cordero, A.I., Martín Abasolo, J., Eugenio, F. (2019). Vegetation species mapping in a coastal-dune ecosystem using high resolution satellite imagery. *GIScience & Remote Sensing*, *56* (2), 210-232.
- Meerkerk, A., Arens, S., van Lammeren, R., Stuiver, H. (2007). Sand transport dynamics after a foredune breach: A case study from Schoorl, The Netherlands. *Geomorphology*, *86*, 52–60
- Melet, A., Meyssignac, B., Almar, R., Le Cozannet, G. (2018). Under-estimated wave contribution to coastal sea-level rise. *Nature Clim Change*, *8*, 234–239.
- Meli, P., Benayas, J.M.R., Balvanera, P., Ramos, M.M. (2014). Restoration enhances wetland biodiversity and ecosystem service supply, but results are context-dependent: a meta-analysis. *PLoS One*, *9* (4), e93507.
- Melton, F.A. (1940). A tentative classification of sand dunes: its application to dune history in the southern High Plains. *Journal of Geology*, *48*, 113-174.
- Merkens, J.L., Lincke, D., Hinkel, J., Brown, S., Vafeidis, A.T. (2018). Regionalization of population growth projections in coastal exposure analysis. *Climatic Change*, *151* (3-4), 413-426.
- Metz, J., Tielbörger, K. (2016). Spatial and temporal aridity gradients provide poor proxies for plant-plant interactions under climate change: A large-scale experiment. *Functional Ecology*, *30* (1), 20-29.
- Michalet, R. (2006). Is facilitation in arid environments the result of direct or complex interactions? Commentary. *New Phytologist*, *169* (1), 3-6.
- Michalet, R., Brooker, R.W., Cavieres, L.A., Kikvidze, Z., Lortie, C.J., Pugnaire, F.I., Valiente-Banuet, A., Callaway, R.M. (2006). Do biotic interactions shape both sides of the humped-back model of species richness in plant communities? *Ecology Letters*, *9*, 767-773.
- Michalet, R., Gandoy, C., Joud, D., Pagès, J.-P., Choler, P. (2002). Plant community composition and biomass on calcareous and siliceous substrates in the northern French Alps: Comparative effects of soil chemistry and water status. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, *34* (1), 102-113.

- Michalet, R., Maalouf, J.-P., Choler, P., Clément, B., Rosebery, D., Royer, J.-M., Schöb, C., Lortie, C.J. (2015). Competition, facilitation and environmental severity shape the relationship between local and regional species richness in plant communities. *Ecography*, 38 (4), 335-345.
- Miller, T.E., Gornish, E.S., Buckley, H.L. (2010). Climate and coastal dune vegetation: disturbance, recovery, and succession. *Plant Ecol.*, 206, 97.
- Mittelbach, G.G., Scheiner, S.M., Steiner, C.F. (2003). What is the observed relationship between species richness and productivity? Reply. *Ecology*, 84, 3390-3395
- Mittelbach, G.G., Steiner, C.F., Scheiner, S.M., Gross, K.L., Reynolds, H.L., Waide, R.B., Willig, M.R., Dodson, S.I., Gough, L. (2001). What is the observed relationship between species richness and productivity? *Ecology*, 82 (9), 2381-2396.
- Miyanishi, K., Johnson, E.A. (2007). Coastal dune succession and the reality of dune processes. In: Johnson, E.A., Miyanishi, K., (Eds.), *Plant disturbance ecology: The process and the response*. Amsterdam, Netherlands: Elsevier Academic Press, pp. 249–282.
- Mooney, H.A., Gordon, M. (1983). *Disturbance and Ecosystems*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 294.
- Moreno-Casasola, P. (1986). Sand movement as a factor in the distribution of plant communities in a coastal dune system. *Vegetatio*, 65 (2), 67-76.
- Morris, R.L., Konlechner, T.M., Ghisalberti, M., Swearer, S. (2018). From grey to green: Efficacy of eco-engineering solutions for nature-based coastal defence. *Global Change Biology*, 24 (5), 1827-1842.
- Nel, J.L., Le Maitre, D.C., Nel, D.C., Reyers, B., Archibald, S., Van Wilgen, B.W., Engelbrecht, F.A. (2014). Natural hazards in a changing world: a case for ecosystem-based management. *PLoS One*, 9 (5), e95942.
- Neumann, B., Vafeidis, A.T., Zimmermann, J., Nicholls, R.J. (2015). Future coastal population growth and exposure to sea-level rise and coastal flooding - A global assessment. *PLoS ONE*, 10 (3), e0131375.
- Nicholls, R.J., Hanson, S., Herweijer, C., Patmore, N., Hallegatte, S., Corfee-Morlot, J., Muir-Wood, R. (2008). Ranking Port Cities with High Exposure and Vulnerability to Climate Extremes. *OECD Environment Working Papers*, 1.
- Nickling, W.G., Davidson-Arnott, R.G.D. (1990). Aeolian sediment transport on beaches and coastal sand dunes. In: Davidson-Arnott, R.G.D., (Ed.), *Proceedings Symposium on Coastal Sand Dunes*, National Research Council of Canada, 1-35.

- Nickling, W.G., McKenna Neuman, C. (2009). Aeolian sediment transport. In: Parson, A.J., Abrahams, A.D. (Eds.), *Geomorphology of Desert Environments*, Springer, pp. 517–555.
- Nicolae-Lerma, A., Ayache, B., Ulvoas, B., Paris, F., Bernon, N., Bultreau, T., Mallet, C. (2019). Pluriannual beach-dune evolutions at regional scale: Erosion and recovery sequences analysis along the Aquitaine coast based on airborne LiDAR data. *Continental Shelf Research.*, 189, 103974.
- Niederheiser, R., MokroA, M., Lange, J., Petschko, H., Prasicek, G., Elberink, S. (2016). Deriving 3D point clouds from terrestrial photographs Comparison of different sensors and software. *Int. Arch. Photogramm. Remote Sens. Spat. Inf. Sci. ISPRS Arch.*, 41, 685–692.
- Niedoroda, A.W., Sheppard, D.M., Devereaux, A.B. (1991). The effect of beach vegetation on aeolian sand transport. *Coastal Sediments*, ASCE, New York, pp. 246
- Nissen, E., Arrowsmith, J.R., Crosby, C. (2019). Introduction to Structure from Motion. Geological Society of America Annual Meeting Short Course, Phoenix, AZ.
- Nordstrom, K., Lampe, R., Jackson, N. (2007). Increasing the dynamism of coastal landforms by modifying shore protection methods: Examples from the eastern German Baltic Sea Coast. *Environ. Conserv.*, 34, 205–214. doi:10.1017/S037689290700416X.
- Nordstrom, K.F. (1992). *Estuarine Beaches*. Elsevier, London, pp. 225.
- Nordstrom, K.F. (2000). *Beaches and Dunes of Developed Coasts*; Cambridge University Press: Cambridge, UK, pp. 347.
- Nordstrom, K.F. (2005). Beach Nourishment and Coastal Habitats: Research Needs to Improve Compatibility. *Restoration Ecology*, 13 (1), 215-222.
- Nordstrom, K.F. (2015). Coastal dunes. In: Masselink G., Gehrels R., (Eds.), *Coastal Environments and Global Change*. John Wiley & Sons, Ltd., 178-193.
- Nordstrom, K.F., Arens, S.M. (1998). The role of human actions in evolution and management of foredunes in the Netherlands and New Jersey, USA. *Journal of Conservation*, 4, 169-180.
- Nordstrom, K.F., Jackson, N.L. (1994). Aeolian processes and dune fields in estuaries. *Physical Geography*, 15, 358-371.
- Nordstrom, K.F., Jackson, N.L., Freestone, A.L., Korotkya, K.H., Puleo, J.A. (2012). Effects of beach raking and sand fences on dune dimensions and morphology. *Geomorphology* 179, 106–115.
- Nordstrom, K.F., Lampe, R., Vandemark, L.M. (2000). Re-shaping naturally-functioning dunes on developed coasts. *Environ. Manag.*, 25, 37–51.

-
- Nordstrom, K.F., McCluskey, J.M. (1984). Considerations for control of house construction in coastal dunes. *Journal of Coastal Zone Management*, 12, 385-402.
- Ollerhead, J., Davidson-Arnott, R., Walker, I.J., Mathew, S. (2013). Annual to decadal morphodynamics of the foredune system at Greenwich Dunes, Prince Edward Island, Canada. *Earth Surface Processes and Landforms*, 38, 284–298.
- Oosting, H. (1945). Tolerance to salt spray of plants of coastal dunes. *Ecology*, 26, 85–89.
- Oosting, H.J., Billings, W.D. (1942). Factors affecting vegetation zonation on coastal dunes. *Ecology*, 23, 131-142.
- Pages, J.P., Pache, G., Joud, D., Magnan, N. Michalet, R. (2003). Direct and indirect effects of shade on four forest tree seedlings in the French Alps. *Ecology*, 84, 2741-2750.
- Paine, R.T., Levin, S.A. (1981). Intertidal Landscapes: Disturbance and the Dynamics of Pattern. *Ecological* 51 (2), 145-178.
- Pardo-Pascual, J.E., Garcia-Asenjo, L., Palomar-Vazquez, J., Garrigues-Talens, P. (2005). New methods and tools to analyze the beach-dune system evolution using Real Time Kinematic Global Positioning System and Geographic Information Systems. *J Coast Res*, 49, 34–39.
- Parsons, D.R., Walker, I.J., Wiggs, G.F.S. (2004). Numerical modelling of flow structures over idealized transverse aeolian dunes of varying geometry. *Geomorphology*, 59, 149-164.
- Paskoff, P. (2001). Dune management on the Atlantic coast of France: a case study. In: Houston, J.A., Edmondson, S.E., Rooney, P.J., (Eds.), *Coastal Dune Management, Shared Experience of European Conservation Practice*. Liverpool University Press, Liverpool, pp. 65–79.
- Pease, P., Gares, P.A. (2013). The influence of topography and approach angles on local deflections of airflow within a coastal blowout. *Earth Surf. Process. Landforms*, 38, 1160–1169.
- Pedrerros, R., Howa, H.L., Michel, D. (1996). Application of grain size trend analysis for the determination of sediment transport pathways in intertidal areas. *Mar. Geol.*, 135 (1–4), 35–49.
- Peltzer, D.A., Wardle, D.A., Allison, V.J., Baisden, W.T., Bardgett, R.D., Chadwick, O.A., Condon, L.M., Parfitt, R.L., Porder, S., Richardson, S.J., Turner, B.L., Vitousek, P.M., Walker, J., Walker, L.R. (2010). Understanding ecosystem retrogression. *Ecological Monographs* 80 (4), 509-529.
- Pennings, S., Callaway, R.M. (1992). Salt marsh plant zonation: the importance and intensity of competition and physical factors. *Ecology*, 73, 681-690.

- Perko, R., Raggam, H., Gutjahr, K., Schardt, M. (2014). Assessment of the mapping potential of Pleiades stereo and triplet data. In: *Proceedings of the ISPRS Conference on ISPRS Annals of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, Zurich, Switzerland, II-3, 103–109.
- Perumal, J. (1994). Effects of burial in sand on dune plant communities and ecophysiology of component species. Thèse, University of Western Ontario, Canada.
- Perumal, V.J., Maun, M.A. (2006). Ecophysiological response of dune species to experimental burial under field and controlled conditions. *Plant Ecology*, 184, 89–104.
- Peterson, C.H., Bishop, M.J. (2005). Assessing the environmental impacts of beach nourishment. *BioScience*, 55, 887-896.
- Peterson, C.H., Bishop, M.J., Johnson, G.A., D’Anna, L.M., Manning, L.M. (2006). Exploiting beach filling as an unaffordable experiment: benthic intertidal impacts propagating upwards to shorebirds. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 338, 205-221.
- Pickett, S.T.A., White, P.S. (1985). *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, Orlando, FL, pp. 472.
- Pielou, E.C. (1975). *Ecological Diversity*. Wiley, New York, pp. 165.
- Pinto, J.G., Raible, C.C. (2012). Past and recent changes in the North Atlantic oscillation. *Climate Change*, 3(1), 79–90,
- Pluis, J.L.A. (1992). Relationships between deflation and near surface wind velocity in a coastal dune blowout. *Earth Surface Processes and Landforms*, 17, 663-673.
- Pluis, J.L.A., Van Boxel, J.H. (1993). Wind velocity and algal crusts in dune blowouts. *Catena*, 20, 581–594.
- Postma, R. (1989). Erosional trends along the cusped river-mouths in the Adriatic. In: Fabbri, P., (Ed.), *Coastlines of Italy*. American Society of Civil Engineers, New York, NY, pp. 84–97.
- Prandtl, L. (1935). The mechanics of viscous fluids, *Aerodynamic theory*, III, 34–208.
- Prat, M., Auly, T. (2010). L’évolution du littoral médocain à Lacanau. *Sud-Ouest Eur.*, 29, 53–64.
- Proença, B., Frappart, F., Lubac, B., Marieu, V., Ygorra, B., Bombrun, L., Michalet, R., Sottolichio, A. (2019). Potential of High-Resolution Pléiades Imagery to Monitor Salt Marsh Evolution After *Spartina* Invasion. *Remote Sens.*, 11, 968, doi:10.3390/rs11080968.

- Proença, B., Nez, T., Poli, A., Ciutat, A., Devaux, L., Sottolichio, A., De Montaudouin, X., Michalet, R. (2019). Intraspecific facilitation explains the spread of the invasive engineer *Spartina anglica* in Atlantic salt marshes. *Journal of Vegetation Science*, 30 (2), 212-223.
- Psuty, N.P. (2004). The Coastal Fore-dune: A Morphological Basis for Regional Coastal Dune Development. In: Martinez, M.L., Psuty, N.P., (Eds.), *Coastal Dunes, Ecology and Conservation*, Heidelberg: Springer, Berlin, pp. 11-28.
- Psuty, N.P. (2008). The coastal fore-dune: A morphological basis for regional coastal dune development. In: Martínez, M.L., Psuty, N.P. (Eds.). *Coastal Dunes*, Springer: Berlin, Germany, Volume 171, pp. 11–27.
- Psuty, N.P., Silveira, T.M. (2010). Global climate change: An opportunity for coastal dunes? *J. Coast. Conserv.*, 14, 153–160.
- Pugnaire, F.I., Haase, P., Puigdefabregas, J. (1996). Facilitation between higher plant species in a semi-arid environment. *Ecology*, 77, 1420-1426.
- Pye, K. (1983). Coastal dunes. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 7(4), 531-557.
- Pye, K. (1990). Physical and human influences on coastal dune development between the Ribble and Mersey estuaries, northwest England. In: Nordstrom, K.F., Psuty, N.P., Carter, R.W.G., (Eds.), *Coastal Dunes Form and Process*. Wiley, London, pp. 339–359.
- Pye, K., Blott, S.J. (2010). Geomorphology of the Sefton coast sand dunes. In: Worsley, A.T., Lymbery, G., Holden, V.J.C., Newton, M., (Eds.), *Sefton's Dynamic Coast. Coastal Defence*, Sefton MBC Technical Services Department, Ainsdale-on-Sea, pp 131–160.
- Pye, K., Blott, S.J. (2016). Dune Rejuvenation Trials: Overview Report; Report to Natural Resources Wales. Tech. Rep. KPAL Report 19099; Kenneth Pye Associates Ltd.: Reading, UK.
- Pye, K., Blott, S.J. (2017). Evolution of a sediment-starved, over-stabilized dune field: Kenfig Burrows, South Wales, UK. *J. Coast. Conserv.*, 21, 685–717.
- Pye, K., Bolt, S.J. (2020). Is 're-mobilisation' nature restoration or nature destruction? A commentary. Discussion. *Journal of Coastal Conservation*, 24 (1), 10.
- Pye, K., Tsoar, H. (1990). *Aeolian Sand and Sand Dunes*, Unwin Hyman, London, pp. 396.
- Randall, R. (1970). Salt measurement on the coast of Barbados, West Indies. *Oikos*, 21, 65–70.

-
- Rapinel, S., Clément, B., Magnanon, S., Sellin, V., Hubert-Moy, L. (2014). Identification and mapping of natural vegetation on a coastal site using a Worldview-2 satellite image. *J. Environ. Manag.*, *144*, 236–246, doi:10.1016/j.jenvman.2014.05.027.
- Rasmussen, K.R. (1989). Some aspects of flow over coastal dunes. In: Gimingham, C.H., Ritchie, W., Willetts, B.B., Willis, A.J. (Eds.), *Coastal Sand Dunes. Proceedings of the Royal Society of Edinburgh*, vol. 96B. Roy. Soc. Edinb., Edinburgh, pp. 129–147.
- Rhind, P., Jones, R. (2009). A framework for the management of sand dune systems in Wales. *Journal of Coastal Conservation*, *13*, 15–23.
- Richter, R.D. (2014). Atmospheric/Topographic Correction for Airborne Imagery. In *DLR Report*, DLR-IB 565-02/14, 240, DLR: Cologne, Germany, pp. 240.
- Robin, N., Billy, J., Castelle, B., Hesp, P., Laporte-Fauret, Q., Nicolae-Lerma, A., Marieu, V., Rosebery, D., Bujan, S., Destribats, B., Michalet, R. (2020b). Beach-dune Recovery from the Extreme winter storms 2013-2014 at Truc Vert Beach, Southwest France: New Insights from Ground-Penetrating Radar. In: Malvárez, G., Navas, F., (Eds.), *Proceedings from the International Coastal Symposium (ICS) 2020 (Seville, Spain)*. Journal of Coastal Research, Special Issue No. 95. Coconut Creek (Florida). 588-592.
- Robin, N., Billy, J., Castelle, B., Hesp, P., Nicolae Lerma, A., Laporte-Fauret, Q., Marieu, V., Rosebery, D., Bujan, S., Destribats, B., Michalet, R. (2020a). 150 years of Foredune initiation and evolution driven by human and natural processes. *Geomorphology*, *374*, 107516.
- Robinet, A., Castelle, B., Idier, D., Le Cozannet, G., Déqué, M. (2016). Charles, E. Statistical modeling of interannual shoreline change driven by North Atlantic climate variability spanning 2000–2014 in the Bay of Biscay. *Geo-Marine Letters*, *36* (6), 479-490.
- Rodriguez-Puebla, C., Encinas, A.H., Nieto, S., Garmendia, J. (1998). Spatial and temporal patterns of annual precipitation variability over the Iberian Peninsula. *Int. J. Climatol.*, *18*, 299–316.
- Rojas, R., Feyen, L., Bianchi, A., Dosio, A. (2012). Assessment of future flood hazard in Europe using a large ensemble of bias corrected regional climate simulations. *J. Geophys. Res.*, *117*, 1–22.
- Ross, L.C., Speed, J.D.M., Øien, D.I., Grygoruk, M., Hassel, K., Lyngstad, A., Moen, A. (2019). Can mowing restore boreal rich-fen vegetation in the face of climate change? *PLoS ONE* *14* (2), e0211272.
- Rothermel, M., Wenzel, K., Fritsch, D., Haala, N. (2010). Sure: Photogrammetric surface reconstruction from imagery. *Proceedings LC3D Workshop*, Berlin, 1-9.

-
- Rowland, J., Maun, M.A. (2001). Restoration ecology of an endangered plant species: establishment of new populations of *Cirsium pitcheri*. *Restoration Ecology*, 9, 60–70.
- Rozema, J., Van Manen, Y., Vugts, H.F., Leusink, A. (1983). Airborne and soilborne salinity and the distribution of coastal and inland species of the genus *Elytrigia*. *Acta Botanica Neerlandica*, 32, 447–456.
- Rüdiger, J., Tirpitz, J.-L., de Moor, J.M., Bobrowski, N., Gutmann, A., Liuzzo, M., Ibarra, M., Hoffmann, T. (2018). Implementation of electrochemical, optical and denuder-based sensors and sampling techniques on UAV for volcanic gas measurements: Examples from Masaya, Turrialba and Stromboli volcanoes. *Atmos. Meas. Tech.*, 11, 2441–2457.
- Ruessink, B., Arens, S., Kuipers, M., Donker, J. (2018). Coastal dune dynamics in response to excavated foredune notches. *Aeolian Res.*, 31, 3–17.
- Ruggiero, P., Komar, P.D., McDouglas, W.G., Marra, J.J., Beach, R.A. (2001). Wave runup, extreme water levels and erosion of properties backing beaches. *Journal of Coastal Research*, 17(2), 407–419.
- Rutin, J. (1983). Erosional processes on a coastal sand dune, De Blink, Noordwijkerhiut, The Netherlands. PhD dissertation, Universiteit van Amsterdam. Publicaties van het Fysisch Geografisch en Bodemkundig Lab., 35, pp. 144.
- Rutter, N. (1965). Tattering of Flags under Controlled Conditions. *Nature*, 205 (4967), 168-169.
- Ruz, M.H., Allard, A. (1994). Foredune development along a subarctic emerging coastline, eastern Hudson Bay. *Canada Marine Geology*, 117, 57-74.
- Ruz, M.H., Anthony, E.J. (2008). Trapping by brushwood fences on a beach-foredune contact: The primacy of the local sediment budget. *Zeitschrift fur Geomorphol.*, 52, 179–194.
- Sandel, B., Goldstein, L.J., Kraft, N.J., Okie, J.G., Shuldman, M.I., Ackerly, D.D., Cleland, E.E., Suding, K.N. (2010). Contrasting trait responses in plant communities to experimental and geographic variation in precipitation. *New Phytologist*, 188 (2), 565-575.
- Santos, C.R., Castellani, T.T., Horn Filho, N.O. (1996). “Pioneer” vegetation dynamics at the beach and fore dunes in Joaquina beach, Santa Caterina Island Brazil. *Annals of the Brazilian Academy of Sciences*, 68, pp. 495-508
- Sarre, R. (1989). The morphological significance of vegetation and relief on coastal foredune processes. *Z. Geomorphol. N.F.*, 73, 17-31.

-
- Saunders, K.E., Davidson-Arnott, R.G.D. (1990). Coastal dune response to natural disturbances. *Proc. Symposium on Coastal Sand Dunes, NRC, Ottawa*, 321-345.
- Schlichting, H., Gersten, K. (2000). *Boundary-Layer Theory*, Springer, Berlin, pp.799.
- Schmidt, K.S., Skidmore, A.K. (2003). Spectral discrimination of vegetation types in a coastal wetland. *Remote Sens. Environ.*, 85, 92–108.
- Schoener T.W. (1983). Field experiments on interspecific competition. *American naturalist*, 122, 240-285.
- Schwarz, C., Brinkkemper, J., Ruessink, G. (2019). Feedbacks between Biotic and Abiotic Processes Governing the Development of Fore-dune Blowouts: A Review. *J. Mar. Sci. Eng.*, 7 (1), 2. doi:10.3390/jmse7010002
- Seabloom, E.W., Ruggiero, P., Hacker, S.D., Mull, J., Zarnetske, P. (2013). Invasive grasses, climate change, and exposure to storm-wave overtopping in coastal dune ecosystems. *Glob. Chang. Biol.*, 19, 824–832.
- Seabloom, E.W., Wiedemann, A.M. (1994). Distribution and effects of *Ammophila breviligulata* Fern. (American beachgrass) on the foredunes of the Washington coast. *J. Coast. Res.*, 10, 178-188
- Shannon, C.E., Weaver, W. (1949). *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana, pp. 1-117.
- Sherman, D.J., Bauer, B.O. (1993). Dynamics of beach-dune systems. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 17(4), 413-447.
- Sherman, D.J., Hotta, S. (1990). Aeolian sediment transport: Theory and measurement. In: Nordstrom, K.F., Psuty, N., Carter, B., (Eds.), *Coastal Dunes: Form and Process.*, Brisbane, Australia, 17-37.
- Sherman, D.J., Li, B., Ellis, J.T., Farrell, E.J., Maia, L.P., Granja, H. (2013). Recalibrating aeolian sand transport models. *Earth Surface Processes and Landforms*, 38 (2), 169-178.
- Sherman, D.J., Lyons, W. (1994). Beach-state controls on aeolian sand delivery to coastal dunes. *Physical Geography*, 15, 381-395
- Short, A. (1999). *Handbook of Beach and Shoreface Morphodynamics*. Short, A.D., (Ed.), Chichester: Wiley, pp. 379.
- Short, A.D., Hesp, P.A. (1982). Wave, beach and dune interactions in southeast Australia. *Marine Geology*, 48, 259-284.

- Short, A.D., Jackson, D.W.T. (2013). Beach morphodynamics. *Treatise on Geomorphology*, 11, 106–129.
- Short, D., Short, D. (1987). Studying long term community dynamics using image processing. Tenhunen, J.D., (Ed.), *Plant Response to Stress in Mediterranean Climates*. Volume G 15, Springer-Verlag, Berlin, pp. 165-171.
- Silva, R., Mendoza, E., Mariño-Tapia, I., Martínez, M.L., Escalante, E. (2016). An artificial reef improves coastal protection and provides a base for coral recovery. In: Vila-Concejo, A., Bruce, E., Kennedy, D.M., McCarroll, R.J., (Eds.), *Proceedings of the 14th International Coastal Symposium* (Sydney, Australia). *Journal of Coastal Research, Special Issue*, 75, pp. 467-471. Coconut Creek (Florida), ISSN 0749-0208.
- Silvestri, S., Marani, M., Settle, J., Benvenuto, F., Marani, A. (2002). Salt marsh vegetation radiometry: Data analysis and scaling. *Remote Sens. Environ.*, 80, 473–482.
- Small, C., Nicholls, R.J. (2003). A Global Analysis of Human Settlement in Coastal Zones. *Journal of Coastal Research*, 19 (3), 584–599.
- Smith, M.W., Vericat, D. (2015). From experimental plots to experimental landscapes: Topography, erosion and deposition in sub-humid badlands from Structure-from-Motion photogrammetry. *Earth Surf. Process. Landf.*, 40, 1656–1671.
- Smyth, T.A.G., Jackson, D.W.T. Cooper, J.A.G. (2012). High resolution measured and modelled three-dimensional airflow over a coastal bowl blowout. *Geomorphology*, 177, 62–73
- Sørensen, M. (2004). On the rate of aeolian sand transport. *Geomorphology*, 59, 53–62.
- Speybroeck, J., Bonte, D., Courtens, W., Gheschiere, T., Grootaert, P., Maelfait, J.-P., Mathys, M., Provoost, S., Sabbe, K., Stienen, E.W.M., Lancker, V.V., Vincx, M., Degraer, S. (2006). Beach nourishment: an ecologically sound coastal defense alternative? A review. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 16, 419-435.
- Splinter, K.D., Turner, I.L., Davidson, M.A., Barnard, P., Castelle, B., Oltman-Shay, J. (2014). A generalized equilibrium model for predicting daily to interannual shoreline response. *J. Geophys. Res.* 119 (9), 1936-1958.
- Stallins, J.A. (2005). Stability domains in barrier island dune systems. *Ecol. Complex.*, 2, 410–430.
- Stive, M.J.F., Aarninkhof, S.G.J., Hamm, L., Hanson, H., Larson, M., Wijnberg, K.M., Nicholls, R.J., Capobianco, M. (2002). Variability of shore and shoreline evolution. *Coast. Eng.*, 47, 211–235.

- Suding, K.N., Goldberg, D.E., Hartman, K.M. (2003). Relationships among species traits: separating levels of response and identifying linkages to abundance. *Ecology*, 84, 1-16.
- Swift, D.J.P. (1996). *Coastal sedimentation*. In: Stanley, D.J., Swift, D.J.P., (Eds.), *Marine Sediment Transport and Environmental Management*, Wiley: New York, NY, USA, pp. 255–3101.
- Sykes, M.T., Wilson, J.B. (1990). Dark tolerance in plants of dunes. *Functional Ecology*, 4, 799–805.
- Syvitski, J.P.M., Kettner, A.J., Overeem, I., Hutton, E.W.H., Hannon, M.T., Brakenridge, G.R., Day, J., Vörösmarty, C., Saito, Y., Giosan, L., Nicholls, R.J. (2009). Sinking deltas due to human activities. *Nature Geoscience*, 2 (10), 681-686.
- Tam, N.F., Wong, Y.S. (1995). Mangrove soils as sinks for wastewater-borne pollutants. *Hydrobiologia*, 295, 231–241.
- Tansley, A.G. (1917). On competition between *Galium saxatile* L. and *Galium sylvestre* Poll. on different types of soil. *Journal of Ecology*, 5, 173–179.
- Tastet, J.P., Pontee, N. (1998). Morpho-chronology of coastal dunes in medoc. A new interpretation of holocene dunes in southwestern France. *Geomorphology*, 25, 93-109.
- Taylor, P.A., Mason, P.J., Bradley, E.F. Boundary-layer flow over low hills. (1987). *Boundary-Layer Meteorology*, 39, 107-132.
- Temmerman, S., Meire, P., Bouma, T.J., Herman, P.M., Ysebaert, T., De Vriend, H.J. (2013). Ecosystem-based coastal defense in the face of global change. *Nature*, 504 (7478), 79–83.
- Thom, B.G., Shepherd, M.J., Ly, C., Roy, P., Bowman, G.M., Hesp, P.A. (1992). Coastal geomorphology and quaternary geology of the Port Stephens–Myall Lakes Area. Dept. of Biogeography and Geomorphology, A.N.U. Monograph, No. 6. ANUTech P.L., Canberra, pp. 407.
- Thompson, C.H., Bowman, G.M. (1984). Subaerial denudation and weathering of vegetated coastal dunes in eastern Australia. In: Thom, B.G., (Ed.), *Coastal Geomorphology in Australia*, Academic Press, Sydney, 263-290.
- Thompson, D.W.J., Wallace, J.M. (1998). The Arctic oscillation signature in the wintertime geopotential height and temperature fields, *Geophysical Research Letters*, 25 (9), 1297–1300.
- Thornton, E.B., MacMahan, J.H., Sallenger, A.H., Jr. (2007). Rip currents, mega-cusps, and eroding dunes. *Mar. Geol.*, 240, 151–167.
- Tilman, D. (1985). The resource ratio hypothesis of succession. *American Naturalist*, 125, 827–852.

-
- Tilman, D. (1988). *Plant strategies and the dynamics and structure of plant communities*. Princeton University Press edition, Princeton, New Jersey, U.S.A, pp. 360.
- Tilman, D. (1990). Constraints and tradeoffs: Towards a predictive theory of competition and succession. *Oikos*, 58, 3-15.
- Timm, B.C., McGarigal, K. (2012). Fine-scale remotely-sensed cover mapping of coastal dune and salt marsh ecosystems at Cape Cod National Seashore using Random Forests. *Remote Sens. Environ.*, 127, 106–117.
- Tinley, K.L. (1985). Coastal Dunes of South Africa. *South African National Scientific Prog. Report*, 109, FRD CSIR, Pretoria, S. Africa, pp. 300.
- Touzard, B., Amiaud, B., Langlois, E., Lemauviel, S., Clément, B. (2002). The relationships between soil seed bank, aboveground vegetation and disturbances in an eutrophic alluvial wetland of Western France. *Flora*, 197 (3), 175-185.
- Trigo, R.M., Valente, M.A., Trigo, I.F., Miranda, P.M.A., Ramos, A.M., Paredes, D., García-Herrera, R. (2008). The Impact of North Atlantic Wind and Cyclone Trends on European Precipitation and Significant Wave Height in the Atlantic. *Ann. New York Acad. Sci.*, 1146, 212–234
- Turner, I.L., Harley, M.D., Drummond, C.D. (2016). UAVs for coastal surveying. *Coast. Eng.*, 114, 19–24.
- Turner, I.M., Wong, Y.K., Chew, P.T., Ibrahim, A.B. (1996). Rapid assessment of tropical rain forest successional status using aerial photographs. *Biol. Conserv.*, 77, 177-183.
- Ullman, S. (1979). The interpretation of structure from motion. *Proceedings of the Royal Society of London*. Series B, Containing papers of a Biological character. Royal Society (Great Britain), 203 (1153), 405-426
- Valentini, E., Taramelli, A., Cappucci, S., Filipponi, F., Nguyen Xuan, A. (2020). Exploring the Dunes: The Correlations between Vegetation Cover Pattern and Morphology for Sediment Retention Assessment Using Airborne Multisensor Acquisition. *Remote Sens.*, 12, 1229, doi:10.3390/rs12081229.
- Van Boxel, J.H., Jungerius, P.D., Kieffer, N., Hampele, N. (1997). Ecological effects of reactivation of artificially stabilized blowouts in coastal dunes. *J. Coast. Conserv.*, 3, 57–62.
- Van der Valk, A.G. (1974). Environmental factors controlling the distribution of forbs on coastal foredunes in Cape Hat-teras National Seashore. *Canadian Journal of Botany*, 52, 1057-1073.

-
- Van Dijk, P.M., Arens, S.M., Van Boxel, J.H. (1999). Aeolian processes across transverse dunes II: Modelling the sediment transport and profile development. *Earth Surface Processes and Landforms*, 24, 319-333.
- Van Wesenbeeck, B.K., Mulder, J.P.M., Marchand, M., Reed, D.J., De Vries, M.B., De Vriend, H.J., Herman, P.M.J. (2014). Damming deltas: a practice of the past? Towards nature-based flood defenses. *Estuar Coast Shelf Sci*, 140, 1–6.
- Verbesselt, J., Hyndman, R., Newnham, G., Culvenor, D. (2010). Detecting trend and seasonal changes in satellite image time series. *Remote Sens. Environ.*, 114, 106–115, doi:10.1016/j.rse.2009.08.014.
- Visbeck, M.H., Hurrell, J.W, Polvani, L, Cullen, H.M. (2001). The North Atlantic Oscillation: Past, present, and future. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 98 (23), 12876-12877.
- Volterra, V. (1926). Fluctuations in the abundance of a species considered mathematically. *Nature*, 118, 558-560
- Vousdoukas, M.I., Ranasinghe, R., Mentaschi, L., Plomaritis, T.A., Athanasiou, P., Luijendijk, A., Feyen, L. (2020). Sandy coastlines under threat of erosion. *Nature Climate Change*, 10 (3), 260-263.
- Vousdoukas, M.I., Voukouvalas, E., Annunziato, A., Giardino, A., Feyen, L. (2016). Projections of extreme storm surge levels along Europe. *Clim. Dyn.*, 47, 3171–3190.
- Walker, G.T., Bliss, E.W. (1932). World Weather. *Mem. R. Meteorol. Soc.* 44, 53–83.
- Walker, H.J. (1985). The Shoreline: Realities and Perspectives. *Coastal Planning: Realities and Perspectives*. Comunedì Genova, Genoa, pp. 59–90.
- Walker, I.G., Nickling, W.G. (2002). Dynamics of secondary airflow and sediment transport over and in the lee of a transverse dunes. *Progress in Physical Geography*, 26, 47-75.
- Walker, I.J., Hesp, P.A. (2013). Fundamentals of Aeolian sediment transport: airflow overdunes. In: Shroder, J. (Editor in Chief), Lancaster, N., Sherman, D.J., Baas, A.C.W. (Eds.), *Treatise on Geomorphology*. Academic Press, San Diego, CA, vol.11, Aeolian Geomorphology, pp. 109-133pp.
- Walker, I.J., Hesp, P.A., Davidson-Arnott, R.G.D., Ollerhead, J. (2006). Topographic steering of alongshore airflow over a vegetated foredune: Greenwich Dunes, Prince Edward Island, Canada. *J. Coast. Res.*, 22, 1278-1291.

-
- Wallace, J.M., Gutzler, D.S. (1981). Teleconnections in the geopotential height field during the Northern Hemisphere winter. *Mon. Wea. Rev.*, 109, 784–812.
- Wallemacq, P., House, R. (2018). Economic losses, poverty & disasters: 1998-2017. Centre for Research on the Epidemiology of Disasters United Nations Office for Disaster Risk Reduction, pp. 31.
- Wang, G., Schimel, D. (2003). Climate change, climate modes, and climate impacts. *Annu. Rev. Environ. Resour.*, 28(1), 1–28.
- Wang, X., Gossart, M., Guinet, Y., Fau, H., Lavignasse-Scaglia, C.D., Chaieb, G., Michalet, R. (2020). The consistency of home-field advantage effects with varying climate conditions. *Soil Biology and Biochemistry*, 149, 107934.
- Wardle, D.A., Walker, L.R., Bardgett, R.D. (2004). Ecosystem properties and forest decline in contrasting long-term chronosequences. *Science*, 305 (5683), 509-513.
- Wardle, D.A., Zackrisson, O., Hörnberg, G., Gallet, C. (1997). The influence of island area on ecosystem properties, *Science*, 227 (5330), 1296-1299.
- Welden, C.W., Slauson, W.L. (1986). The intensity of competition versus its importance – an overlooked distinction and some implications. *Quarterly Review of Biology*, 61, 23-44.
- Weng, W.S., Hunt, J.C.R., Carruthers, D.J., Warren, A., Wiggs, G.F.S., Livingstone, A., Castro, I. (1991). Air flow and sand transport over sand dunes. *Acta Mechanica Supplementum*, 2, 1-22.
- Westoby, M.J, Brasington, J., Glasser, N.F, Hambrey, M.J and Reynolds, J.M. (2012). ‘Structure-from-Motion’ photogrammetry: A low-cost, effective tool for geoscience applications. *Geomorphology*, 179, 300–314.
- White, P.S., Jentsch, A. (2001). The search for generality in studies of disturbance and ecosystem dynamics. *Progress in Botany*, 62, 399-450.
- Willis, A.J. (1963). Branton Burrows: the effects on the vegetation of the addition of mineral nutrients to the dune soils. *Journal of Ecology*, 51, 353–374.
- Willis, A.J., Yemm, E.W. (1961). Branton Burrows: mineral nutrient status of the dune soils. *Journal of Ecology*, 49, 377–390.
- Wilson, J.B. Sykes, M.T. (1999). Is zonation on coastal sand dunes determined primarily by sand burial or by salt spray? A test in New Zealand dunes. *Ecology Letters*, 2, 233-236.

- Wilson, S.D. Shay, J.M. (1990). Competition, fire, and nutrients in a mixed-grass prairie. *Ecology*, 71, 1959-1967.
- Wong, P.P. (1978). The herbaceous formation and its geomorphic role. *East Coast, Peninsula Malaysia Malayan Nature Journal*, 32, 129-141.
- Wright, L.D., Short, A.D. (1984). Morphodynamic variability of surf zones and beaches: A synthesis. *Marine Geology*, 56 (1-4), 93-118.
- Young, I.R. (1999). Wind generated ocean waves, no. 2. In: Elsevier, (Ed), *Elsevier ocean engineering book series 1*, Amsterdam, pp 287.
- Zarnetske, P.L., Hacker, S.D., Seabloom, E.W., Ruggiero, P., Killian, J.R., Maddux, T.B., Cox, D. (2012). Biophysical feedback mediates effects of invasive grasses on coastal dune shape. *Ecology*, 93 (6), 1439–1450.
- Zelder, J.B. (2017). What's New in Adaptive Management and Restoration of Coasts and Estuaries. *Estuaries and Coasts*, 40 (1), 1.
- Zenkovich, V.P. (1967). *Processes of Coastal Development*. Oliver and Boyd, London, pp. 738.
- Zhang, J., Maun, M.A. (1990). Effects of sand burial on seed germination, seedling emergence, survival, and growth of *Agropyron psammophilum*. *Canadian Journal of Botany*, 68, 304–310.
- Zingg AW. (1953). Wind tunnel studies of the movement of sedimentary material. *Proceedings of the 5th Hydraulic Conference Bulletin*, 34. Institute of Hydraulics: Iowa City, IA; 111–135.

Annexe A

Coastal Dune Morphology Evolution
Combining Lidar and UAV Surveys,
Truc Vert beach 2011-2019
(Laporte-Fauret et al., 2020a, *Journal
of Coastal Research*)

Journal of Coastal Research	SI	95	163-137	Coconut Creek, Florida	2020
-----------------------------	----	----	---------	------------------------	------

Coastal Dune Morphology Evolution Combining Lidar and UAV Surveys, Truc Vert beach 2011-2019

Quentin Laporte-Fauret^{†*}, Bruno Castelle[†], Vincent Marieu[†], Stéphane Bujan[†], Richard Michalet[†], and David Rosebery[§]



[†]CNRS, Université de Bordeaux

[§]Office National des Forêts

www.cerf-jcr.org



www.JCRonline.org

ABSTRACT

Laporte-Fauret, Q., Castelle, B., Marieu, V., Bujan, S., Michalet, R. and Rosebery, D. 2020. Coastal dune morphology evolution combining Lidar and UAV surveys, Truc Vert beach 2011-2019. In: Malvárez, G. and Navas, F. (eds.), *Proceedings from the International Coastal Symposium (ICS) 2020* (Sevilla, Spain). *Journal of Coastal Research*, Special Issue No. 95, pp. 1–5. Coconut Creek (Florida), ISSN 0749-0208.

In the context of climate change, coastal dunes, which provide significant ecosystem services, are one of the most vulnerable coastal environments. Moreover, the lack of high resolution and large spatial scale data limits our understanding of coastal dunes, which are subject to important morphological variations over a wide range of spatial and temporal scales. This study is focused on combining non-intrusive remote sensing methods including a series of historical aerial photographs, airborne Lidar and UAV surveys in order to better understand the coastal dune morphodynamic on a wide range of spatial and temporal scales. On the time scale of decades, aerial photos indicate a reasonably stable coastal dune position, with large anthropogenic reprofiling and vegetation planting resulting in a reasonably alongshore-uniform morphology. On shorter time scales, the combination of Lidar and UAV 4-km surveys between 2011 and 2019 shows a quasi-steady dune volume increase by approximately 64 m³/m, associated with a foredune crest growth and a landward migration reaching 1.1 m and 0.54 m in average, respectively. On the other hand, the dune foot shows a more complex dynamics, dominated by a large landward migration (shoreline erosion) of approximately 20 m during the outstanding winter of 2013/2014 followed by a slow seaward migration (recovery). This study provides new insight into coastal dune morphological changes driven by both Aeolian and marine processes from the time scale of storm to approximately a decade, highlighting the relevance of UAV surveys for such applications.

ADDITIONAL INDEX WORDS: Coastal dune, geomorphology, UAV, Lidar, marine erosion, aeolian erosion.

INTRODUCTION

Coastal dunes act as a natural and effective barrier against marine flooding and storm waves and greatly enhance beach resilience (Houser *et al.*, 2015). In the frame of climate change, coastal dunes will therefore be critical for the future of sandy coasts (Psuty and Silveira, 2010; Seabloom *et al.*, 2013). Coastal dunes are subject to complex morphological variations over a wide range of spatial and temporal scales, which are still poorly understood due to the lack of data at high resolution and large spatial scale. Monitoring the morphological evolution of these fragile environments requires a non-intrusive approach with a spatial coverage at the scale of the system (several kilometers and hundreds of meters in the alongshore and cross-shore directions, respectively). One of the most common methods used in coastal systems is the terrestrial or airborne Lidar (Le Mauff *et al.*, 2018; Ruessink *et al.*, 2018). However, airborne Lidar is very expensive and time consuming due to the post treatment of each survey, preventing its usage for high frequency monitoring (monthly, seasonally). In recent years, photogrammetry using Unmanned Aerial Vehicules (UAVs) has been increasingly used in coastal areas (Gonçalves and Henriques, 2015; Brunier *et al.*, 2016; Laporte-Fauret *et al.*, 2019). This technology allows to

reconstruct an object in 3D by overlapping offset images with specialized software (*e.g.*, Agisoft Metashape, Pix4D). The resulting Digital Surface Model (DSM) is geo-rectified using Ground Control points (GCP). UAVs offer many advantages such as a low cost, automated surveys, high repeatability, little preparation allowing a high reactivity after extreme events and the generation of high resolution DSMs over a few kilometers (Gonçalves and Henriques, 2015; Laporte-Fauret *et al.*, 2019).

In this study, the morphological evolution of a 4-km stretch of beach/dune system in South West France has been monitored between 2011 and 2019 combining airborne Lidar and UAV photogrammetry. This contribution provides new insight into coastal dune response on the timescales of month to years.

STUDY SITE

Truc Vert is a remote beach representative of most the 110 km coast of Gironde (Figure 1a). It is a high energy, meso-to macro-tidal open beach with an average tidal range of 3.7 m during spring tides (Castelle *et al.*, 2015). Incident waves are generated by North Atlantic storms with a dominant WNW direction, a mean significant wave height of 1.7 m and a mean peak period of 10.3 s, which can exceed 9 m and 22 s, respectively, during storms (Castelle *et al.*, 2015; Castelle *et al.*, 2017). Mean wind speed is 0.4 m/s and 0.7 m/s during summer and winter respectively, with a dominant WNW direction, with gust winds potentially exceeding 30 m/s during severe winter storms. The shoreline at Truc Vert

DOI: 10.2112/SI95-032.1 received 31 March 2019; accepted in revision 13 February 2020.

*Corresponding author: quentin.laporte-fauret@u-bordeaux.fr
©Coastal Education and Research Foundation, Inc. 2020

beach has been reasonably stable over the last 65 years, in contrast with most of the Gironde coast which is chronically eroding (Castelle *et al.*, 2018).

The beach is backed by large coastal dunes, which were first established in the 19th century. Subsequently in the 60s-80s coastal dune stakeholders (French Forest Office, ONF) undertook major work to renovate the dune at Truc Vert (and most of the Gironde coast) by mechanically reprofiling and subsequent marram planting until the 80s. Since then, the dune system has been softly managed, particularly by preventing the blowout formation with fencing, and helping the beach dune system to recovery from large storms with marram planting.

Coastal dune height reaches 20 to 25 m above mean sea level, with a width of approximately 250 m. The dune system is composed of three primary units: (1) the gently sloping incipient foredune in direct contact with the upper beach, which is characterized by pioneer vegetation like *Elymus farctus*; (2) the established foredune, first ridge reaching 19 m to 22 m in height with a steep west slope, characterized by *Ammophila arenaria* and (3) the gently sloping grey dune, the second ridge culminating at 22 m to 25 m, characterized by *Helichrysum stoechas* (Figure 1b).

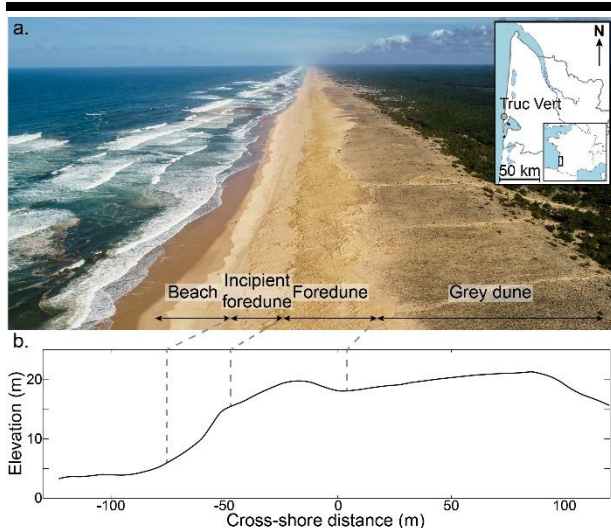


Figure 1. (a) Aerial photo of Truc Vert beach (SW France) with a well-managed alongshore-uniform coastal dune (modified from Laporte-Fauret *et al.*, 2018), (b) Cross-shore profile of the Truc Vert beach/dune system showing the different morphological dune units.

METHODS

Historical Aerial Photographs

A series of 4 B&W and 2 RGB aerial photographs, from 1950 to 2009 (1950.05.11, 1965.05.09, 1972.01.01, 1982.07.01, 1991.08.05 and 2009.06.27), covering the Truc Vert beach area were gathered from the French National Institute of Geography and Forest Information (IGN). They were orthorectified using Agisoft Metashape software v1.5 with fixed ground control points taken from recent IGN referenced images, and have a mean planimetric root-mean-square error (RMSE) of 2.41 m and 1.12 m in longitude and latitude, respectively.

Airborne Lidar data

The morphological surveys of March 2011 and October 2014 were performed by airborne Lidar campaigns realized

by IGN on the entire Aquitaine coast with a density of 2 points/m² and 4 points/m² for 2011 and 2014, respectively. The data were controlled by differential GPS survey along the coast and have an absolute altimetric error of 0.196 m and 0.144 m for March 2011 and October 2014, respectively (Nicolae-Lerma *et al.*, 2019)

UAV Data

From January 2016 to January 2018, 10 surveys were performed by a DJI Phantom 2 (DP2) quadricopter UAV equipped with 12MPix camera (GoPro Hero 4 Black), and 8 by a DJI Phantom 4 Pro (DP4P) quadricopter equipped with a 20MPix camera from March 2018 to June 2019, all covering the 4 km of beach/dune system. 36 permanent GCPs were set up in 250-m spaced pairs along 4 km of dune system in order to geo-rectify post-process the DSM (see Laporte-Fauret *et al.*, 2019 for more detail on the UAV monitoring protocol). The DSMs were generated using photogrammetry algorithms from the Agisoft Metashape software v1.5, which created a referenced 3D point cloud that is exported and interpolated with Matlab on a 0.1 x 0.1 m structured grid in order to build a structured textured DSMs have an altimetric RMSE of 0.133 m and 0.046 m for DP2 and DP4P, respectively (see Laporte-Fauret *et al.*, 2019 for more detail). Of note, the DSMs are hereafter considered as digital terrain models, given that the errors introduced by sparse vegetation cover in this area are negligible (Laporte-Fauret *et al.*, 2019).

Dune Proxies

The foredune crest line was defined as the alongshore position of maximum foredune elevation and the iso-contour $z = 6$ m was defined as the dune foot (Castelle *et al.*, 2015). Finally, the dune volume was calculated for the 4-km domain and between the dune foot and the cross-shore position $y = 150$ m approximately at the landward limit of the grey dune (Figure 1b).

RESULTS

Long-term Coastal Dune Evolution 1950-2009

Figure 2 shows representative orthophotos of Truc Vert during the 1950-2009 period, revealing large mechanical reprofiling and vegetation planting by the coastal dune stakeholders in the 70s. Prior to this reprofiling, the coastal dune was mostly made of bare sand with the presence of several blowouts (Figure 2a,b), contrasting with the mostly alongshore-uniform vegetated morphology after reprofiling (Figure 2c,d,e,f). The dune foot position remained relatively stable at Truc Vert, compared to the rest of the coast, in line with the long-term shoreline analysis along the entire sandy coast of SW France in Castelle *et al.* (2018).

Spatial Patterns of Morphological Changes 2011-2019

Figure 3 and 4 show the evolution of the dune foot cross-shore position and foredune crest position and height between 2011 and 2014 (Figure 3), and between 2011 and 2019 (Figure 4). The severe storms of the 2013-2014 winter led to an alongshore-averaged dune foot retreat by 9.34 m between 2011 and 2014 (Figure 3d), peaking at approximately 20 m locally in the megacusp embayments enforced by the outer-bar morphology (Castelle *et al.*, 2015). While narrowing, foredune crest grew from 18.45 m to 18.95 m in average during the same period (Figure 3a,b,c), together with an alongshore-averaged landward

migration of the crest of 0.24 m (Figure 3d). This trend continued until 2019 with an overall total foredune crest growth of 1.10 m (Figure 4c) and a migration of 0.54 m (Figure 4d), between 2011 and 2019. In 2019, the dune foot did not fully recover from the severe storms of the 2013-2014 winter, with the alongshore-averaged dune foot position located 1.65 m landward of its 2011 position (Figure 4d).

UAV surveys allowed addressing the evolution of the dune at higher (monthly to quarterly) frequency. The overall evolution between 2011 and 2019 is presented in Figure 5, in terms of dune volume, dune foot position, dune crest height and position. During this period, the mean dune volume increased quasi-steadily by 64 m³/m (+2.7%) in average (Figure 5a). This volume increase is primarily due to the foredune crest growth (Figure 4c), and is strongly accentuated during severe wind storms, with a mean elevation growth of 0.14 m/y between 2011 and 2014, and 0.30 m/y between 2017 and 2018 (green circles on second y-axis, Figure 5b). The crest growth is accompanied by a quasi-steady landward migration (yellow triangles on first y-axis, Figure 5b) of 0.07 m/y in average between 2011 and 2014, peaking at 0.75 m/y between 2017 and 2018.

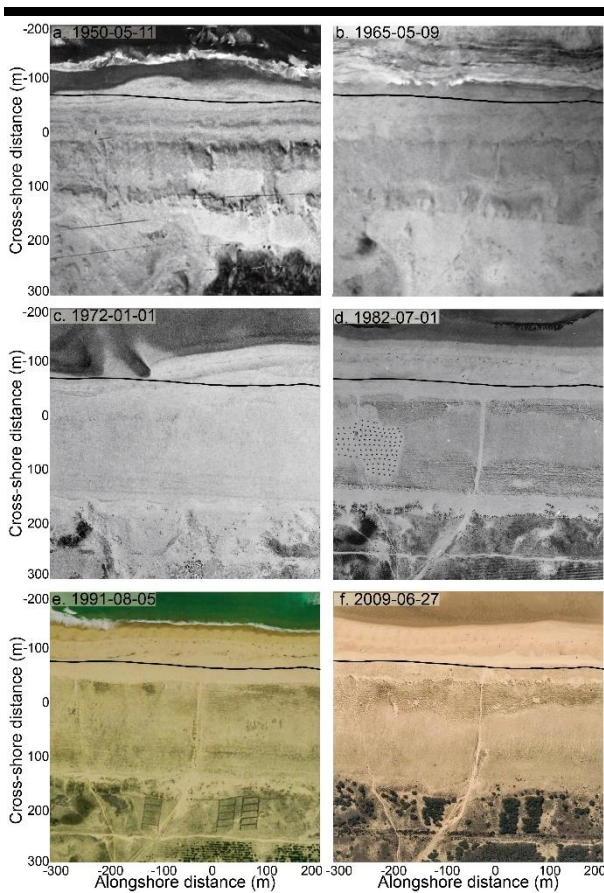


Figure 2. Aerial photography on a 500 x 500 m area of Truc Vert beach in (a) 1950-05-11, (b) 1965-05-09, (c) 1972-01-01, (d) 1982-07-01, (e) 1991-08-05 and (f) 2009-06-27. The black line represents the dune foot position in 2019-06-19.

This relatively rapid landward migration of the foredune crest can be explained by the series of severe wind storms that Truc Vert beach experienced during 2017-2018 stormy winter. In addition to crest migration, large sand patch

deposition of several tens of centimeters thickness were locally observed from the foredune crest all the way through the grey dune (Laporte-Fauret et al., 2018).

From 2014 onwards, the dune foot seaward migration reached 7.91 m on average until 2018 (blue squares on first y-axis, Figure 5.b) as a result of the coastal dune recovery from the outstanding 2013-2014 winter storms. The incipient foredune recovery rate decreased during the 2018-2019 winter, due to the formation of two ~500-m erosion scarps cutting the incipient foredune within the study area, leading to a local dune foot landward migration of 3.90 m and 7.33 m, respectively.

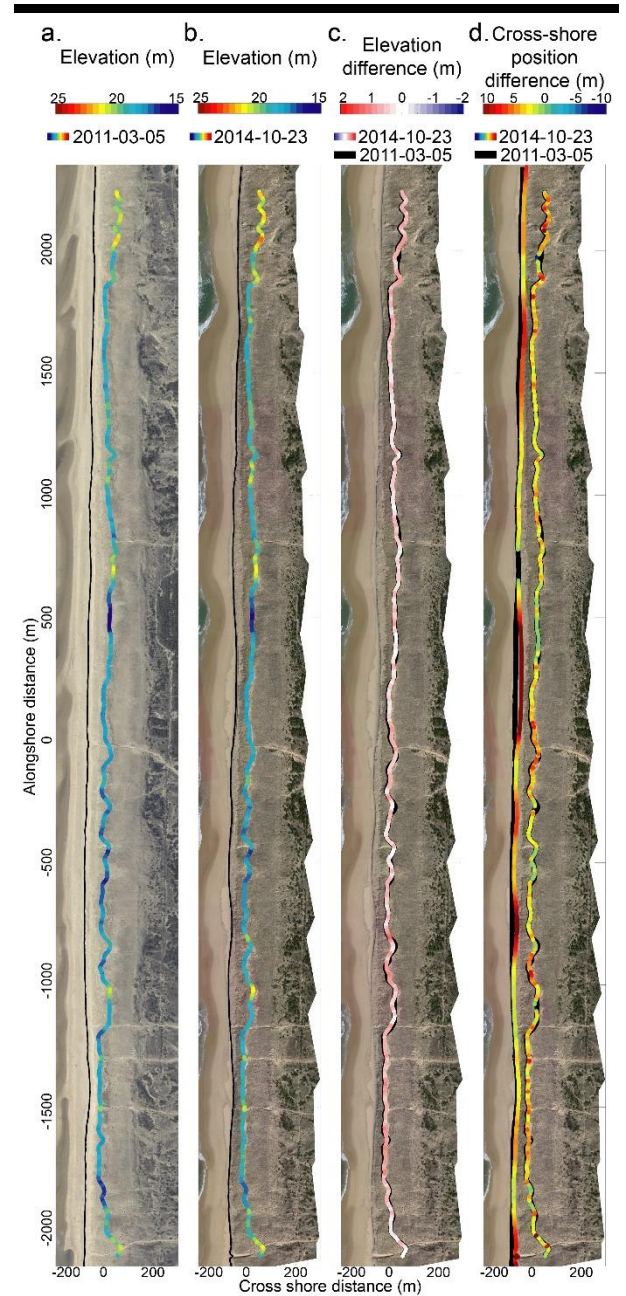


Figure 3. Foredune crest elevation and position (colored line) and dune foot position (black line) in (a) 2011 and (b) 2014, (c) Foredune crest position evolution between 2011 (black line) and 2014 (colored line) with the elevation variation associated and (d) Foredune crest and dune foot

position evolution between 2011 (black line) and 2014 (colored line) with the cross-shore variation associated.

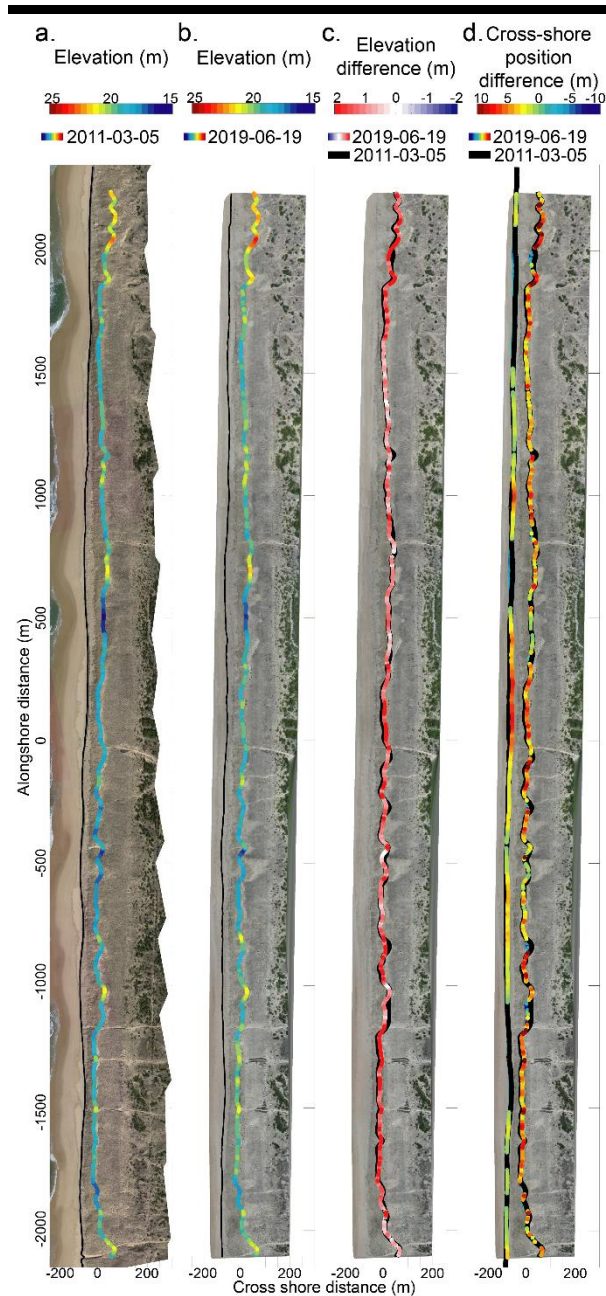


Figure 4. Fore-dune crest elevation and position (colored line) and dune foot position (black line) in (a) 2011 and (b) 2019, (c) Fore-dune crest position evolution between 2011 (black line) and 2019 (colored line) with the elevation variation associated and (d) Fore-dune crest and dune foot position evolution between 2011 (black line) and 2019 (colored line) with the cross-shore variation associated.

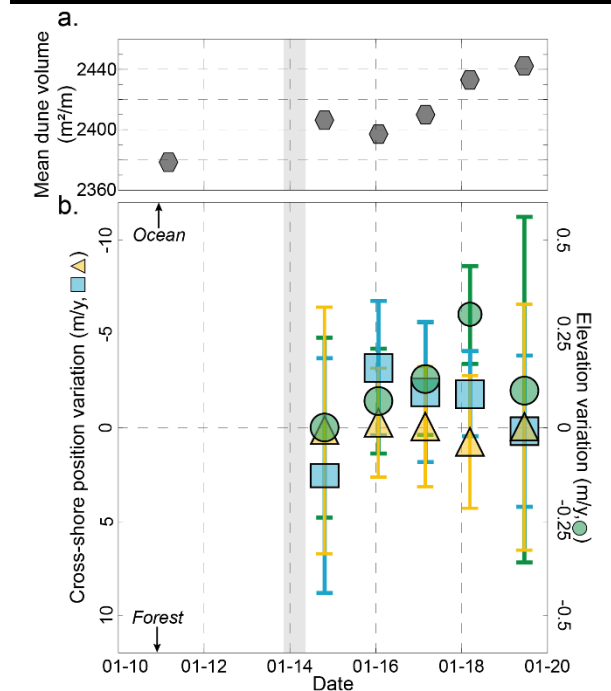


Figure 5. Evolution of (a) Mean dune volume (m^2/m) and (b) Cross-shore variation (first y-axis, m/y) of the dune foot (blue squares), fore-dune crest (yellow triangles) and elevation variation (second y-axis, m/y) of the fore-dune crest (green circles) with their alongshore standard deviation. The grey patch represents the 2013-2014 winter.

Time Evolution of Primary Coastal Dune Proxies

Figure 6 focuses on the evolution of a 180-m stretch of Truc-Vert dune between 2011 and 2019 at the event time scale. This area is quite representative of the site as local dune foot and fore-dune crest evolution are similar to the alongshore-averaged values observed over the 4-km field site. The fore-dune evolution shows the same patterns as those at larger spatial and temporal scales with a steady and quasi-linear growth of 1.75 m from 17.9 m in 2011 to 19.65 m in 2019 (Figure 6b). A mean landward migration of 7.88 m was also observed (Figure 6c). The higher frequency observations reveal more subtle dune foot position variations (Figure 6d), which are presumably caused by storm wave events. Indeed, the incipient fore-dune suffered severely from the 2013-2014 winter, with a dune foot mean landward migration of 20.85 m (mean vertical erosion of 5 m), followed by an incipient fore-dune recovery characterized by a mean seaward migration of the dune foot position (12.27 m between 10/2014 and 10/2017, with 2.5 m accretion). A new phase of retreat reaching 6.03 m (mean vertical erosion of 1.0 m) occurred during high-energy 2017-2018 winter. These variations highlight the contribution of the marine action leading to dune foot erosion and that of the vegetation recolonization, trapping sediment and eventually reconstructing the incipient fore-dune.

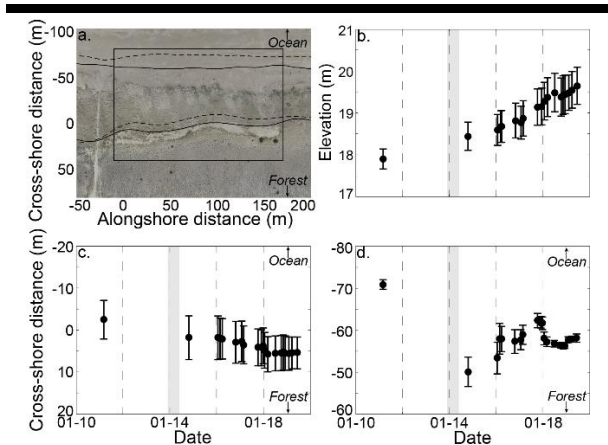


Figure 6. (a) Zoom on the 180 m long alongshore Truc Vert dune area ($x=-10$ m to $x=170$ m, black rectangle) with the position of the dune foot and foredune crest in 2011 (dotted black line) and in 2019 (black line). Mean evolution, with their standard error, of (b) the foredune crest elevation, (c) the foredune crest cross-shore position and (d) the dune foot cross-shore position using 20 surveys (2 from Lidar and 18 from UAV) from 2011 to 2019. The grey patch represent the 2013-2014 winter.

CONCLUSIONS

In this study, a combination of remote sensing methods, namely historical aerial photography, Lidar and UAV surveys, was used to describe the morphological evolution of a 4-km long coastal dune system in SW France, from the time scales of months to decades. On the time scale of decades, it shows both that the shoreline has been relatively stable along this stretch of coast, and that current coastal dune morphology is largely inherited from anthropogenic works in the 70s involving massive reprofiling and vegetation planting. On shorter time scales, the coastal dune is found to increase in volume at a quasi-steady rate, associated with a landward migration and rise of the foredune crest. The dune foot is found to respond to interannual variability in winter storm activity, with *e.g.* large erosion during the winter of 2013/2014 and subsequent slow recovery with subsequent calmer winters. Results also show some large alongshore variability of coastal dune behavior which needs to be further explored. The combination of different survey methods thus provides relevant mean to address coastal dune change driven by aeolian, marine and anthropogenic processes.

ACKNOWLEDGMENTS

This research was funded by Agence National de la Recherche (ANR) grant ANR-17-CE01-0014 (SONO project). Additional funding was provided by Service National d'Observation (SNO) Dynalit labelled by CNRS-INSU, Observatoire Aquitain des Sciences de l'Univers (OASU) and Observatoire de la Côte aquitaine (OCA). Storage resources for this study was provided by the computing facilities MCIA (Mésocentre de Calcul Intensif

Aquitain) of Univ. Bordeaux and Univ. Pau et Pays de l'Adour.

LITERATURE CITED

- Brunier, G.; Fleury, J.; Anthony, E.J.; Gardel, A., and Dussouillez, P., 2016. Close-range airborne Structure-from-Motion Photogrammetry for high-resolution beach morphometric surveys: Examples from an embayed rotating beach. *Geomorphology*, 261, 76-88.
- Castelle, B.; Bujan, S.; Ferreira, S., and Dodet, G., 2017. Foredune morphological changes and beach recovery from the extreme 2013/2014 winter at a high-energy sandy coast. *Marine Geology*, 385, 41-55.
- Castelle, B.; Guillot, B.; Marieu, V.; Chaumillon, E.; Hanquiez, V.; Bujan, S., and Poppeschi, C., 2018. Spatial and temporal patterns of shoreline change of a 280-km long high-energy disrupted sandy coast from 1950 to 2014: SW France. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 200, 212-223.
- Castelle, B.; Marieu, V.; Bujan, S.; Splinter, K.D.; Robinet, A.; Sénéchal, N., and Ferreira, S., 2015. Impact of the winter 2013–2014 series of severe Western Europe storms on a double-barred sandy coast: Beach and dune erosion and megacusp embayments. *Geomorphology*, 238, 135-148.
- Gonçalves, J.A., and Henriques, R., 2015. UAV photogrammetry for topographic monitoring of coastal areas. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.*, 104, 101-111.
- Houser, C.; Wernette, P.; Rentschlar, E.; Jones, H.; Hammond, B., and Trimble, S., 2015. Post-storm beach and dune recovery: Implications for barrier island resilience. *Geomorphology*, 234, 54–63.
- Laporte-Fauret, Q.; Marieu, V.; Castelle, B.; Michalet, R.; Bujan, S., and Rosebery, D., 2019. Low-Cost UAV for High-Resolution and Large-Scale Coastal Dune Change Monitoring Using Photogrammetry. *Journal of Marine Science and Engineering*, 7(3):63.
- Le Mauff, B.; Juigner, M.; Ba, A.; Marc, R.; Launeau, P., and Fattal, P., 2018. Coastal monitoring solutions of the geomorphological response of beach-dune systems using multi-temporal LiDAR datasets (Vendée coast, France). *Geomorphology*, 304, 121-140.
- Nicolae-Lerma, A.; Ayache, B.; Ulvoas, B.; Paris, B.; Bernon, N.; Bulteau, T., and Mallet, C., 2019. Pluriannual beach-dune evolutions at regional scale: Erosion and recovery sequences analysis along the aquitaine coast based on airborne LiDAR data. *Continental Shelf Research*, 189, 103974.
- Psuty, N.P., and Silveira, T.M., 2010. Global climate change: An opportunity for coastal dunes? *J. Coast. Conserv.*, 14, 153-160.
- Ruessink, B.; Arens, S.; Kuipers, M., and Donker, J., 2018. Coastal dune dynamics in response to excavated foredune notches. *Aeolian Res.*, 31, 3-17.
- Seabloom, E.W.; Ruggiero, P.; Hacker, S.D.; Mull, J., and Zarnetske, P., 2013. Invasive grasses, climate change, and exposure to storm-wave overtopping in coastal dune ecosystems. *Glob. Chang. Biol.*, 19, 824-832.

Annexe B

Nature-Based Solution along High-
Energy Eroding Sandy Coasts:
Preliminary Tests on the Reinstatement
of Natural Dynamics in Reprofiled
Coastal Dunes

(Castelle et al., 2019, *Water*)

Nature-Based Solution along High-Energy Eroding Sandy Coasts: Preliminary Tests on the Reinstatement of Natural Dynamics in Reprofiled Coastal Dunes

by Bruno Castelle ^{1*}, Quentin Laporte-Fauret ¹, Vincent Marieu ¹, Richard Michalet ¹, David Rosebery ², Stéphane Bujan ¹, Bertrand Lubac ¹, Jean-Baptiste Bernard ³, Alexandre Valance ³, Pascal Dupont ⁴, Ahmed Ould El Moctar ⁵ and Clément Narteau ⁶

¹ University Bordeaux, CNRS, UMR EPOC, 335615 Pessac, France

² Office National des Forêts, 75012 Paris, France

³ University Rennes, CNRS, IPR (Institut de Physique de Rennes), UMR 6251, 35700 Rennes, France

⁴ University Rennes, INSA, 35700 Rennes, France

⁵ University Nantes, CNRS, UMR 6607, 44306 Nantes, France

⁶ University Paris, Institut de Physique du globe de Paris, CNRS, 75005 Paris, France

* Author to whom correspondence should be addressed Affiliation 1; e-mail@e-mail.com

Received: 28 October 2019 / Accepted: 25 November 2019 / Published: 28 November 2019

Abstract: This paper describes a large-scale experiment designed to examine if reinstating natural processes in the coastal dune systems of Southwest France can be a relevant nature-based adaptation in chronically eroding sectors and a nature-based solution against coastal hazards, by maintaining the coastal dune ecological corridor. An experiment started in late 2017 on a 4-km-long stretch of coast at Truc Vert, where experimental notches were excavated and intensively monitored in the incipient and established foredunes. Preliminary results indicate that most of the excavated notches did not develop into blowout. Only the larger elongated notches subsequently excavated in the established foredune in 2018 showed evidence of development, acting as an effective conduit for aeolian landward transport into the dunes. All notches were found to have a statistically significant impact on vegetation dynamics downwind, even those that did not develop. The area of bare sand landward and within the elongated notches notably increased implying a loss of vegetation cover during this first stage of development. Observations of a nearby coastal dune system that has been in free evolution over the last 40 years also indicate that, although the dune migrated inland by more than 100 m, it is now mostly made of bare sand. Further work is required to explore if and how dunes maintained as dynamic systems can become an efficient nature-based solution along this eroding coastline.

Keywords: coastal dunes; erosion; resilience; vegetation dynamics; blowouts; nature based solution; coastal management; photogrammetry

1. Introduction

In a context of climate change and population growth, balancing protection/restoration of ecosystem services, development and population safety is one of the greatest challenges for future generations. In this framework, the coastal zone is a major interface that is becoming increasingly topical and politically sensitive worldwide in a context of widespread erosion [1], increasing anthropogenic pressures, e.g., urban expansion, recreational development [2], and climate change, e.g., sea level rise and increase in storminess [3,4]. Over the last decade, there has been a growing scientific and engineering interest in exploring how natural processes can provide management solutions to resolve the degradation and/or vulnerability of coastal environments [5], primarily to erosion and flooding hazards. These nature-based solutions include, but are not restricted to, coral reef restoration, e.g., [6]; or artificial reef construction, e.g., [7]; dissipating wave energy further offshore; flood defence solutions such as oyster reefs, salt marshes and mangroves; and mega sand nourishment [8].

Sandy coasts, which represent approximately 31% of the world's ice-free shoreline [9], are particularly exposed and vulnerable to erosion and have long been preferred sites for human settlements and tourism. Most beaches are backed by coastal dunes, with the composite beach–dune system acting as both a natural flooding protection to the hinterland and a buffer against eroding storm waves. Coastal dunes also nest unique and fragile ecosystems. With the loss of biodiversity being now a major concern, e.g., [10,11], coastal dunes also have high ecological value under imminent erosion threat.

During the 20th century, most coastal dunes on developed shores have been managed for different reasons, e.g., [12]. These include preventing sand encroachment into settlements and onto agricultural land, and/or to minimising erosion and submersion hazards. Therefore, coastal dunes have often been designed as prominent alongshore-uniform features (Figure 1a). However, variations in topography within dunes provide differences in exposure to overwash, flooding, wind, sediment transport and salt spray, a variability inextricably linked to the variety of microhabitats and landscape diversity (Figure 1b). Therefore, in some regions of the world, actively managed coastal dunes, sometimes so-called “dune dykes” [13], lost the ecosystem values and services offered by natural coastal dunes through a reduction in vegetation dynamics and natural community diversity [14].



Figure 1. Aerial photographs in Southwest France of (a) a reprofiled coastal dune designed as an alongshore-uniform feature with limited natural community diversity at Truc Vert, contrasted with (b) an alongshore-variable dune field with more natural community diversity at Anse du Gulp, Southwest France (Ph. V. Marieu).

In certain coastal dune environments, greater morphological and community diversity may result in greater resilience, e.g., [15]. When located in chronically eroding sectors, managed prominent dunes can be severely eroded, with high erosion scarp preventing further natural beach–dune sediment exchange (left-hand panels in Figure 2). Such coastal dune may progressively narrow (Figure 2a) and can eventually disappear (Figure 2b,c), resulting in greater exposure of the hinterland to submersion and overwash. In contrast, coastal dunes maintained as dynamic systems (right-hand panels in Figure 2) are potentially more resilient than fixed dunes. In such situations, beach–dune sediment exchanges are maintained (Figure 2d) and the entire coastal dune system has the ability to migrate landward, so that the ecological corridor is maintained (Figure 2e,f). However, whether it can also reduce coastal erosion and shoreline recession rate is virtually unknown. In some regions of the world, natural-free coastal dunes can be essentially made of bare sand with no or little community abundance and/or diversity, as increasing physical disturbance in stressful environments is known to negatively impact plant species diversity [16,17], as shown in [18] in the French Atlantic coastal dunes. Between the two extreme situations shown in Figure 2, a solution may rely on achieving a subtle balance where the coastal dune may require human adjustments to “survive” using the so-called “controlled dynamism” strategy [19]. This balance has never been studied quantitatively, mostly because of the lack of both an integrative (physics, biology and management) approach and landscape-scale high-resolution data. More natural and mobile dunes could arise as a relevant nature-based adaptation to coastal erosion, allowing the beach and dune systems to move landward and persist in response to coastal erosion. It may also reduce exposure to submersion and overwash during severe storm, and potentially reduce erosion rates, therefore acting as an efficient nature-based solution against coastal hazards in some regions of the world. Addressing the sustainability and efficiency of such solutions requires the development of innovative and often costly experiment based on multidisciplinary and transdisciplinary approach as well as long-term monitoring.

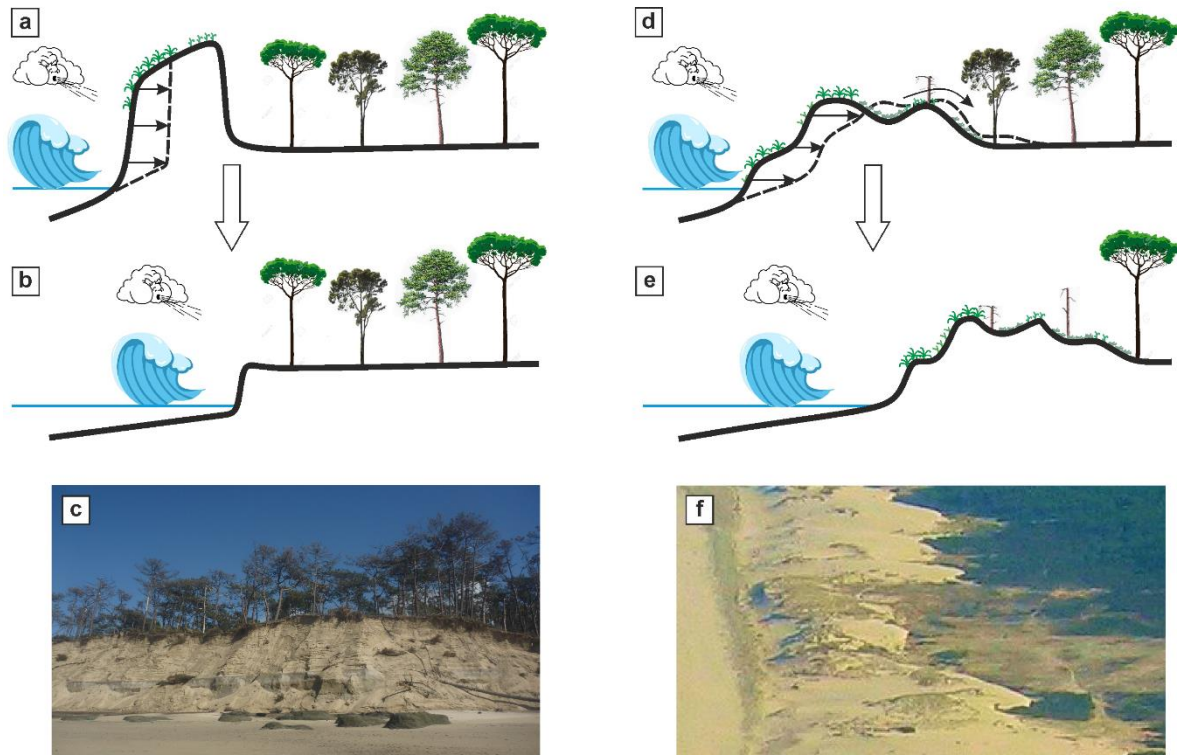


Figure 2. Schematics of coastal dune change in a chronic erosion sector for (a–c) managed prominent dunes and (d–f) coastal dunes maintained as more dynamic systems, which are suspected to favour resilience.

The southwest coast of France hosts approximately 300 km of sandy beaches backed by high and wide coastal dunes that have been largely mechanically reprofiled in the 1970s and 1980s. Some sectors are severely eroding [20], with progressively narrowing coastal dunes. Reinstating some natural processes and beach–dune sediment exchanges therefore needs to be explored to (i) maintain this ecological corridor and (ii) serve as an efficient nature-based solution against coastal hazards. In this paper, we present preliminary results from a research project building on an in-depth collaboration between scientists (physicists, geomorphologists and ecologists) and stakeholders, looking at beach–dune sediment exchanges, vegetation dynamics and natural community diversity. This experiment aims at providing new fundamental and practical insights into coastal dune resilience in order to improve coastal dune management strategies. Section 2 provides a description of the Gironde coast, Southwest France, and of the experimental set-up at Truc Vert beach, which was designed to reinstate natural processes in the reprofiled coastal dune through the excavation of notches in the foredune. Preliminary results on the monitoring of coastal morphology and vegetation dynamics are shown in Section 3 and are further discussed in Section 4.

2. Field Site and Experimental Set-Up

2.1. The Gironde Coast

The Gironde coast is located in Southwest France and covers approximately 135 km of sandy surf beaches (Figure 3a). It extends from the Medoc peninsula in the north to Biscarrosse border in the south. It can be divided into two sectors separated by the Arcachon Lagoon inlet: (1) a 110-km-long northern sector composed of open sandy beaches dominantly facing W-WNW, with more variability in the north in Soulac area and in the south at the tip of the Cap Ferret sandspit, and (2) a 25-km-long southern sector composed of surf beaches facing NW to W, which is largely influenced by the Arcachon Lagoon inlet.

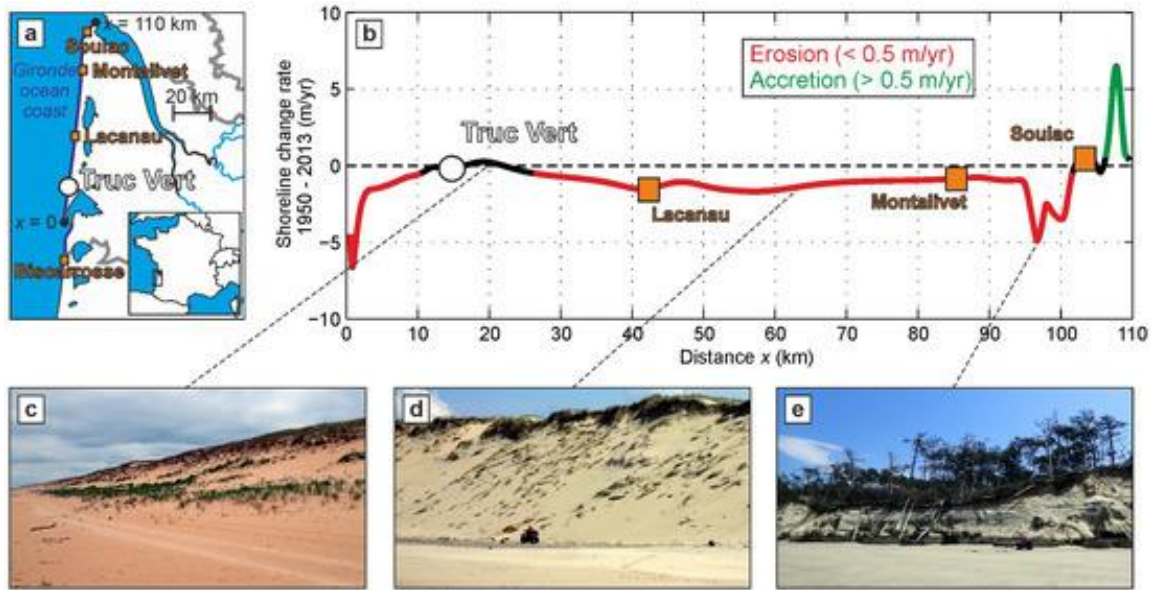


Figure 3. (a) Location map of the Gironde coast; (b) chronic erosion rates along the 110-km-long northern sector modified after [20] and (c–e) coastal dune landscape at representative sectors on 21 May 2019 (Ph. B. Castelle).

Beaches are mesotidal and primarily composed of fine to medium quartz sand. The most frequent and strongest wind events are onshore-directed from the WSW-WNW sector. The wave climate is energetic with a dominant W to NW incidence. It is strongly seasonally modulated with the monthly-averaged significant wave height ranging from 1.11 m in July with a dominant W-NW direction to 2.4 m in January with a dominant W direction [21]. Winter wave activity and storms show a strong interannual variability, with moderate winters alternating with extreme winters characterised by spatial and temporal storm clustering [22]. Such interannual variability is enforced by natural modes of climate variability, particularly the West Europe Pressure Anomaly [23], with a significant increase in winter-mean wave height, variability and periodicity over the last 70 years [24]. The dominant W-NW wave climate drives a net southerly longshore drift ranging between 100 and $350 \times 10^3 \text{ m}^3 / \text{year}$ across the entire Gironde coast [25], locally reversing near Soulac and north of Biscarrosse where the coast faces NW.

All the sandy beaches of the Gironde coast are backed by high and wide coastal dunes, except along the small coastal resorts of Soulac, Montalivet and Lacanau (Figure 3a,b). Coastal dunes have disappeared along a sector covering approximately 4 km of coastline south of Soulac, where chronic erosion over the last 70 years has exceeded $2\text{--}3 \text{ m/year}$ (Figure 3b,e). In some other sectors, typically where chronic erosion is $\sim 1\text{--}2 \text{ m/year}$, e.g., between Lacanau and Montalivet, the coastal dune is locally $20\text{--}30 \text{ m}$ wide with up to $10\text{--}15 \text{ m}$ high dune scarp (Figure 3d). In comparison with the winter of 2013/2014, which was the most energetic winter along most of the Atlantic coast of Europe [22] with local dune erosion exceeding 30 m [21,26,27], this means that severe winter could deplete the coastal dune system and leave the coastal forest directly exposed to marine erosion. At our field site of Truc Vert, alongshore variable coastal dune erosion enforced by the alongshore variability in depth of the outer sandbar was observed, with coastal dune retreat peaking at approximately 20 m in the megacusp embayment [26]. Since then, the coastal dune has been mostly recovering at Truc Vert with the development of an incipient foredune [21], although coastal dune and shoreline recovery is highly variable along the Gironde coast [27,28].

Note that the contemporary coastal dune morphologies and response along the Gironde coast is largely inherited from a long history of anthropogenic works. The coastal dune system was first established in the nineteenth century to protect the forest, with extensive reprofiling and gourbet and marram planting. The coastal dune subsequently suffered severe erosion from some outstanding winter storms in the 1910s and 1920s, and the Second World War when the coastal dunes were restricted areas used as a source of aggregate for the Nazis. Until the early 1960s, the coastal dunes were largely dissected by blowouts and hollowed out as gullies. The Office National des Forêts (ONF) undertook extensive renovation between the 1960s and 1980s using large-scale mechanical aid and vegetation planting [29,30]. An engineering profile was imposed (see

Figure 4a for Truc Vert area) with subsequent intensive marram planting (Figure 4b–e). Since the 80s, the coastal dune system showed little natural evolution compared with the overall scale of the system. Unpublished results based on ground penetrating radar measurements indicate that most of the reprofiled coastal dune slightly evolved before becoming fixed as the current transition/grey dune shown in Figure 5b. In the meantime, a foredune ridge has been building and slowly migrating over the grey dune over the last decades (around the cross-shore distance of 50 m in Figure 4a), which is where most of the morphological changes currently occur. Figure 4a shows the overall current coastal dune profile superimposed onto the engineering profile, also revealing a positive sediment budget of the coastal dune system at this site.

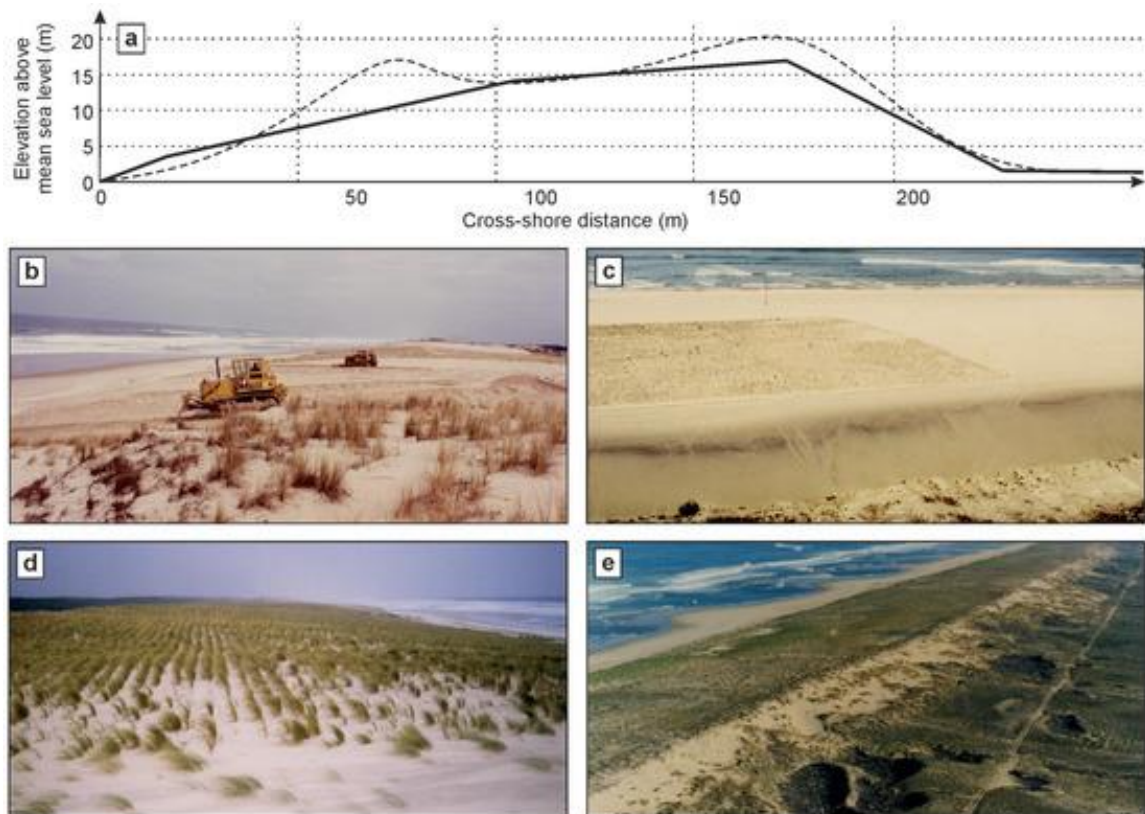


Figure 4. (a) Schematic of the mechanically reprofiled coastal dune near Truc Vert (thick solid line) with superimposed overall current profile (thin dashed line). Photographs showing (b) the mechanical reprofiling, subsequent (c) partial and (d) completed marram planting and resulting calibrated coastal dune in the early 1980s. Photos @ONF

2.2. Truc Vert Experimental Set-Up

In November 2017, a large-scale project was established to make fundamental progress in the understanding of the interactions between aeolian, marine and biotic processes driving coastal dune evolution. Although the project also involves well-adapted mesoscale modelling techniques [31] and satellite remote sensing, the core of the project was the design of an ambitious experiment at Truc Vert beach. Monitoring morphological changes, aeolian sand transport and vegetation dynamics, the experiment aimed at reinstating natural processes in an artificially reprofiled coastal dune system and at monitoring morphological changes, aeolian sand transport and vegetation dynamics.

This experiment was carried out on a 4-km-long stretch of Truc Vert beach extending approximately 300 m in the cross-shore to cover the entire beach–dune system (Figure 5). This 4 km sector was divided into four blocks where experimental notches were excavated. Each experimental block was separated from each other by domains of a few hundreds of metres where no mechanical work was performed. In each experimental block, two large experimental notches were excavated in December 2017 (Figure 5a): one located in the incipient foredune, and the other in the established foredune. These notches were excavated to increase the

landward transport of sand and dune mobility that was reduced after the severe scarping of the foredune during the 2013/2014 winter [26]. The number of notch configurations was limited to ensure spatial replication for the vegetation dynamics statistical analysis. Their overall shape was designed together with coastal dune stakeholders to mimic incipient blowouts that can form along this stretch of coast under severe windstorms. Their size was limited by the coastal dune stakeholders. The volume of the notches varied from 10.5 m³

to 96.7 m³ with a mean of 56.7 m³, and their depth from 0.8 m to 1.6 m with a mean of 1.2 m. Instead of developing into natural blowouts, the notches excavated in December 2017 were systematically partially infilled (see Section 3). Therefore, immediately prior to the subsequent winter (2018/2019), in November 2018, new notches were excavated. Incipient foredune notches were excavated at about the same location, whereas the established foredune notches were excavated in the alignment of the former notches and extended further inland. The volume excavated was larger than in 2017, ranging from 74.1 m³ to 140.1 m³ with a mean of 101.8 m³, and with depth ranging from 1.5 m to 2.5 m with a mean of 2.1 m. The established foredune notches were reshaped as elongated troughs across the established foredune crest (Figure 5d). This new shape was designed together with local dune stakeholders to promote sediment transport from the beach to the back of the dune.

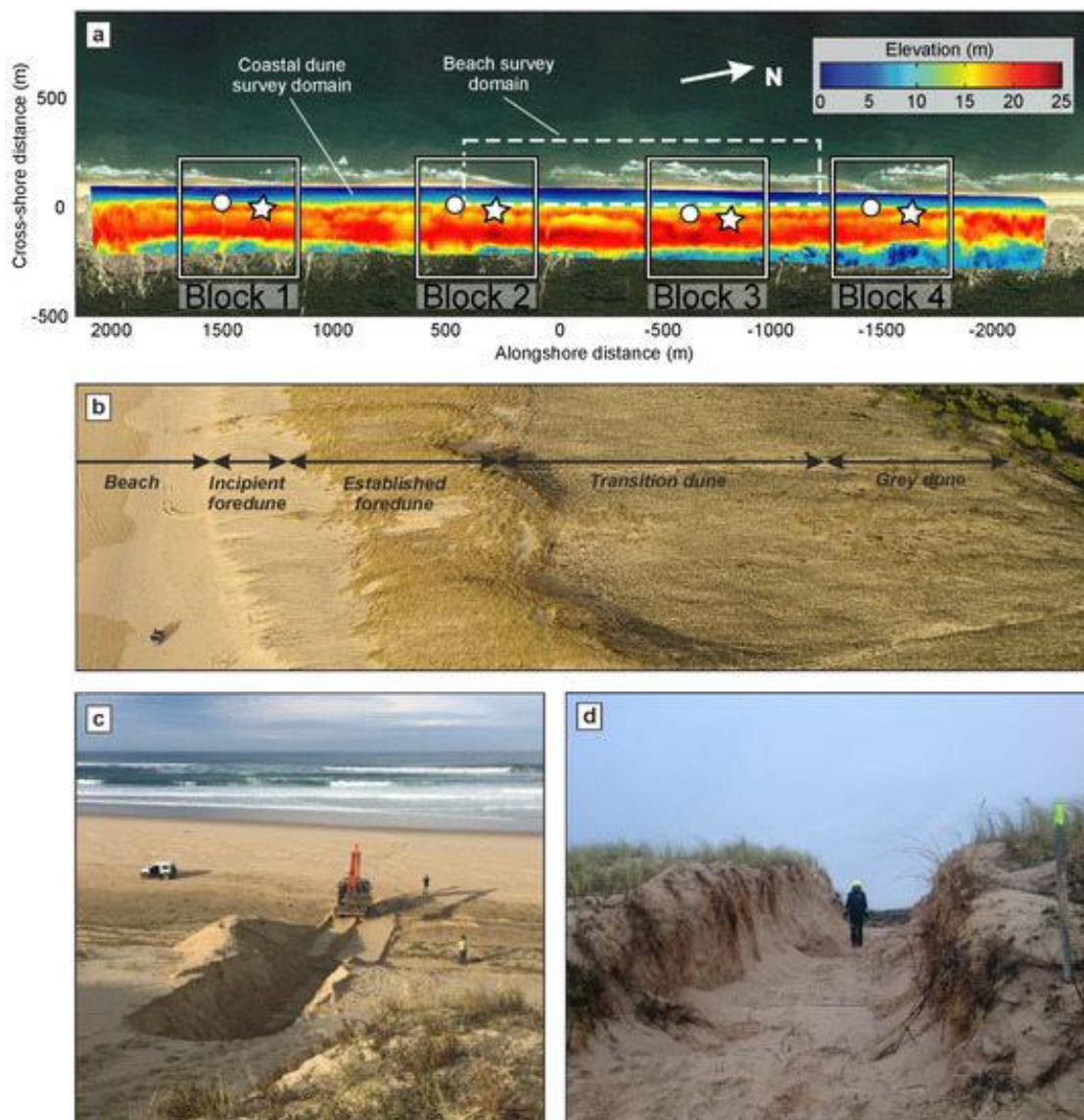


Figure 5. (a) Truc Vert experimental site. A digital surface model (DSM) of the coastal dune system inferred from photogrammetry using a low-cost unmanned aerial vehicle (UAV) is coloured, and the dashed white rectangle shows the beach area which is surveyed semi-monthly with a differential global positioning system (DGPS)-equipped ATV. The solid rectangles indicate the experimental blocks (1-4) where notches were

excavated in the incipient foredune (circles) and in the established foredune (stars). **(b)** Truc Vert beach landscape with indication of the typical coastal dune compartments and with the 4-wheel drive making the scale. **(c)** Incipient foredune notch excavated on 5 November 2018 (Ph. B. Castelle). **(d)** Established foredune 2.5-m-deep notch with Q. Laporte-Fauret made the scale (Ph. V. Marieu).

2.2.1. Topographic Surveys

Topographic beach surveys of Truc Vert beach are sampled every two weeks at spring low tide using a differential global positioning system (DGPS)-equipped ATV. Although the alongshore coverage of the topographic surveys has varied over the years, it has been stabilised to approximately 1500 m since 2012 (Figure 5). Such a large alongshore coverage was designed to encompass approximately 3-4 inner-bar rip-channel wavelengths and to further compute reliable alongshore-averaged values such as shoreline position and beach volume. Anisotropic kriging interpolation is performed to obtain a digital elevation model (DEM) on a regular grid with an alongshore and cross-shore mesh size of 20 m and 2 m, respectively. For a detailed description of the beach survey dataset, the reader is referred to [32].

To survey the coastal dune, a low-cost and lightweight UAV-camera photogrammetry technique was used. Accurate (root-mean-squared vertical error <0.1 m) and high-resolution (0.1 m) digital surface models (DSMs) can be inferred routinely on large spatial scales (few kilometres of coastal dune), using a well-designed spatial distribution of permanent ground control points [33]. Such approach allows depicting subtle morphological changes driven by both marine and aeolian processes [33]. Coastal dune surveys are performed quarterly, with additional surveys after severe storm events. Coastal dune surveys were also performed immediately before and after the notches were excavated in December 2017 and November 2018.

2.2.2. Vegetation Surveys

Plant community composition and abundance was surveyed quarterly along cross-shore transects extending from the beach to the grey dune (Figure 6). In each experimental block two transects were aligned with the notches, with two additional transects located approximately 100 m southward of the notches. Each transect was composed of 13 sampling points along the different coastal dune compartments (incipient foredune, foredune, transition dune and grey dune in Figure 5b) according to Figure 6a. In each nonexperimental block, one cross-shore transect located approximately in the middle of the block was surveyed, for a total of 260 sampling points within the 4 km beach–dune domain. At each sampling point, a 1-m² quadrat with a mesh size of 0.2 m was deployed to monitor the composition and abundance of vegetation species. Only plants with their vertical projection located within a circle of approximately 0.03-m diameter of a grid point, defined as the intersections of two lines, were taken into account. An abundance of 0.5 was assigned to species present in the quadrat but outside of these intersections. Additional environmental parameters were measured such as sand elevation, litter decomposition, wind abrasive potential and grain size.

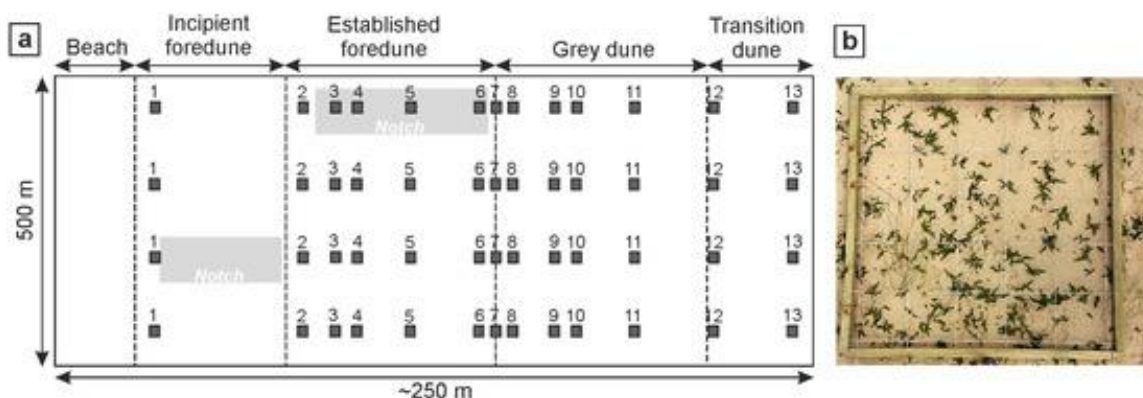


Figure 6. (a) Schematic of the four transects of vegetation plots (squares with numbers) within a given experimental block, with experimental notch locations indicated by the light grey areas. (b) Picture of a 1-m² quadrat used to survey plant community composition.

3. Preliminary Results

The notches excavated in December 2017 did not transform into blowouts. Instead, the incipient foredune notches progressively infilled even during the winter, whereas the notches excavated in the established foredune primarily infilled later and at a slower rate during spring and summer. Despite the notches not developing into blowouts with even slight vegetation regrowth in some of the notches, a recent effort showed that the notches had a statistically significant impact on downwind vegetation dynamics [34]. In brief, vegetation composition was primarily controlled by the distance from the mean sea level shoreline, the alongshore location within the 4 km sector and the presence of a nearby notch. Given the limited morphological changes, we provide below a preliminary description of coastal dune changes after the new notches have been excavated in November 2018. Figure 7 shows the morphological changes of the most northern elongated notches excavated in the established foredune in November 2018. The notch extended approximately 5 m and 50 m in the longshore and cross-shore directions, respectively, with a maximum depth of approximately 2.5 m (Figure 7c). The notch remained nonvegetated during the subsequent 7 months, and the area of bare sand landward of the notch also slightly increased with time. Large morphological changes were also observed as shown by the cumulative changes in Figure 7m. We can observe the levelling and retreat of the lateral walls because of the avalanching and slumping of material onto the notch floor. This overall erosion pattern is readily symmetric, although the more short-term changes appear asymmetric (e.g., Figure 7k) owing to the onshore shore-oblique wind climate, which can come from the SW or the NW. The most seaward central part of the notch floor eroded by almost 1 m, whereas the most landward part accreted by more than 1 m. A thin depositional lobe is also observed. The overall positive sand budget landward of the established foredune crest implies that the notch has been acting as an effective conduit for landward aeolian transport, with formation of new aeolian landforms, with this notch representative of the three other ones.

In contrast with the established foredune notches, the incipient foredune notches did not develop (not shown), which is similar to the behaviour of the incipient foredune notches previously excavated in December 2017. This is because the coastal dune at Truc is still recovering from the outstanding winter of 2013/2014, during which 200 m³/m was lost from the system, being approximately equally distributed between the beach and the dune [21]. Figure 8 shows the time series of winter WEPA, which is a proxy for winter storminess in Southwest France [23], and the concurrent beach volume evolution over the 2005–2019 period. Results show that the beach lost approximately 100 m³/m of sand during the 2013/2014 winter, but fully recovered within two years, in contrast with the coastal dune [21]. Therefore, since spring–summer 2015, the beach is wider providing large sediment supply to the incipient foredune that has been growing since then (see also Figure 7m). As a result, the notches excavated in the incipient foredune in both December 2017 and November 2018 were rapidly filled with the wind-blown sand from the beach, particularly during the winter months when the dominant wind is onshore-directed.

Given the importance of the small notches excavated in December 2017 on vegetation dynamics downwind, the larger notches excavated in November 2018 are under close observation. At the time of writing this paper, the vegetation dynamics has not been fully analysed; however, a visual inspection of the coastal dune and photographs shows that, despite the low-wind winter of 2018/2019, there is a clear signature of the notches on the vegetation abundance and composition downwind. For example, Figure 9 shows clear change in vegetation abundance and composition landward of an established foredune notch. The area of bare sand landward of the notches increased markedly as the deposition lobe advances downwind into the vegetation of the transition dune. However, further downwind, the slight sand burial causes the vegetation cover to readily increase, with vegetation regrowth primarily at the outline of the depositional lobe. A closer inspection

of the photos also indicates the presence of beach grass nearby the deposition lobe, suggesting that some wind-blown beach sand and grass propagule have been deposited on the landward side of the foredune though the excavated notches (Figure 9f).

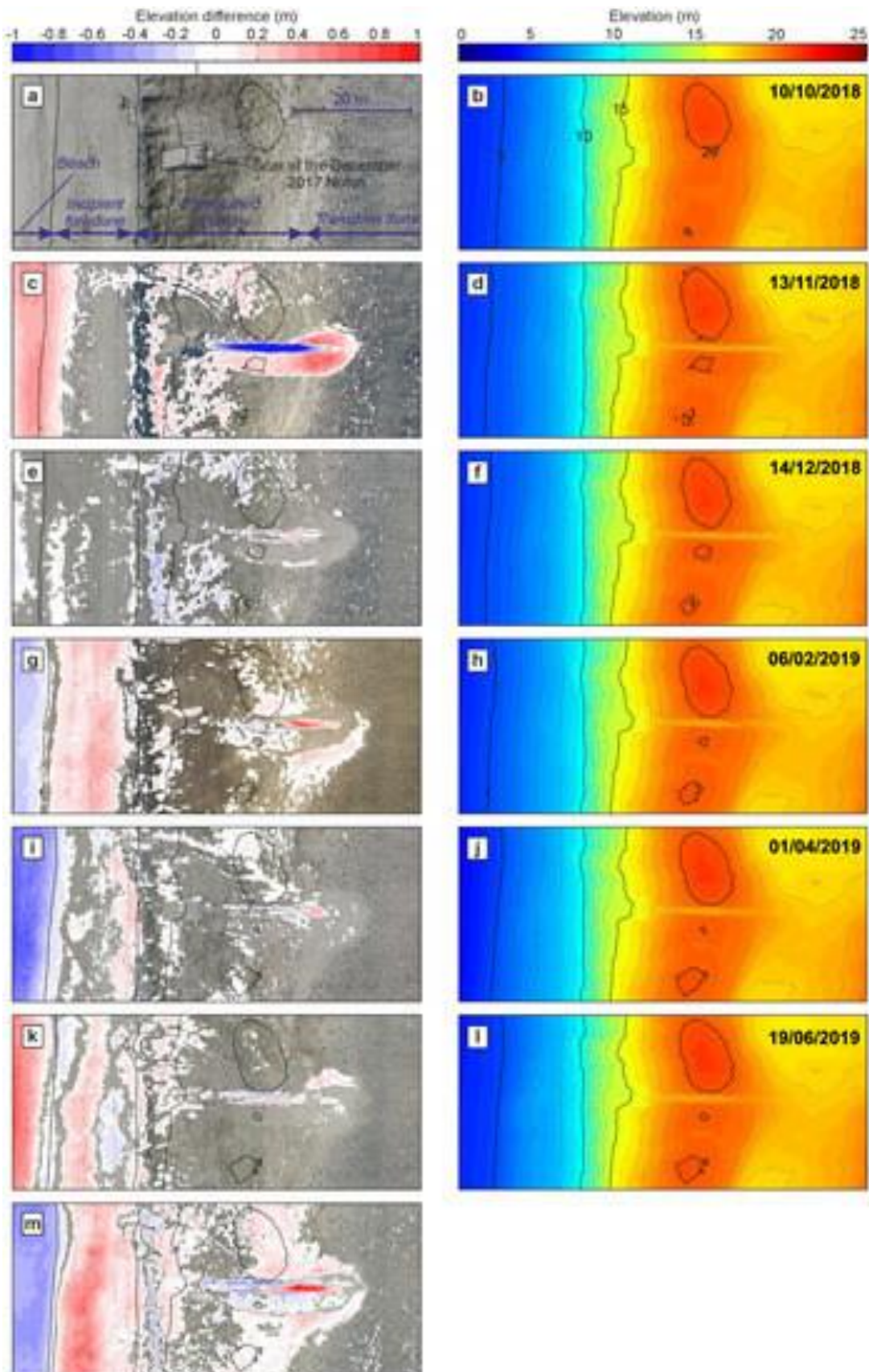


Figure 7. (Right-hand panels): DEM of the coastal dune zoomed onto an elongated excavated in the foredune in early November 2018. **(Left-hand panels):** corresponding orthophoto and superimposed elevation difference between two consecutive surveys. **(m)** Orthophoto of 19 June 2019 with superimposed elevation difference between 9 June 2019 and 11 November 2018 just after the notch was excavated.

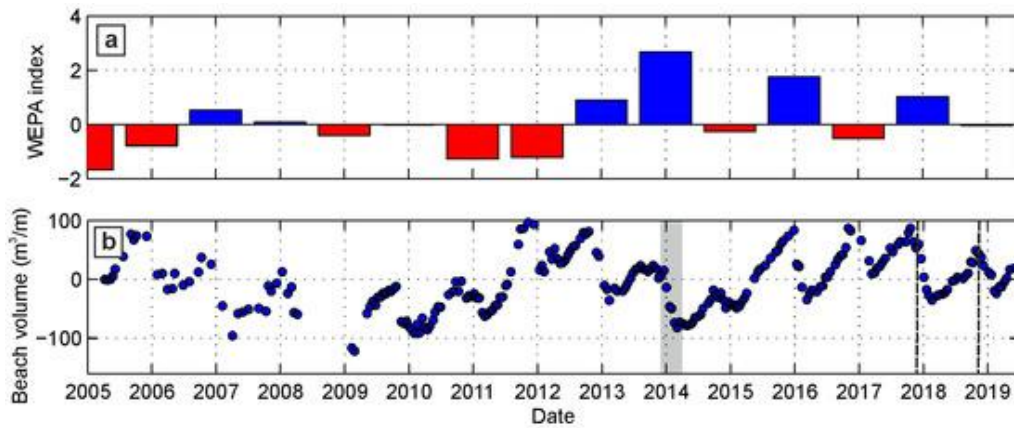


Figure 8. 2005–2019 time series of (a) winter WEPA and (b) alongshore-averaged beach volume computed between the 0 m and 6 m elevation contours, with the light grey area indicating the outstanding winter of 2013/2014. In panel (b), the vertical black dashed lines indicate when the experimental notches were excavated in December 2017 and November 2018.

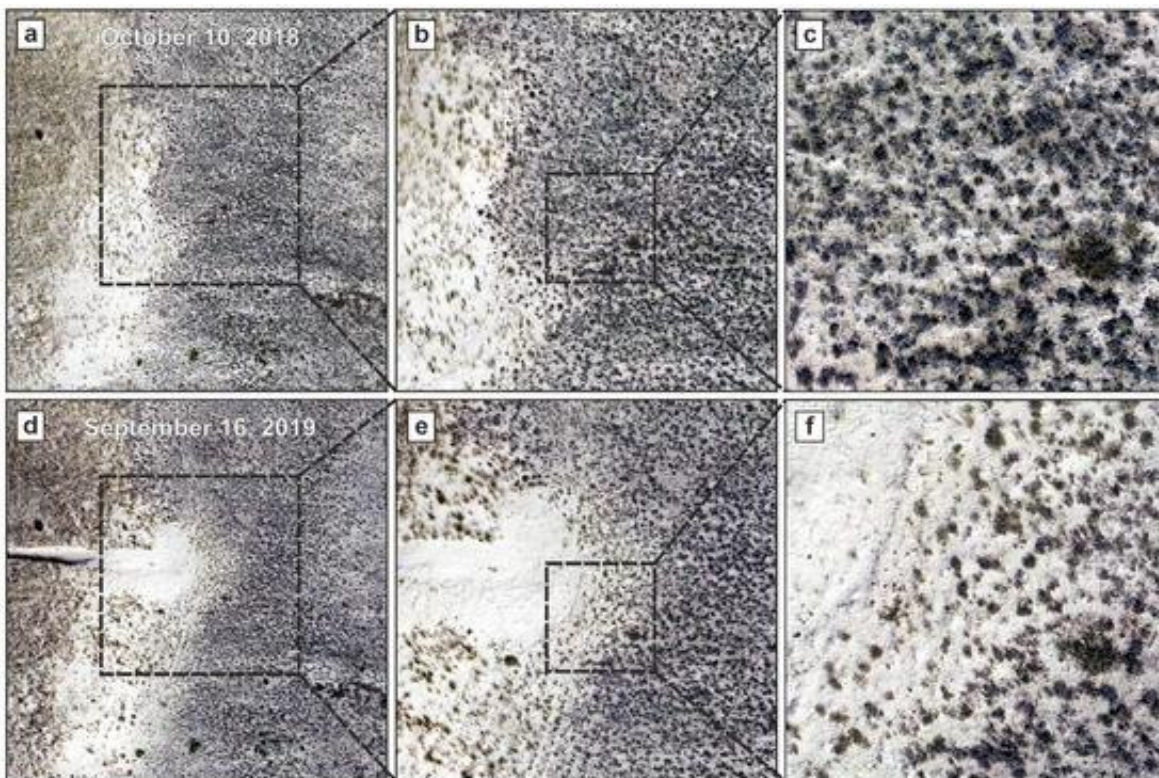


Figure 9. Aerial photographs and progressive zoom showing vegetation landscape (a–c) before (10 October 2018) and (d–f) approximately 10 months (16 September 2019) after an established foredune notch has been excavated (Ph. Q. Laporte-Fauret).

4. Discussion and Conclusions

Approximately two years after the first notches were excavated, preliminary results indicate that the notches excavated in both the incipient and established foredune showed limited morphological development. They mostly infilled, with sometimes slight vegetation regrowth, indicating the dominance of biotic processes on abiotic processes [35]. Only the large elongated notches excavated in the established foredune in November 2018 showed evidence of development. Although the number of coastal dune experiments involving excavated notches are limited worldwide, some experiments also showed limited performance although infilling took generally more time. For instance, the authors of [36] observed that a single 60-m-wide notch in the foredune at a Dutch beach rapidly infilled with the wind-blown sand. After three years, aeolian processes decreased in intensity together with vegetation regrowth resulting in the partial closure of the notch. Similar observations were made after the restoration of some blowouts in the Netherlands [12,37]. Although such a decrease in aeolian dynamics typically takes a few years, other studies show large development of excavated notches. The authors of [38] monitored 27 notches along the Welsh coast. They showed that the most active notches face wide and high beaches, have a convex floor or tend to narrow landward. More recently, the authors of [39] examined the evolution of five massive notches excavated in the foredune of the Dutch National Park Zuid-Kennemerland. Notches were 50–100-m-wide, 100–200-m-long and 9–12.5-m-deep. The notches were found to cause 75% of the sand to be deposited landward of the foredune, highlighting that these notches are highly effective conduits for aeolian landward transport. Large morphological changes were also observed, in line with the typical natural trough blowout growth stage, see, e.g., [40]. At Truc Vert, except for the notches excavated in the established foredune in November 2018, the combination of moderate winter wind conditions and the short dimensions of the notches can explain why they did not transform into blowouts. The authors of [39] also observed that some of the notches did not well develop the first year. In addition, some morphological patterns (U-shape cross section, erosion of the seaward part of the floor, retreat of the lateral walls and growth of the depositional lobe) indicate that the elongated notches excavated in the established foredune are in a natural trough blowout growth stage, also referred to as geomorphological stage in [35], when abiotic processes dominate. Therefore, we anticipate that a stormy winter may cause the elongated notches excavated in the established foredune to further develop. Clearly, such development will strongly depend on the interannual variability in storm activity. In addition, the interannual variability in vegetation dynamics could also affect blowout growth. However, vegetation surveys started less than two years ago and are insufficient to date to draw definitive conclusions. The detailed monitoring of the coastal dune over the next years will provide more insight into the development of excavated notches in this region of the Atlantic coast of Europe.

Reinstating natural processes does not necessarily mean nature restoration [41], and increased landscape diversity does not necessarily imply an overall increased plant and animal species diversity. At this stage, the area of bare sand landward of the elongated notches increased and the notch floor remained nonvegetated, implying a loss of vegetation cover. Given the timescales involved in the restoration of coastal dunes, long-term (years to decades) monitoring of the coastal dune of Truc Vert will be required to elucidate whether the reinstatement of natural processes and beach–dune sediment exchange triggered by the elongated notches can further increase (1) the landward dune migration rate and (2) the overall higher vegetation and animal species diversity. Alternatively, we can examine coastal dunes in Southwest France that have not been reprofiled and managed by the coastal dune stakeholders. The most relevant example is the coastal dune system of Trencat in the south of the Gironde coast (Figure 3a). Trencat has been a restricted military area for more than 40 years and no management has been performed since then. Figure 10 highlights the contrasting landscape and morphology of the coast between the managed and the non-managed sectors of Trencat. Consistent with the right-hand panels in Figure 2, the coastal dune migrated downwind by more than 100 m into the forest. However, the majority of the dune system is now made of bare sand, suggesting a decrease of vegetation and animal species diversity. The coastal dune in the non-managed sector is twice as wide and slightly higher than that in the managed sector. This may suggest that, in this region of the Atlantic coast of Europe, more mobile coastal dunes accommodate erosion by translating inland but exhibit reduced biodiversity, consistent with the findings in [16]. Future work is required to test this hypothesis and explore its sensitivity to local sediment budget and chronic erosion trends. In future years, vegetation monitoring, aeolian sand transport measurements and morphological surveys at Truc Vert, and at other coastal dune settings in Southwest

France, will provide more insight into the influence of natural processes reinstatement on overall coastal dune response and resilience.

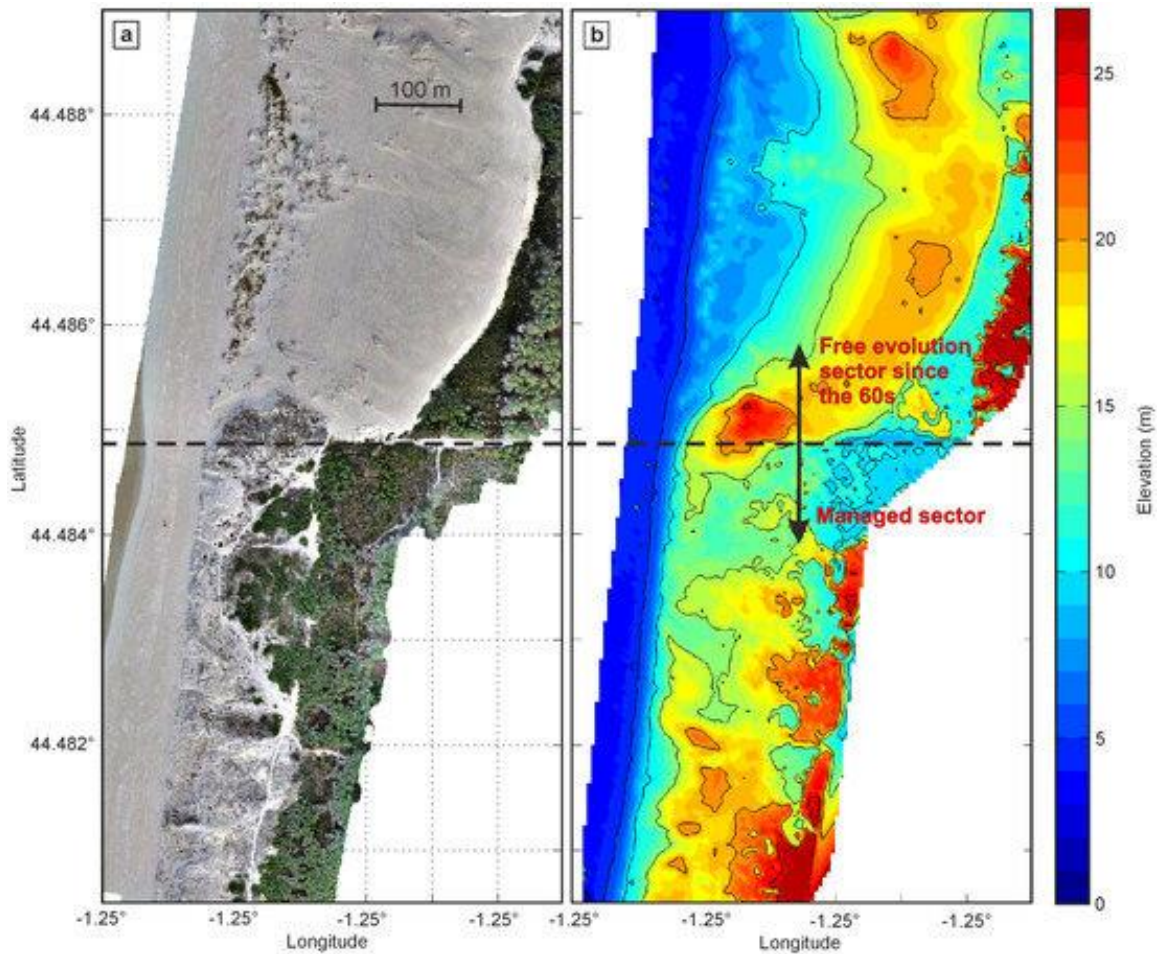


Figure 10. (a) Orthophoto and (b) DSM of the coastal dune at Trencat. In both panels, the thick dashed line indicate the separation between the managed sector in the south and the northern sector which has not been managed since the 1960s.

Author Contributions: Conceptualisation, B.C.; methodology, Q.L.-F., V.M., R.M., B.C., D.R. and S.B.; validation, Q.L.-F.; investigation, Q.L.-F., V.M., R.M. and B.C.; writing—original draft preparation, B.C. and Q.L.-F.; writing—review and editing, all authors; project administration, B.C.; funding acquisition, B.C.

Funding: This research was funded by Agence Nationale de la Recherche (ANR) grant number ANR-17-CE01-0014.

Acknowledgments: This study includes the monitoring study site of Truc Vert labelled by the Service National d’Observation (SNO) Dynalit (<https://www.dynalit.fr>), which also provides a framework for the long-term shoreline monitoring of the entire Gironde coast. The Observatoire Aquitaine de l’Univers (OASU) and Observatoire de la Côte Aquitaine (OCA) provide additional support for the surveys with OCA also providing the Lidar data.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflicts of interest.

Appendix A

The following abbreviations are used in this manuscript.

ATV	All-terrain vehicle
DEM	Digital elevation model
DGPS	Differential global positioning system
DSM	Digital surface model
ONF	Office National des Forêts
UAV	Unmanned Aerial Vehicle
WEPA	West Europe Pressure Anomaly

References

1. Mentaschi, L.; Vousdoukas, M.; Pekel, J.F.; Voukouvalas, E.; Feyen, L. Global long-term observations of coastal erosion and accretion. *Sci. Rep.* 2018, 8. [Google Scholar] [CrossRef] [PubMed]
2. Seto, K.; Fragkias, M.; Güneralp, B.; Reilly, M. A meta-analysis of global urban land expansion. *PLoS ONE* 2011, 6. [Google Scholar] [CrossRef] [PubMed]
3. Cazenave, A.; Nerem, R.S. Present-day sea level change: Observations and causes. *Rev. Geophys.* 2004, 42. [Google Scholar] [CrossRef]
4. Zappa, G.; Shaffrey, L.C.; Hodges, K.I.; Sansom, P.G.; Stephenson, D.B. A Multimodel Assessment of Future Projections of North Atlantic and European Extratropical Cyclones in the CMIP5 Climate Models. *J. Clim.* 2013, 26, 5846–5862. [Google Scholar] [CrossRef]
5. Temmerman, S.; Meire, P.; Bouma, T.J.; Herman, P.M.J.; Ysebaert, T.; De Vriend, H.J. Ecosystem-based coastal defence in the face of global change. *Nature* 2013, 504, 79–83. [Google Scholar] [CrossRef] [PubMed]
6. Ferrario, F.; Beck, M.; Storlazzi, C.; Micheli, F.; Shepard, C.; Airolidi, L. The effectiveness of coral reefs for coastal hazard risk reduction and adaptation. *Nature* 2014, 5. [Google Scholar] [CrossRef]
7. Bouvier, C.; Castelle, B.; Balouin, Y. Modeling the Impact of the Implementation of a Submerged Structure on Surf Zone Sandbar Dynamics. *J. Mar. Sci. Eng.* 2019, 7, 117. [Google Scholar] [CrossRef]
8. de Schipper, M.A.; de Vries, S.; Ruessink, G.; de Zeeuw, R.C.; Rutten, J.; van Gelder-Maas, C.; Stive, M.J. Initial spreading of a mega feeder nourishment: Observations of the Sand Engine pilot project. *Coastal Eng.* 2016, 111, 23–38. [Google Scholar] [CrossRef]
9. Luijendijk, A.; Hagenaars, G.; Ranasinghe, R.; Baart, F.; Donchyts, G.; Aarninkhof, S. The State of the World's Beaches. *Sci. Rep.* 2018, 8. [Google Scholar] [CrossRef]
10. Moyle, P.; Leidy, R. Loss of Biodiversity in Aquatic Ecosystems: Evidence from Fish Faunas. In *Conservation Biology*; Fiedler, P.L., Jain, S.K., Eds.; Springer: Boston, MA, USA, 1992. [Google Scholar]
11. Daily, G. Restoring value to the world's degraded lands. *Science* 1995, 269, 350–354. [Google Scholar] [CrossRef]
12. Arens, S.; Mulder, J.; Slings, Q.; Geelen, L.; Damsma, P. Dynamic dune management, integrating objectives of nature development and coastal safety: Examples from the Netherlands. *Geomorphology* 2013, 199, 205–213. [Google Scholar] [CrossRef]
13. Nordstrom, K.F. Coastal Dunes. In *Coastal Environments and Global Change*; Masselink, G., Gehrels, R., Eds.; John Wiley & Sons, Ltd.: Hoboken, NJ, USA, 2015; pp. 178–193. [Google Scholar] [CrossRef]
14. Martinez, M.; Hesp, P.; Gallego-Fernandez, J. Coastal dunes: human impact and need for restoration. In *Restoration of Coastal Dunes*; Martinez, M., Gallego-Fernandez, J.B., Hesp, P., Eds.; Springer: Berlin, Germany, 2013; pp. 1–4. [Google Scholar]
15. Heslenfeld, P.; Jungerius, P.; Klijn, J. European coastal dunes: Ecological values, threats, opportunities and policy development. In *Coastal Dunes, Ecology and Conservation*; Martinez, M., Pusty, N., Eds.; Springer: Berlin, Germany, 2004; pp. 335–351. [Google Scholar]
16. Houston, M. A general hypothesis of species diversity. *Am. Nat.* 1979, 113, 81–101. [Google Scholar] [CrossRef]
17. Michalet, R.; Maalouf, J.P.; Choler, P.; Clément, B.; Rosebery, D.; Royer, J.; Schöb, C.; Lortie, C. Competition, facilitation and environmental severity shape the relationship between local and regional species richness in plant communities. *Ecography* 2015, 38, 335–345. [Google Scholar] [CrossRef]
18. Forey, E.; Touzard, B.; Michalet, R. Does disturbance drive the collapse of biotic interactions at the severe end of a diversity-biomass gradient? *Plant Ecol.* 2010, 206, 287–295. [Google Scholar] [CrossRef]

19. Nordstrom, K.; Lampe, R.; Jackson, N. Increasing the dynamism of coastal landforms by modifying shore protection methods: Examples from the eastern German Baltic Sea Coast. *Environ. Conserv.* 2007, *34*, 205–214. [Google Scholar] [CrossRef]
20. Castelle, B.; Guillot, B.; Marieu, V.; Chaumillon, E.; Hanquiez, V.; Bujan, S.; Poppeschi, C. Spatial and temporal patterns of shoreline change of a 280-km high-energy disrupted sandy coast from 1950 to 2014: SW France. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 2018, *200*, 212–223. [Google Scholar] [CrossRef]
21. Castelle, B.; Bujan, S.; Ferreira, S.; Dodet, G. Foredune morphological changes and beach recovery from the extreme 2013/2014 winter at a high-energy sandy coast. *Mar. Geol.* 2017, *385*, 41–55. [Google Scholar] [CrossRef]
22. Masselink, G.; Castelle, B.; Scott, T.; Dodet, G.; Suanes, S.; Jackson, D.; Floc'h, F. Extreme wave activity during 2013/2014 winter and morphological impacts along the Atlantic coast of Europe. *Geophys. Res. Lett.* 2016, *43*, 2135–2143. [Google Scholar] [CrossRef]
23. Castelle, B.; Dodet, G.; Masselink, G.; Scott, T. A new climate index controlling winter wave activity along the Atlantic coast of Europe: The West Europe Pressure Anomaly. *Geophys. Res. Lett.* 2017, *44*, 1384–1392. [Google Scholar] [CrossRef]
24. Castelle, B.; Dodet, G.; Masselink, G.; Scott, T. Increased Winter-Mean Wave Height, Variability, and Periodicity in the Northeast Atlantic Over 1949–2017. *Geophys. Res. Lett.* 2018, *45*, 3586–3596. [Google Scholar] [CrossRef]
25. Idier, D.; Castelle, B.; Charles, E.; Mallet, C. Longshore sediment flux hindcast: spatio-temporal variability along the SW Atlantic coast of France. *J. Coast. Res.* 2013, *65*, 1785–1790. [Google Scholar] [CrossRef]
26. Castelle, B.; Marieu, V.; Bujan, S.; Splinter, K.D.; Robinet, A.; Senechal, N.; Ferreira, S. Impact of the winter 2013-2014 series of severe Western Europe storms on a double-barred sandy coast: Beach and dune erosion and megacusp embayments. *Geomorphology* 2015, *238*, 135–148. [Google Scholar] [CrossRef]
27. Lerma, A.N.; Ayache, B.; Ulvoas, B.; Paris, F.; Bernon, N.; Bulteau, T.; Mallet, C. Pluriannual beach–dune evolutions at regional scale: Erosion and recovery sequences analysis along the aquitaine coast based on airborne LiDAR data. *Cont. Shelf Res.* 2019, *189*, 103974. [Google Scholar] [CrossRef]
28. Castelle, B.; Marieu, V.; Bujan, S. Alongshore-variable beach and dune changes on the timescales from days (storms) to decades along the rip-dominated beaches of the Gironde Coast. In *Coastal Evolution under Climate Change along the Tropical Overseas and Temperate Metropolitan France*; Castelle, B., Chaumillon, E., Eds.; Coastal Education & Research Foundation (CERF): Coconut Creek, FL, USA, 2019; pp. 157–171. [Google Scholar] [CrossRef]
29. Barrère, P. Dynamics and management of the coastal dunes of the Landes, Gascony, France. *Coastal Dunes: Geomorphology, ecology and management for conservation*. In *Proceedings of the 3rd European Dune Congress, Galway, Ireland, 17–21 June 1992*; Carter, R.W.G., Curtis, T.G.F., Sheehy-Skeffington, M.J., Eds.; 1992; pp. 25–32. [Google Scholar]
30. Prat, M.; Auly, T. L'évolution du littoral médocain à Lacanau. *Sud-Ouest Européen* 2010, *29*, 53–64. [Google Scholar] [CrossRef]
31. Narteau, C.; Zhang, D.; Rozier, O.; Claudin, P. Setting the length and time scales of a cellular automaton dune model from the analysis of superimposed bed forms. *J. Geophys. Res.* 2009, *114*. [Google Scholar] [CrossRef]
32. Castelle, B.; Marieu, V.; Bujan, S.; Ferreira, S.; Parisot, J.P.; Capo, S.; Senechal, N.; Chouzenoux, T. Equilibrium shoreline modelling of a high-energy meso-macrotidal multiple-barred beach. *Mar. Geol.* 2014, *347*, 85–94. [Google Scholar] [CrossRef]
33. Laporte-Fauret, Q.; Marieu, V.; Castelle, B.; Michalet, R.; Bujan, S.; Rosebery, D. Low-Cost UAV for High-Resolution and Large-Scale Coastal Dune Change Monitoring Using Photogrammetry. *J. Mar. Sci. Eng.* 2019, *7*, 63. [Google Scholar] [CrossRef]
34. Laporte-Fauret, Q.; Alonso Ayuso, A.T.; Rodolfo-Damiano, T.; Marieu, V.; Castelle, B.; Bujan, S.; Rosebery, D.; Michalet, R. The role of physical disturbance for ecosystem functioning in coastal sand dunes. *J. Ecol.* Submitted.
35. Schwarz, C.; Brinkkemper, J.; Ruessink, G. Feedbacks between biotic and abiotic processes governing the development of foredune blowouts: A review. *J. Mar. Sci. Eng.* 2018, *7*, 2. [Google Scholar] [CrossRef]
36. Meerkerk, A.; Arens, S.; van Lammeren, R.; Stuiver, H. Sand transport dynamics after a foredune breach: A case study from Schoorl, The Netherlands. *Geomorphology* 2007, *86*, 52–60. [Google Scholar] [CrossRef]
37. Arens, S.; Geelen, L. Dune landscape rejuvenation by intended destabilisation in the Amsterdam Water Supply Dunes. *J. Coast. Res.* 2006, *225*, 1094–1107. [Google Scholar] [CrossRef]
38. Pye, K.; Blott, S.J. *Dune Rejuvenation Trials: Overview Report; Report to Natural Resources Wales*. Tech. Rep. KPAL Report 19099; Kenneth Pye Associates Ltd.: Reading, UK, 2016. [Google Scholar]

39. Ruessink, B.; Arens, S.; Kuipers, M.; Donker, J. Coastal dune dynamics in response to excavated foredune notches. *Aeolian Res.* 2018, 31, 3–17. [Google Scholar] [CrossRef]
40. Hesp, P.A. Foredunes and blowouts: initiation, geomorphology and dynamics. *Geomorphology* 2002, 48, 245–268. [Google Scholar] [CrossRef]
41. Delgado-Fernandez, I.; Davidson-Arnott, R.G.D.; Hesp, P.A. Is ‘re-mobilisation’ nature restoration or nature destruction? A commentary. *J. Coast. Conserv.* 2019. [Google Scholar] [CrossRef]



© 2019 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

Annexe C

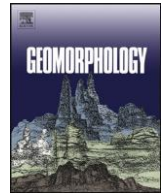
150 years of foredune initiation and
evolution driven by human and natural
processes

(Robin et al., 2020a, *Geomorphology*)



Contents lists available at ScienceDirect

Geomorphology



150 years of foredune initiation and evolution driven by human and natural processes

N. Robin ^{a,*}, J. Billy ^b, B. Castelle ^c, P. Hesp ^d, A. Nicolae Lerma ^e, Q. Laporte-Fauret ^c, V. Marieu ^c, D. Rosebery ^f, S. Bujan ^c, B. Destribats ^f, R. Michalet ^c^a CEFREM, UMR CNRS 5110, Université de Perpignan Via-Domitia, Perpignan, France^b BRGM French Geological Survey, Risks and Prevention Division, Orléans, France^c CNRS, Université de Bordeaux, UMR 5805 EPOC, Pessac, France^d Beach and Dune Systems (BEADS) Laboratory, College of Science & Engineering, Flinders University, Adelaide, Australia^e BRGM French Geological Survey, Regional Direction Nouvelle-, Aquitaine, Pessac, France^f Office National des Forêts, Paris, France

ARTICLE INFO

Article history:

Received 28 May 2020

Received in revised form 1 October 2020

2020 Accepted 13 November 2020

Available online xxxx

Keywords:

Foredune

Coastal dune history GPR

Foredune stratification Anthropogenic

influence Sand fences

Truc Vert

ABSTRACT

Foredunes are efficient natural coastal defenses acting as protective barriers during storm events. They also have the capacity to be an ecosystem hosting significant biodiversity. The economic development and/or recreational use of the foredune commonly results in a modification of natural functioning and the concomitant mixing of natural and anthropogenic processes. While the impact of human interventions on the short term evolution of coastal dunes is reasonably well understood, relatively less is known on their imprint at a scale of several decades. The Truc Vert beach-dune system (SW France), which has been exposed to various dune management strategies for more than a century, provides a relevant site to explore the respective contributions of natural and anthropogenic processes on coastal foredune evolution and the current coastal dune landscape. For this purpose, the coastal dune system was investigated using several approaches that combine ground penetrating radar (GPR), topographic data, aerial photographs and historical maps. A 20-m thick GPR sequence provides a stratigraphic record from which we detail ~150-year period of coastal dune change, including the initiation of the foredune. Results show a mixture of radar facies typical of natural aeolian erosion or deposition and radar facies that are the signature of human actions. These anthropogenic works include a large fence emplaced in 1860 to build and fix the foredune, and intense mechanical reshaping of the dune profile by bulldozers in 1972 followed by an intensive planting of vegetation. These various management strategies had a profound influence on coastal dune changes and, in turn, on the current coastal dune landscape. Historic archives documenting coastal dune works were critical to discriminate some of the radar facies, which could be wrongfully interpreted as natural erosion or deposition facies. Therefore, these results demonstrate the importance of coupling GPR and historical documentation wherever possible to determine, in part or fully, the contributions of human interventions and actions in modern dune evolution and morphological development.

© 2020 Elsevier B.V. All rights reserved

1. Introduction

Foredunes are shore-parallel aeolian landforms formed on the backshore zone of beaches by aeolian sand deposition trapped by vegetation (Hesp, 1988). They occur worldwide on coastlines, range from nebkha fields to continuous alongshore ridges, and are especially well developed on wave-dominated temperate coasts with moderate to high sediment supply. A broad literature describes conditions favoring coastal foredune growth. Several key processes are identified including the influence of surfzone-beach type (Short

and Hesp, 1982), vegetation species type and density (Hesp et al., 2019), regional and local wind characteristics (Miot da Silva and Hesp, 2010), topographic influences, fetch (Bauer and Davidson-Arnott, 2003; Delgado-Fernandez and Davidson-Arnott, 2009), and the effects of surface conditions especially moisture content (Hesp and Walker, 2013, Anderson and Walker, 2006, Edwards and Namikas, 2009 for reviews). Recently, some studies have also stressed the role of marine controls on coastal foredune evolution, such as sediment supply, wave energy or intertidal sandbar welding during certain seasons (Houser and Mathew, 2011; Hesp and Smyth, 2016; Cohn et al., 2018, 2019; Pellon et al., 2020). So, foredunes respond to process forcing over a broad spectrum of spatial and temporal scales (Walker et al., 2017). These complex process interactions take place between the beach-dune system or on the dune itself, inducing a spatial development variability in coastal dunes at the global, regional and local scale (Hesp, 2002; Crapoulet et al., 2017; Garcia-Romero et al., 2019; Pickart and Hesp, 2019; Bossard and Nicolae, 2020). Research on surfzone-beach-dune interactions has also driven the development of conceptual and predictive models to explain patterns of coastal dune development and preservation (Short

* Corresponding author.

E-mail address: Nicolas.robins@univ-perp.fr (N. Robin).

<https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2020.107516>

0169-555X/© 2020 Elsevier B.V. All rights reserved.

and Hesp, 1982; Hesp, 1988, 2002; Psuty, 1988, 1992; Sherman and Bauer, 1993; Dougherty, 2014; Nicolae-Lerma et al., 2019; Costas et al., 2020; Pellon et al., 2020)

Coastal areas are one of the most heavily used environments with tourism and residential uses leading to ecosystem loss and beach-dune degradation (Martinez et al., 2013; Delgado-Fernandez et al., 2019). Thus, the development of various management plans promoting dune stabilization is common. Indeed, foredunes are of great importance due to their role as frontline protection from wave attack and risk of flooding during storms (Arens et al., 2013). They also have the capacity to be a significant sediment reservoir available to the system, or to be an ecosystem hosting significant biodiversity. The economic and/ or recreational development of this environment induces a modification of its natural behavior with often, the concomitant mixing of natural and anthropogenic processes (Nordstrom, 1994; Jackson and Nordstrom, 2011, 2013; Arens et al., 2013; Jackson et al., 2013). Past management of coastal dunes in Western Europe was primarily concerned with a vulnerability to sand invasion and the burial of settlements and agricultural land (Paskoff, 2001; Clemmensen and Murray, 2006; Clarke and Rendell, 2009). Therefore, since the 14th century, many European coastal dunes have been artificially stabilized by the planting of marram grass or by afforestation and the installation of fences to trap sediment drift. In the last decades, coastal dune management was primarily concerned with erosion control. The traditional strategy to counteract erosion was to stabilize foredunes as much as possible, and to suppress natural dynamic processes that would mobilize dunes and cause sand “loss” from the foredune system (Arens et al., 2013). To achieve this goal, several management activities were used, including beach nourishment (Bakker et al., 2012; de Schipper et al., 2016), vegetation planting (Arens et al., 2001; Hacker et al., 2019), sand fencing (Ruz and Anthony, 2008; Itzkin et al., 2020), removal of beach-dune wrack by raking (Jackson and Nordstrom, 2011; Nordstrom et al., 2012), and reshaping of the dune profile (Nordstrom and Arens, 1998; Matias et al., 2005). Recently, many managers of coastal environments advocate greater dynamism to retain diversity and restoration of dune mobility (Nordstrom et al., 2000; Jackson and Nordstrom, 2011; Jackson et al., 2013; Arens et al., 2013; Delgado-Fernandez et al., 2019; Castelle et al., 2019). The impact of these methods on the short term evolution of the coastal dunes is relatively well perceived in terms of influence on the sediment transport or on the sediment budget of the system. Relatively less is known on their im- prints at a scale of several decades. The dunes are archive locations (“black boxes”) where their internal structure can potentially provide elements of understanding of the impact of these activities at a larger time scale.

Previous studies obtained stratigraphic information on aeolian land- forms by reconstructing evolutionary characteristics of the near surface by observing exposures in natural profiles or by artificial trenching (Bigarella et al., 1969; Hesp, 1988; Fryberger, 1990; Byrne and McCann, 1993; Ruz and Allard, 1995). This approach can evaluate shallow structures to typical depths of only 2–3 m and provide limited information. Due to these obvious problems, the studies of coastal aeolian landform sedimentary structures were limited. However, the development in recent decades of geophysical methods such as the ground penetrating radar (GPR) make it possible to substantially fill these gaps (Jol et al., 1996; Bristow et al., 2000a; Neal, 2004; Robin et al., 2020). The GPR is a non-destructive method that offers fast and high quality stratigraphic data acquisition, making it an efficient tool for imaging of sedimentary structures up to 15–20 m depth. The analysis of GPR data results in the interpretation of radar facies indicating the architectural elements related to depositional environments. It makes it possible to reconstitute aeolian landform development, thereby identifying different phases

of progradation, deposition and erosion that can possibly further reveal changes in climatic or environmental conditions (Jol et al., 1996; Pedersen and Clemmensen, 2005; Buynevich et al., 2007; Clemmensen et al., 2007; Hein et al., 2012; Ludwig et al., 2017; Fruergaard et al., 2020). Abundant studies have demonstrated the effectiveness of applying GPR to examine the internal structures of aeolian sedimentary deposits, including, for example, desert dunes (Bristow et al., 1996; Bristow et al., 2000b), Holocene coastal dunes (Costas et al., 2006; Billy et al., 2015), coastal parabolic/barchan dunes (Gomez-Ortiz et al., 2009; Girardi and Davis, 2010; Fu et al., 2019; Dillenburg et al., 2020), and blowout evolution (Neal and Roberts, 2001; Gonzalez-Villanueva et al., 2011). GPR investigations on modern coastal dunes, particularly foredunes are scarce, although they have the potential to provide new insights into coastal change and key processes (natural or anthropogenic) involved in their construction (Bristow et al., 2000a; Neal and Roberts, 2001; Van Dam et al., 2003; Costas et al., 2006; Ramos et al., 2011; Bakker et al., 2012; Gonzalez- Villanueva et al., 2011; Moulton et al., 2013; Dougherty, 2014; Weymer et al., 2015; De Oliveira et al., 2019; Oliver et al., 2019; Billy et al., 2020; Robin et al., 2020).

The purpose of this paper is to assess the impact of natural and anthropogenic processes on coastal foredune evolution at multi-decadal to century scale. In this case ‘anthropogenic processes’ refer to action by humans to deliberately modify the landscape by actions such as reshaping dunescapes or landforms, planting native and/or exotic vegetation, establishing sand trapping fences and structures. More precisely, the study seeks to understand how these processes are recorded in the stratigraphy of the dune at Truc Vert beach (southwest, France) using GPR and historical data. Truc Vert beach presents well- developed aeolian dunes (up to 20–25-m high and 250-m wide) which are situated far from beach resorts (Fig. 1). Observation of the dune landscape might suggest a natural evolutionary process. However, since the 19th century, coastal dune stakeholders undertook major actions of coastal management. So, the coastal dune system at Truc Vert is an ideal candidate to address the impact of natural and anthropogenic processes on coastal dune evolution.

2. Study area

2.1. Gironde coastal region

Truc Vert beach is located on the Gironde coast in southwest France (Fig. 1a), which covers approximately 135 km of sandy surf beaches from the Medoc peninsula in the north to the Biscarrosse border in the south. It is a wave-dominated, meso- macro-tidal environment (mean spring tide range of 3.7 m) (Castelle et al., 2018). The offshore wave climate is characterized by a dominant WNW incidence, generated in the North Atlantic Ocean, with an annual mean significant wave height (Hs) of 1.8 m. Winds on the Gironde Coast principally flow from west to north (Nicolae-Lerma et al., 2019). Previous studies have reported a significant contribution of aeolian sediment transport with an estimated flux of about 15–30 m³/m/yr (Froidefond and Prud’homme, 1991). The Gironde coast is made of a 0.2- to 10-km wide dune complex (Fig. 1b, c) composed of quartz sand that formed as several distinct and successive transgressive dunefields (Tastet and Pontee, 1998). Since the last glaciation, the combination of high sediment supply, sea level-variation, and sustained wind dynamics has led to the development of several dune phases or generations (Tastet and Pontee, 1998). Three different dune generations spreading across 10 km inland (Fig. 1) have been identified (Froidefond and

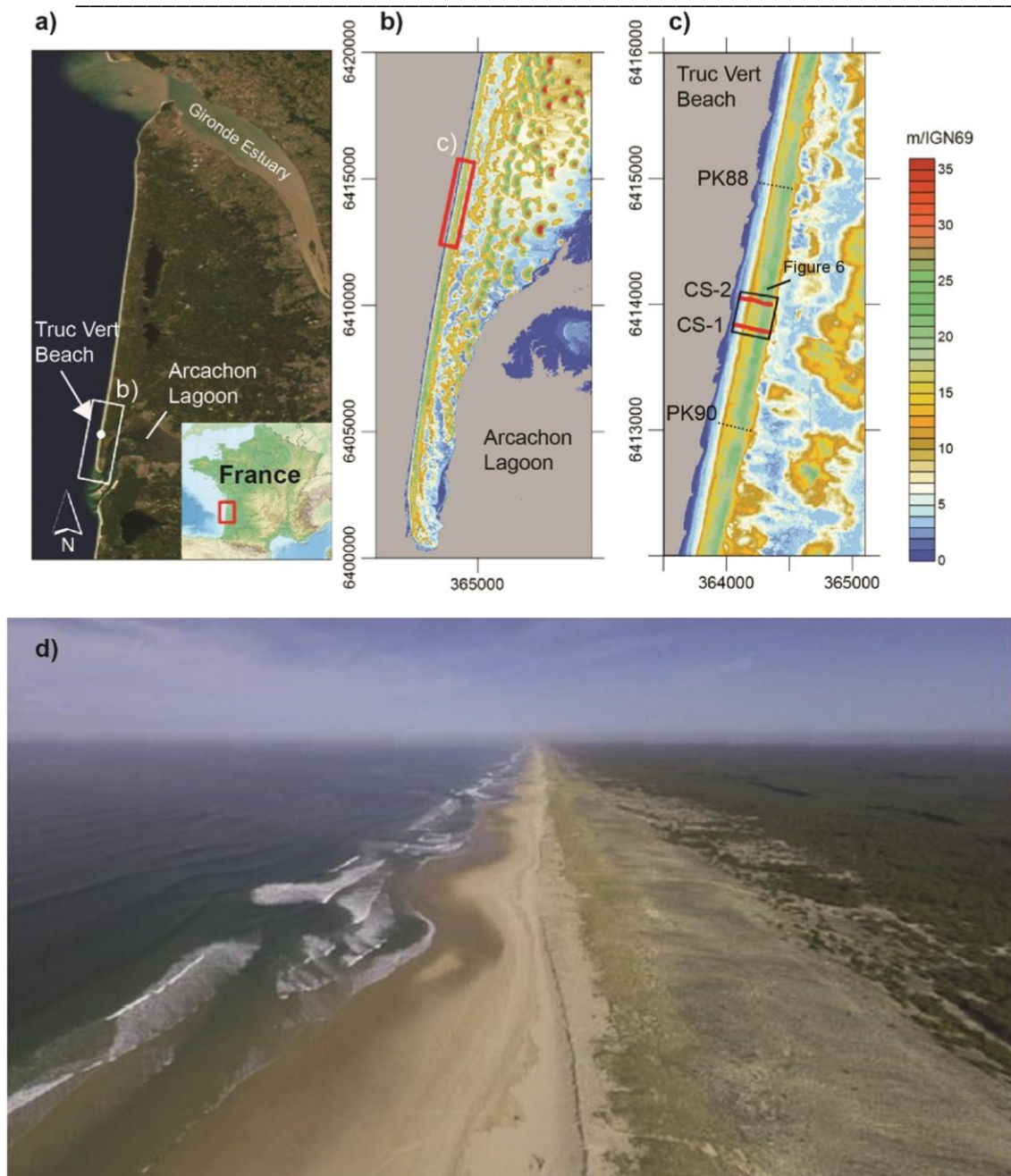


Fig. 1. (a) Location map. (b) Location of the study area on Cap Ferret spit (2005 LiDAR Data, source SIBA), (c) Truc Vert beach with ground-penetrating radar (GPR) (CS) and topographic (PK) profiles (PK as “Point Kilometrique” in French is the location of historical beach profiles of the French National Forestry Office (ONF)), (d) Oblique aerial photograph (03/07/2018) of the Truc Vert beach (photograph by V.Mariou).

Prud'homme, 1991). The older and more remote inland structures are parabolic dunes. They naturally developed and migrated from 500 to 1200 CE (Tastet and Pontee, 1998). A second generation is composed of barchanoid dunes. They developed from 1500 to the beginning of the 19th century. In the middle of the 19th century, these mobile dunes were stabilized by intensive maritime pine (*Pinus maritima*) planting. This forest, which became the primary economic resource in the area, was threatened by the windblown sand and corrosive effects of salt spray particularly along the western coastal margin. The two dune generations represent approximately 25,000 and 85,000 ha, respectively on the Aquitaine coast, (BRGM and ONF, 2018). The last generation comprises an established foredune partially formed by natural processes and principally shaped by human management actions to safeguard the marine pine forest (Fig. 2), which is detailed below.

2.2. Truc Vert region

In order to protect the forest, an artificial “contemporary” dune, hereafter referred to as the foredune as opposed to the fixed and forested dune complex, was created along the entire coast in the 19th century (Buffault, 1942). The windblown sand from the beach was progressively trapped by fences which were systematically raised as they were buried, with subsequent intense marram (*Ammophila arenaria*) planting (Fig. 3a), in order to obtain an “ideal” engineered profile designed by Engineer J.S. Goury (Fig. 3b). This idealized profile is not based on an understanding of the aeolian sediment transport processes and deposition on this coast but on basic empirical knowledge of coastal dune profiles along the coast and the objective to shape an alongshore- uniform feature. The artificial

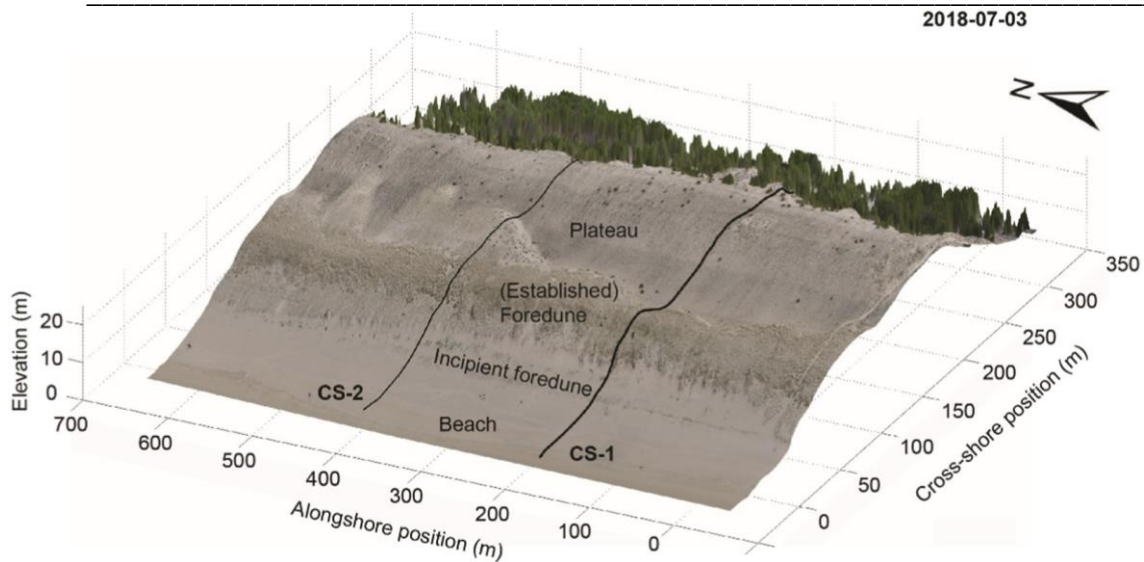


Fig. 2. The studied beach dune system (03/07/2018) with location of the two GPR profiles. The terminology used in this paper is indicated on the diagram.

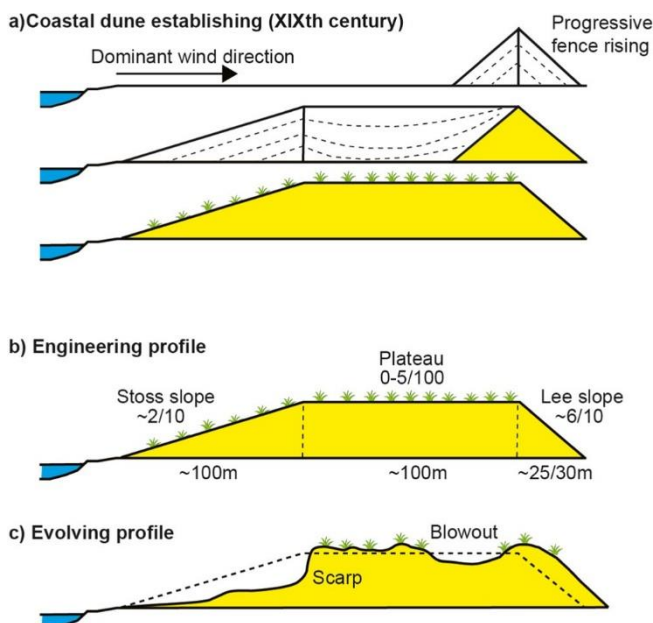


Fig. 3. Steps of the progressive implementation of the engineered profile and dune evolution, (a) Raising of the dune (dimensions and shape) following Engineer J.S. Goury's recommendations during the XIXth century by progressively raising fences trapping the windblown sand and subsequent planting (note the presence of two fences was not systematic on the Aquitaine coast); (b) engineered profile, that was further imposed by large-scale mechanical works in the 1970s–80s (Fig. 4), and (c) subsequent natural evolution qualitatively observed by Paskoff (2001). (Adapted from Paskoff, 2001, Prat and Auly, 2010).

profile was characterized by a gently sloping (approximately 2/10) seaward slope, a sub-horizontal plateau, both being planted, and a steep lee slope of approximately 6/10 corresponding to the sediment angle of repose. The artificial dune was typically 150–200 m wide and 12–15 m high (Paskoff, 2001). The coastal dune subsequently suffered large-scale erosion from some severe winter storms in the 1910s and 1920s, and was impaired during the Second World War when the coastal dunes were restricted areas used as a source of aggregate for the German war machine (Bossard and Nicolae, 2020). Until the early 1960s, the coastal dunes were largely dissected by

blowouts and hollowed out by gullies. In order to restore the coastal dune system (Barrère, 1992; Prat and Auly, 2010), the engineered profile was further imposed all along the coast in the 1970's-80's using large-scale mechanical machinery and intensive marram planting (Fig. 4).

Qualitative observations by Paskoff (2001) indicate that during the subsequent decades, marine erosion, breaches developing into blowouts and migration of windblown sand tended to (i) modify the overall shape of the artificial dune and (2) drive inland dune migration (Fig. 3c). Instead of fighting against marine and aeolian erosion, the landward migration of the dune is accommodated rather than opposed. Soft ecodynamic methods are typically used by the “Office National des Forêts” (ONF) coastal dune stakeholders, e.g., through fencing in developing blowouts and planting, and natural degradation and deterioration from trampling pressures are minimized. The evolution shown in Fig. 3c is, however, extremely variable along the coast depending on, but not only, the proactiveness of each coastal manager in charge of each stretch of coast, and the magnitude of the erosion rate which ranges from 0 to 5 m/year along the Gironde coast (Castelle et al., 2018). As a result, the current morphological characteristics of the coastal dune are highly variable along the coast with a prominent north-south gradient. Dune width ranges from tens to several hundred meters (mean width = 187 m), and the dune height ranges from 10 to 21 m (mean height = 16.6 m) (Bossard and Nicolae, 2020). Contrary to most of the Gironde coast, Truc Vert beach lies in an approximately 20-km stretch of coast that has been relatively stable since, at least, the 1950s (Castelle et al., 2018). The general dune shape approximates the engineered dune shape and dimension desired by J.S Goury (Fig. 2). However, aeolian sediments transported during the last decades have been, and are accumulating on the lower stoss slope, and directly beyond the seaward dune crest because of a steep seaward stoss slope. In addition, and despite the stormy winter of 2013/2014 that caused severe erosion at Truc Vert (Castelle et al., 2015; Nicolae-Lerma et al., 2019; Robin et al., 2020) and along most of the Atlantic coast of Europe (Masselink et al., 2016), the sediment budget of the beach-dune system over the last 10 years is positive (Nicolae-Lerma et al., 2019), although with substantial seasonal and interannual variability (Laporte-Fauret et al., 2020). Therefore, it is hypothesized that the internal structure of the current coastal dune has preserved some of the past natural and anthropogenic coastal dune evolution landform units. The anthropogenic signature through the coastal dune has

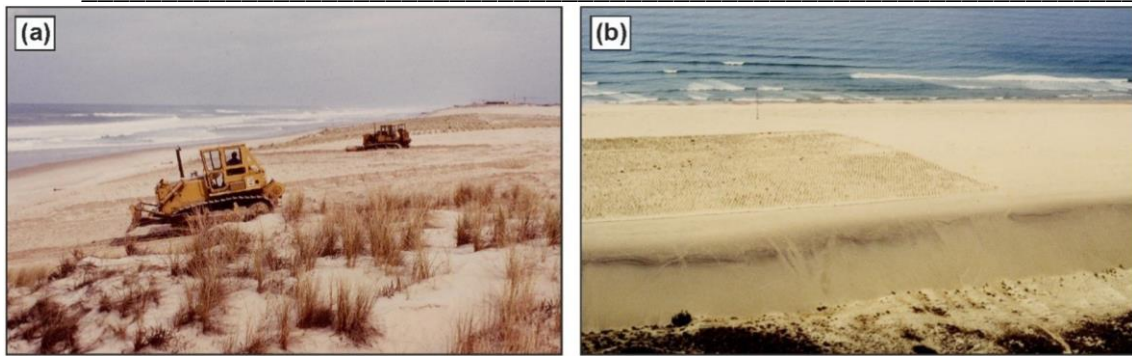


Fig. 4. Photographs showing (a) mechanical shaping of the foredune, (b) subsequent marram planting of the engineered coastal dune plateau in the early 1970s–80s at Lacanau, (Gironde coast), 24 km northward of the study site (Photos © ONF).

never been explored. GPR therefore has the potential to provide new insight into the internal structure of the coastal dune at Truc Vert and elucidate its history (Robin et al., 2020).

3. Methods

The Truc Vert coastal dune system was investigated using several approaches that combined aerial photographs, historical maps, topographic data and GPR profiles.

3.1. Historical documents

Historical documents from the ONF archives were used, including:

- 1) An abundant literature illustrating the environmental context of the region since the 19th century;
- 2) An old map from 1940 showing fence position in 1860, which was digitized at a high resolution and georeferenced with the same method as for the aerial photographs;
- 3) A historical map and two mechanically shaped topographic profiles (historical beach profiles PK 88 and PK 90 of ONF; PK is a French acronym for Point Kilométrique ONF) between 1972 and 1977, which were also georeferenced. The field site of this study is located between PK 88 and PK 90;
- 4) Three LiDAR (Light Detection And Ranging) surveys (2005, 2011, 2018) to provide a quantitative analysis of the current morphology and the recent evolution. The generated datasets have been acquired within the framework of the Observatoire de la Côte Aquitaine (OCA); see Bossard and Nicolae, 2020, for technical details).

3.2. Aerial photographs from 1947 to 2018

Coastal dune landscape changes were studied using historic aerial photographs and old maps. The present study is based on the analysis of 12 vertical photographs taken by the French National Geographic Institute (IGN, data available on line: <https://remonterletemps.ign.fr/>) from 1947 to 2004 (1947, 1950, 1955, 1965, 1972, 1977, 1982, 1985, 1991, 1998, 2004) using Geographic Information System software (ArcGis). Raster data were georeferenced (French planar projection: Lambert 93) to the orthophotograph of 2018. Once the calibration points were set, a transformation model computed the georeferenced image coordinates and associated mean quadratic error. This error was systematically less than 10 m.

A new aerial photograph from 2018 was obtained by a UAV survey using a camera-equipped quadcopter. 36 permanent ground control points set up in 250-m spaced pairs along 4 km of dune

together with photogrammetric techniques allow the generation of <0.1 m accuracy orthophotograph data (see Laporte-Fauret et al., 2019 for more detail). Indications of anthropogenic activities, dune management, and salient dune evolution have been identified on each photograph and then mapped into the GIS.

3.3. Ground-penetrating radar (GPR) data

Ground Penetrating Radar (GPR) data were acquired using a Mala ProEx system coupled with survey wheel and a Magellan-Ashtech RTK-GPS (Billy et al., 2014). GPR technology is based on the propagation and reflection of transmitted electromagnetic pulses (Neal, 2004). The detailed internal architecture of the Truc Vert coastal dune system was imaged on July 3, 2018 using three GPR antennae, with center frequencies of 100, 250 and 500 MHz (Fig. 5). These antennae have different depths of penetration and resolution (30 cm, 12 cm and 6 cm resolutions for the 100, 250 and 500 MHz antennae, respectively). GPR sections were collected along two cross-shore transects (named CS-1 and CS-2) and each transect was investigated with the three antennae (Fig. 2). Data were processed (time-zero drift, background removal, band-pass filtering, amplitude correction and topographic correction) using ReflexW Software and a constant radar velocity of 0.12 m/ns was used for the time-depth conversion. After processing, the GPR images were interpreted on the basis of radar facies identified on the profiles following the concepts of Neal (2004). Radar facies are defined as units with particular reflection properties (including geometry, magnitude and continuity) that differ from those of adjacent units. The Truc Vert dune system showed an excellent radar penetration nearly down to ~20 m deep before encountering salty groundwater.

4. Results

4.1. Historical management of the dune

The ONF's archives (literature, maps and state archives) coupled with a large database of aerial photographs enables the authors to trace back the historical management of the Truc Vert foredune since the mid-19th century. These archives largely describe the different human interventions, their characteristics and their impacts on the dune that have taken place since the initiation of the dune. Following large sand invasions that threatened various activities and villages located leeward of the dunes, state archives mentioned a significant management plan in the mid-19th century to fight against this hazard. This leads to the construction of two large fences along a large part of the Aquitaine coast (Fig. 3). One of these fences is drawn on the 1916 and 1940s historic maps and its position corresponds, after placement in a GIS, to the distance $X = 168$ m and $X = 162$ m on the axis of the profiles CS-1 and CS-2 respectively

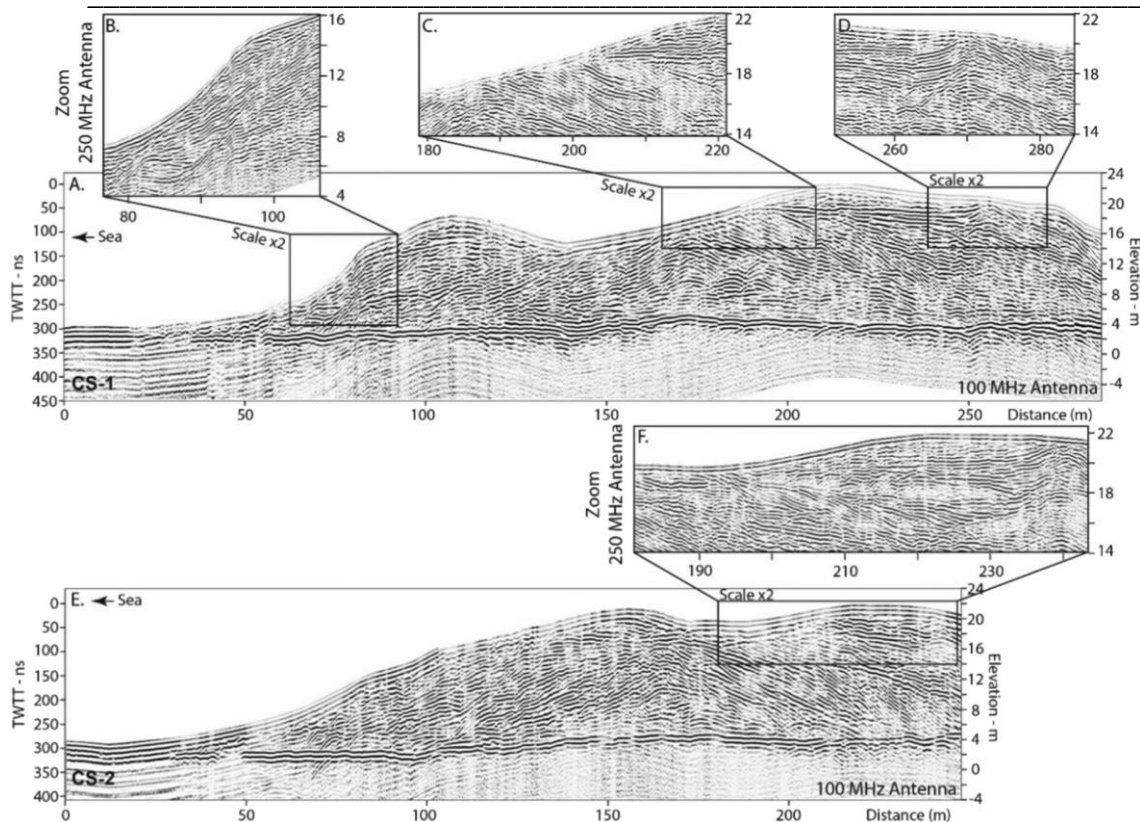


Fig. 5. Processed versions of the profiles CS-1 (a) and CS-2 (e) acquired with 100 MHz frequency antennae. High resolution image acquired with 250 MHz frequency antennae showing oblique to sigmoidal reflectors of U3B (b); truncated oblique reflectors at the top of U2 (c, f) and influence of a fence on U4 (d, f). GPR data are given in nanosecond (ns) two-way travel time (TWTT) and elevations are with reference to mean sea-level (amsl). Units are detailed on Fig. 9.

(Fig. 5). The archival data Following large sand invasions that threatened various activities and villages located leeward of the dunes, state archives mentioned a significant management plan in the mid- 19th century to fight against this hazard. This leads to the construction of two large fences along a large part of the Aquitaine coast (Fig. 3). One of these fences is drawn on the 1916 and 1940s historic maps and its position corresponds, after placement in a GIS, to the distance $X = 168$ m and $X = 162$ m on the axis of the profiles CS-1 and CS-2 respectively (Fig. 5). The archival data indicates that this fence was built approximately in 1860. However, the second fence as initially planned in the state plan is not mentioned in any historical document dealing with the Truc Vert area.

In 1947 (first aerial photographs), the former fence is no longer visible in the landscape. At this period, it is instead possible to observe a wide plateau largely cut by blowouts and gullies (Fig. 6a). The dune foot is located 40 m seawards of the 1860s fence position (Fig. 7a). Due to the increase in blowout density and erosion of the top of the dune, a second important human intervention took place in 1972 with an intense mechanical reshaping of the dune profile by bulldozers. This artificial topographic profile (theoretical profile Fig. 3 and real reshaping at PK.88 and PK.90 at the study area; Fig. 8) allows for a better evaluation of this huge re-shaping effort, with a gently seaward slope, a subhorizontal plateau, and a lee slipface slope. This profile is classically derived as the “ideal” engineered profile (Paskoff, 2001). Comparing the post-reshaping profile to the 1968 dune morphology, it appears that the dune foot has greatly prograded seaward (+29 m and +20 m on the profiles CS-1 and CS-2 respectively) due to reshaping (Fig. 7a). During this period of important human intervention, the reshaping is accompanied by a large planting of vegetation on the dune plateau (marram grass and mulch) and placement of a small fence at its eastward limit ($X = 255$

m on CS- 1; Fig. 5, and Fig. 6e). Following the beginning of persistent erosion and development of blowouts on the top of the dune, a new intervention with mulching was carried out in 1979 in order to limit this erosion (Fig. 6f and g). Finally, the existence of small fences on the top of the dune identified on the 1977, 1998 and 2004 historical photographs is observed on the eastward limit of the plateau ($X = 267$ m on CS1; Figs. 5 and 6j and k). These fences are covered by sand and no longer visible today in the landscape.

4.2. Dune evolution from 1947 to 2018

The large database of historical aerial photographs from 1947 to 2018 makes it possible to follow the evolution of the dune (geomorphology, position of the dune foot, interpretation of the dune relief and morphological units) (Fig. 6). Between 1947 and 1968, the dune was composed of an incipient foredune and a plateau with sparse plant cover (Fig. 6a and d). The dune was also incised by blowouts the area of which increased from 8800 m² (1947) to 16,500 m² (1955), with sparse vegetation colonization occurring between 1955 and 1968 (Fig. 6d). During these 20 years, the position of the dune foot prograded seaward by about +37 m at CS-1 and +48 m at CS-2 (Fig. 7a). High morphological change was observed in 1972 with the formation of a wide plateau (190 m on CS-1, Fig. 8), associated with a seaward translation of the dune foot by 39 m and 22 m at CS1 and CS2, respectively, compared to its 1968's position. Dense vegetation was also observed on the plateau (Fig. 6e). After 1972, the dune foot moved back landward by -22 m at CS-1 and -20 m at CS-2 between 1972 and 1982 (Fig. 7a). From 1977, the foredune has been continuously growing with significant aggradation or deposition of aeolian sediments on the top of the plateau. Although a reduction of vegetation cover was identified on the plateau in 1977,

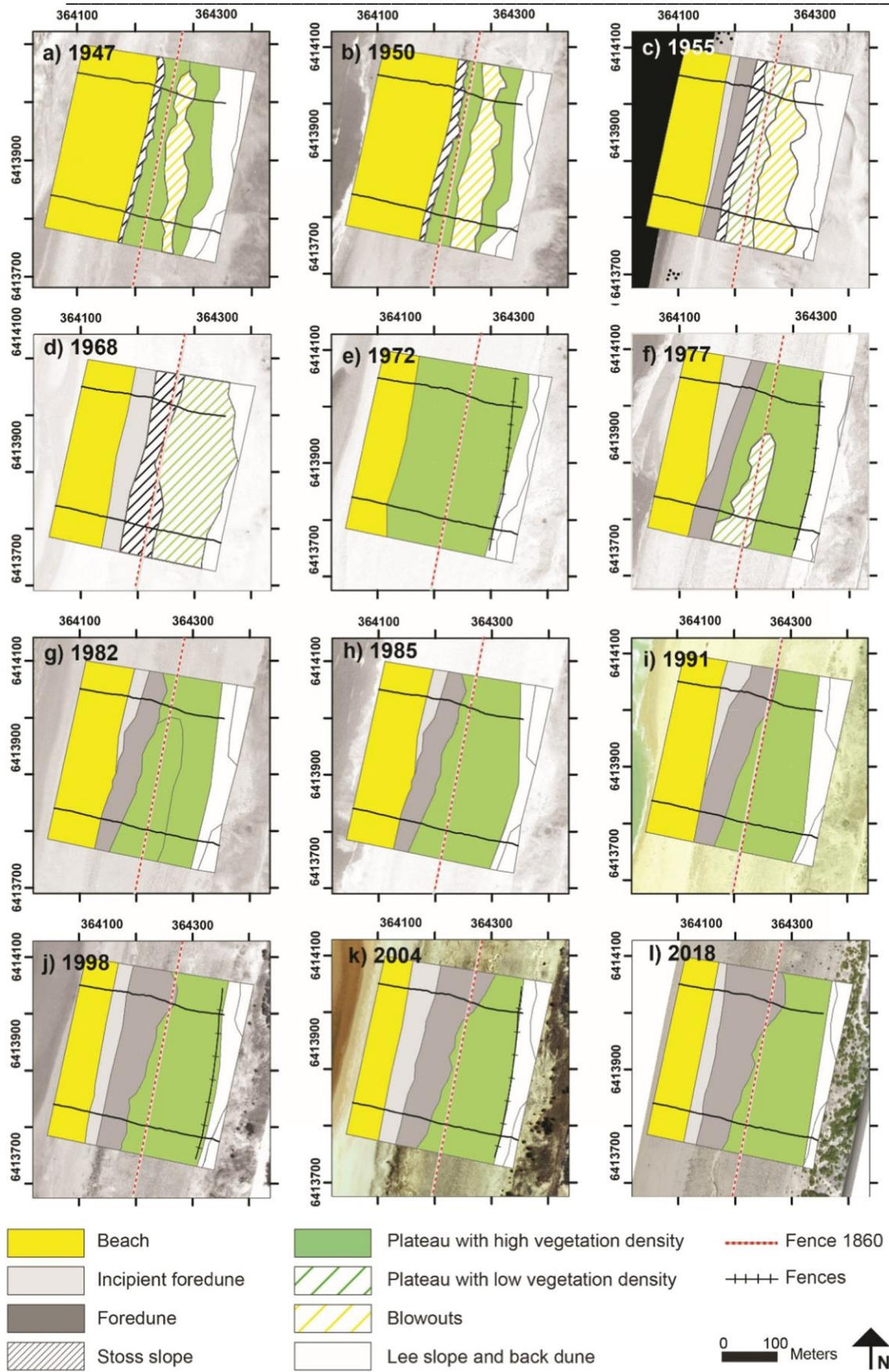


Fig. 6. Foredune evolution between 1947 and 2018 (aerial photographs, IGN). Fences, geomorphology and interpretation of the dune morphology are indicated.

it again became very dense in 1982 and a “grey dune” vegetation

community comprising dominant species such as *Helichrysum*

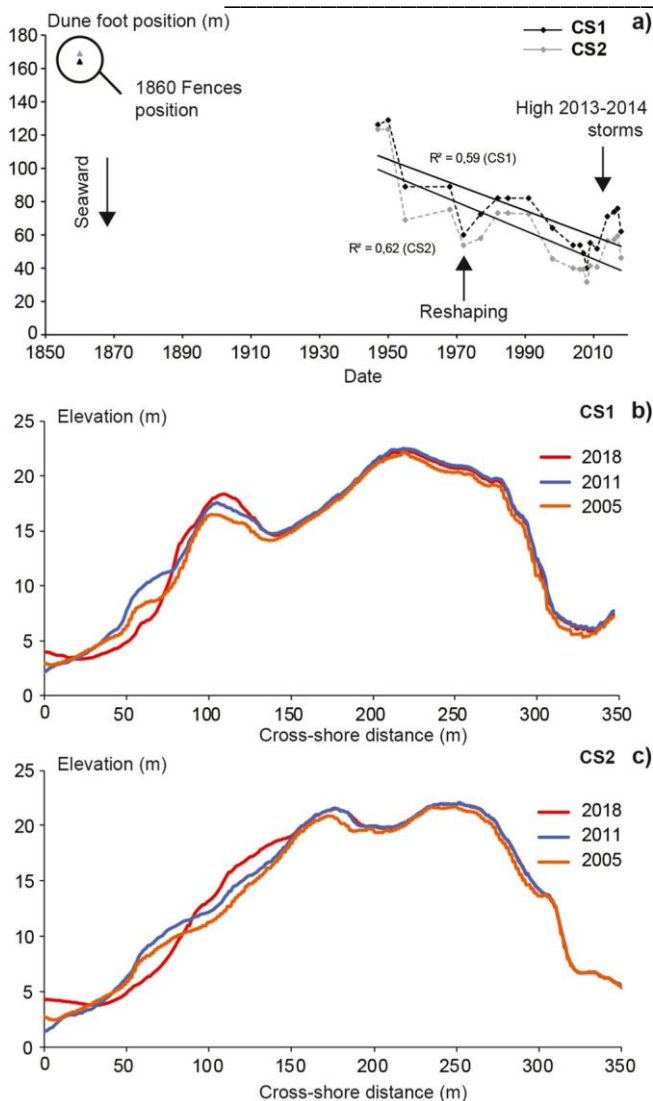


Fig. 7. (a) Dune foot evolution on CS-1 and CS-2 profiles (distance is in relation to the GPR axis), (b) Topographic evolution on CS-1 and (c) CS-2 between 2005 and 2018. Elevation in meters above mean sea-level (amsl).

stoechas and *Artemisia campestris*, developed from 1998. Since 1991, the position of the dune foot has been slowly migrating seaward, in line with the pre-1972 period, together with the development of an incipient dune (Fig. 6j). A notable modification in this trend was observed in 2018 (Fig. 6i).

Lidar surveys make it possible to follow the topographic evolution of the dune between 2005 and 2018 (Fig. 7b and c). The stoss slope is the part which presents the most important evolution with toe erosion and accretion on the upper stoss slope and crest. In addition, and as noted above, significant accretion of +2 m on CS-1 across the plateau surface occurred.

4.3. Internal architecture of the foredune

The geophysical surveys (Cross-shore profiles CS-1 and CS-2; Fig. 2) enabled the classification of 6 main radar units above the salty ground-water (Fig. 9). Radar signals were attenuated at 3–4 m amsl due to the water table limit (sub-horizontal dashed line), which also crosses reflections imaging the basal unit U0 below the dune. The global overview of the stratigraphic framework of the dunes consists of a central nucleus part (U1) that separates two opposite systems: U2 and U4 form the landward system; U3, U5 and U6 form the

seaward system.

4.3.1. Description of radar units

4.3.1.1. Central nucleus part of the dune system: unit 1. Central unit U1 displays a convex-triangular-shape (120 m wide at its base and up to 16–17 m amsl height) and was sub-divided into four sub-units (U1A-D; Fig. 9). Its base U1A reaches up to 4 m thick (from 6 to 10 m amsl) and is defined by small amounts of sediment (only in the central part over 30 m wide). U1B overlies U1A. Deposits are 4 m thick (from 10 to 14 m amsl) and form a well-defined triangular shape with a 22–24% seaward dipping slope and 22–27.5% landward dipping slope. U1C overlies the nucleus of U1B and images the development and the growth of unit U1. U1C and U1D reach up to 16–17 m amsl. U1C is defined by dipping reflectors (both landward and seaward reflectors concordant with the convex U1B upper boundary), and U1D displays landward dipping reflectors (28–16.5% dipping slope).

4.3.1.2. Landward system of the dune: units 2 and 4. Radar unit U2 adjoins the landward side of U1 (Fig. 9). This unit is 12–13 m thick (from 4 to 16–17 m amsl). U2 was sub-divided into three sub-units (U2A-c). U2A-C displays landward dipping reflectors illustrating the development of U2. The upper part of these oblique reflectors is truncated (Fig. 5c and f) and U2C is draped by U4. U4 is defined by sub-horizontal reflectors which overlay U2, and form the top strata of the dunes (Fig. 9). A crest that reaches 20 m amsl is visible on U4A, well imaged on the CS-1 and CS-2 profiles with the 100 MHz antenna (Fig. 9a and b), and in more detail with the 250 MHz antenna (Fig. 5d and f).

4.3.1.3. Seaward system of the dune: units 3, 5 and 6. Radar unit U3 is connected to the seaward side of U1. U3 reaches up to 15–17 m amsl and can be sub-divided in two sub-units (U3A-B; Fig. 9). The internal architecture displays progradational configurations with oblique reflectors (U3A) or oblique to sigmoidal reflectors (U3B; Fig. 5b), with a seaward dipping slope. A truncated seaward-dipping internal reflector due to the erosional 2013–2014 winter storms is identified and the subsequent beach-dune recovery are depicted (described in Robin et al., 2020). U5 is defined by sub-horizontal reflectors which overlay U3, and form the top strata of the dunes (Fig. 4). Finally, U6, are beach deposits with sub-horizontal reflectors and data is rapidly disturbed by a salt-water signal perturbation.

4.3.2. Interpretation

Before 1860, the foreshore is characterized by a wide and flat topography (U0) which does not necessarily represent an early stage of foredune development. This unit is interpreted as a small sand sheet which is common when transgressive dunefields are first being formed (Hesp, 2013). The location of the first historical large fence implemented in 1860, is located at the base of the dune and corresponds to sub-unit U1A. This sub-unit is interpreted as the artificial nucleus of the foredune system, created by accretion around sand fencing (and promoted by planting vegetation) during the end of 19th century, which lies at the origin of the development of the contemporaneous dune (Fig. 10). While we do not have historical data for the next phase of dune development, given the thickness and triangular morphologies of sub-units U1B and U1C, it is hypothesized that both these units were also created by fences erected on top of the first fence. The original engineering profile of Goury (Fig. 3) indicates that the position of the second fence would be located approximately 100 m seaward of the former. However, the GPR record combined with the absence of any mention of a second fence near Truc Vert in the archives suggests that the entire unit U1 was formed by the construction and progressive further erection of

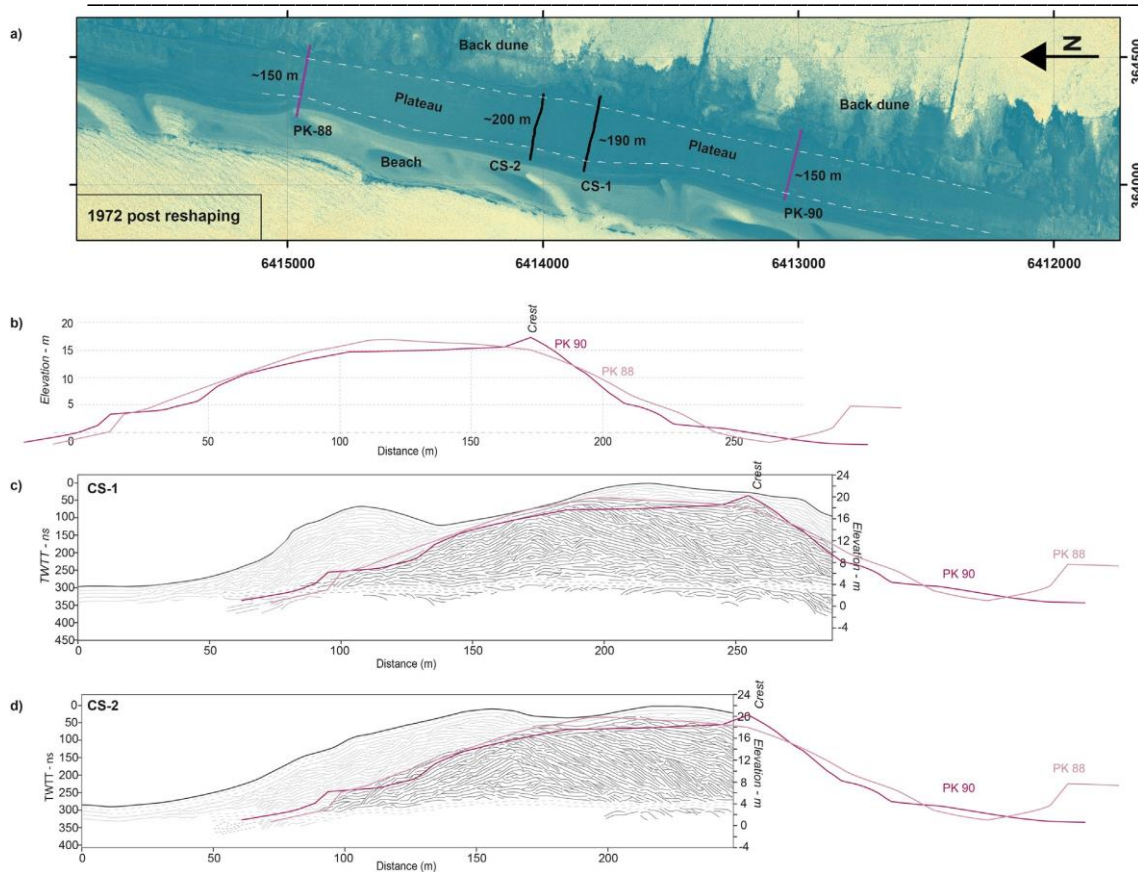


Fig. 8. Reshaping of the dune in 1972, (a) 1972 aerial photograph (color filtered to contrast between beach, foredune/plateau and landward dunes) illustrating the alongshore variability of the plateau width after the mechanical reshaping; (b) topographic post reshaping profiles at PK 88 and PK 90; drawn on (c) on CS-1 and (d) on CS-2. Elevation in meters above mean sea-level (amsl).

this single fence. Over the years, the dune rose by approximately 12 m while extending about 60 m and 80 m seaward and landward of the fence, respectively (Fig. 10b).

Most of units U2 and U3 were formed during the post-1880s to 1955s period as a large amount of sediment was eroded from the dune stoss face and crest and deposited on the leeward slope (Fig. 11). As explained below, the fence(s) are no longer visible in 1947. Indeed, the dune foot is located 40 m seawards of the 1860's fence position which corresponds to the seaward extension of unit U1c (Fig. 10b). The mechanical reprofiling of the dune carried out in 1972 is characterized by a clear truncation of radar reflectors visible at the top of U1 and the more seaward portion of U2 (Figs. 5c and f, 9 and 10b). Post 1972, accretion of U3 is disturbed by an erosion scarp observed in 1982 (Figs. 5b and 10b) that was caused by the succession of the three high-energy winters in 1977, 1978, 1979 (Castelle et al., 2017a). Unit U4, is related to the post 1972 dune reshaping and subsequent aeolian deposition. Its accretion has been slowed since 2005 (Fig. 7) or probably 1998, corresponding to the development of an established foredune across the front and immediate crest area of the plateau on U5 and the presence of a typical vegetation complex of a grey dune on the plateau (*Helichrysum stoechas* and *Artemisia campestris*) (Fig. 10). The location of a small sand fence at the top of the dune identified on the historical photographs (1972) is associated with the crest at the top of sub-unit U4A (Figs. 5d and f, 9a, 10). The U5 unit is characterized by upper stoss slope and crest accretion and post-dates the early 1972's. It is very clearly separated from U4 by its different vegetation cover (and color tones; Fig. 2).

5. Conceptual model of Truc Vert dune evolution since 1860:

Natural and Anthropogenic processes

At Truc Vert beach, the comparison between radar facies and historical data (literature, maps, state archives and aerial photographs) allows us to identify a substantial portion of the stratigraphic signature of large anthropogenic coastal dune profiling and construction that interferes with natural accretional and erosional processes. The Truc Vert dune evolved under natural and anthropogenic forcing in the last 150 years (Fig. 12). In the 1860s the first dune was established on a relatively flat surface and low topography by erecting a sand trapping fence (and planting vegetation) (Fig. 12a). Further fences were built as the initial and subsequent ones were buried and a large (12 m thick) and wide (~140 m) foredune system was created (Fig. 12b). From the late 19th century to the mid 20th century the foredune progressively evolved towards the desired engineering profile of Goury (Fig. 3) with a gentle stoss slope and a sub-horizontal plateau (Figs. 6 and 10a). However, the dune also suffered erosion with the plateau incised by blow-outs and gullies. Mining of the coastal dune sediments to build the Nazi blockhouses along the Aquitaine coast during WWII may have favored the dune destabilization, although it is unknown if sand mining occurred at Truc Vert despite the presence of two buried blockhouses. In addition, the absence of coastal dune management between WWI and WWII combined with the great storms of 1912, 1917, 1924 and 1927, (Barrère, 1992; Bossard and Nicolae, 2020) were dominant factors favoring the destabilization of the coastal dune (Fig. 12c).

The next key phase was the massive mechanical reshaping which took place in 1972, with the formation of a wide plateau surface which was planted with Marram grass (Figs. 4 and 12d).

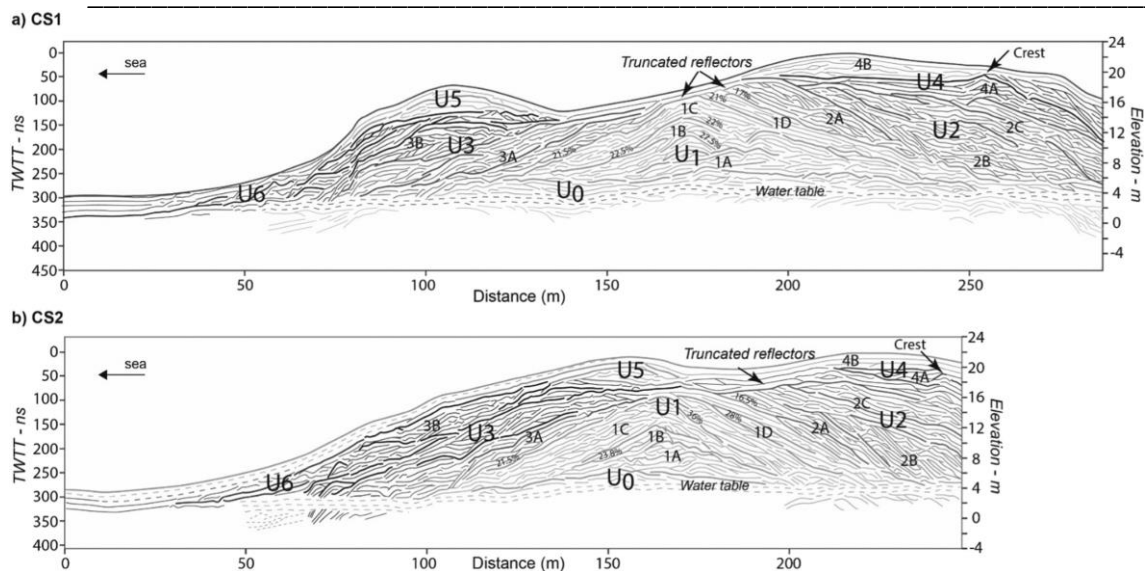


Fig. 9. Reflection-traced version of radar units defining the internal architecture of the dune acquired with 100 MHz frequency antennae. (a) CS-1 profile and (b) CS-2 profile. GPR data are given in nanosecond (ns) two-way travel time (TWTT) and elevations are with reference to above mean sea-level (amsl).

Subsequently, significant seaward accretion took place (Fig. 12e), which was interrupted by storm wave driven erosion in the late 1970s. Brushing (surface covering with branches) was applied in 1979 to mitigate the aeolian erosion initiated on the seaward part of the plateau (Figs. 2 and 12f). The next phase is characterized by seaward accretion and further growth in both height and width of the established foredune (Fig. 12g). The modern phase is characterized by alternating periods of formation and erosion of an incipient foredune, accretion of the established foredune toe, and accretion on the upper established foredune stoss slope (Fig. 12h).

Therefore, three primary periods dominated by natural evolution can be depicted (i.e. with no signature of prominent human intervention): (i) in the period between the ~1860's and 1939 when the foredune prograded considerably, and blowouts and erosional gullies eventually developed. Post 1939, there is evidence of probable human interventions during WWII at Truc Vert (e.g. mining; construction of bunkers), as with other areas on the Aquitaine coast, (Barrère, 1992; Bossard and Nicolae, 2020) (ii) between 1947 and 1972 when considerable stoss face accretion occurred, and (iii) since the post 1972 reshaping period, characterized by large horizontal and vertical growth of the foredune (Castelle et al., 2019), although inherited management influences the natural behavior of the system to a degree.

6. Discussion

6.1. Dune architecture: the melding of natural and anthropogenic processes

GPR is widely used in studies focusing on the evolution of Holocene dunes and other systems. GPR investigations on modern coastal dunes at a decadal scale are limited, although they have the potential to provide new insight into coastal change. Moreover, these studies do not generally mention anthropogenic influences on their field sites. So it is not known if and how human intervention can be, archived in the stratigraphy of the dune.

At Truc Vert beach, the contemporary coastal dune has experienced a long history of anthropogenic works since more than a century. The installation of large (1860) or small (1972) fences caused (with vegetation planting) the construction of a particular dune shape, with the additional contribution of a massive mechanical

reshaping in 1972. These interventions are clearly observed in the stratigraphy of the CS- 1 and CS-2 profiles. More GPR surveys spread alongshore would allow a better characterization of the alongshore variability of the respective contributions of anthropogenic and natural forcing. GPR can therefore provide fresh insight into multi-decadal to centennial coastal dune changes, including the influence of coastal management strategies pending reliable historical documents are available for interpretation and dating (Fig. 10b).

Due to the fact that human interventions can be recorded in the coastal dune stratigraphy, interpretation of GPR radar facies must be done with care. The current dune landscape does not suggest any obvious anthropogenic shaping. This impression is supported by the remoteness of Truc Vert, which is located tens of kilometers from the first coastal resorts (Fig. 1). Moreover, each unit, contact, truncation of erosion recorded by the GPR herein have equivalent units observed in natural environments (Van Heteren et al., 1998; Bristow et al., 2000a; Jol and Bristow, 2003; Neal, 2004). Thus, the interpretation of the internal coastal structures assuming the operation of natural processes only is possible, but can be misleading. Therefore, holistic studies of modern coastal dunes, say post 15th century, combined with stratigraphy, absolute dating, and historical archives are encouraged to better identify and further assess the influence of anthropogenic actions on coastal dune evolution. In the absence of a high resolution and multi-source historical data base, interpretations of these modern dune facies must be done with care, at the risk of reducing interpretation to pure speculation. Thus, the identification of the anthropogenic impacts by GPR investigations allows the inclusion of a new method of chrono-stratigraphy of the dune if interventions can be dated by historical documents (Fig. 10b).

6.2. Reshaping impact and lessons

Natural evolution of coastal dunes in many parts of the world was significantly altered by human intervention in an attempt to stabilize them (Hesp and Hilton, 2013). The short term impact of beach and coastal dune management strategies such as for instance, beach nourishment, grass planting, sand fencing or reshaping is well known and documented (e.g. Arens et al., 2001; Jackson and Nordstrom, 2011; Bakker et al., 2012; Portz et al., 2015; Itzkin et al., 2020). Their impact on dune evolution on longer time-scales (decades to

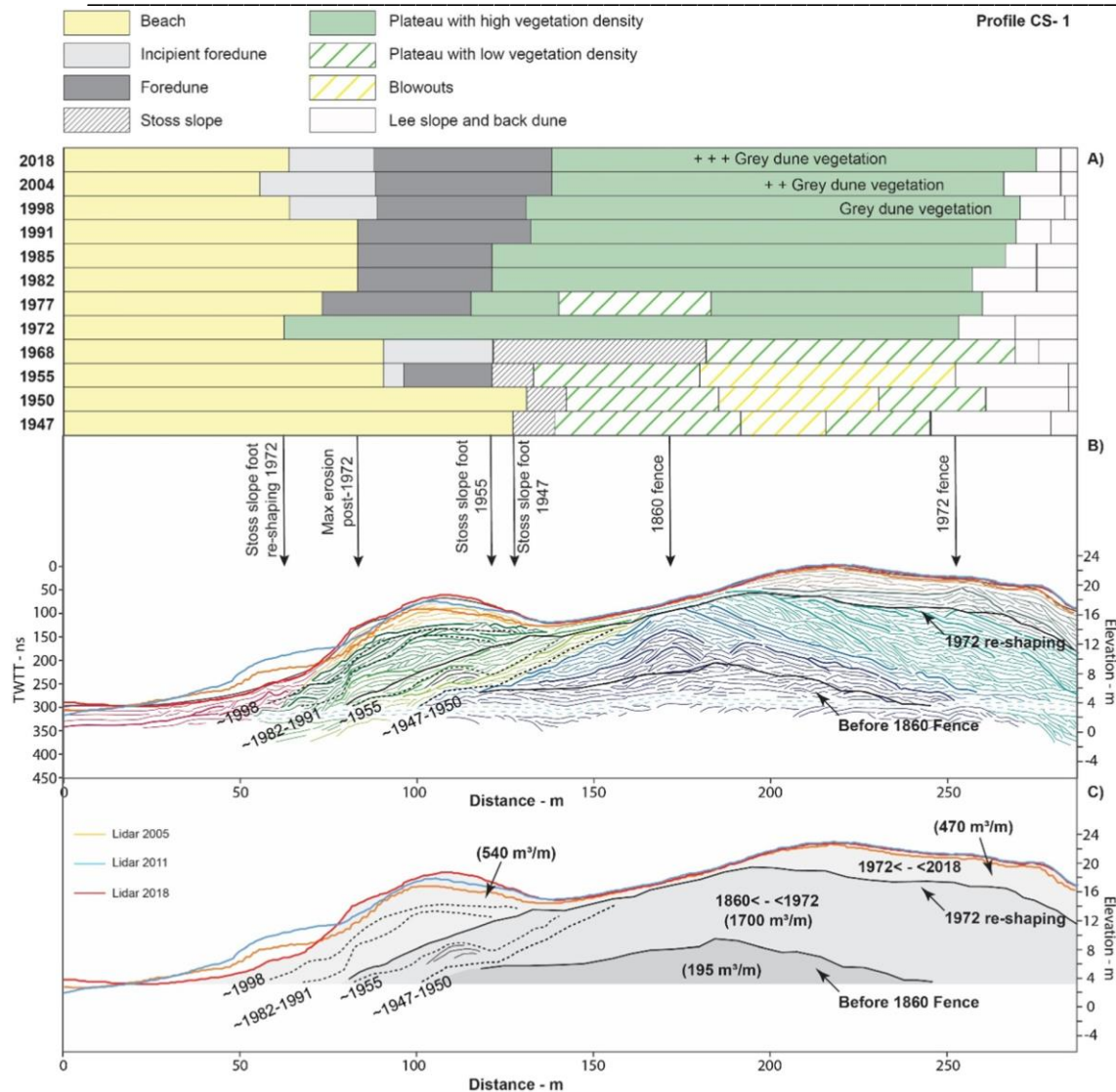


Fig. 10. CS-1 profile with (a) geomorphology and interpretation of dune morphology between 1947 and 2018; (b) reflection-traced version of radar units and interpretation of several paleo-topographic profiles; (c) estimation of dune volume during several periods (before 1860, between 1860 and 1972, post 1972). Elevation in meters above mean sea-level (amsl).

centuries) is less understood, as monitoring programs have been implemented too recently to cover these time scales (Bochev-van der Burgh et al., 2011; Hesp, 2013; Doyle et al., 2019). Truc Vert beach with over 150 years of interspersed, large-scale, anthropogenic work is an ideal site to explore the impact of such actions on the system at a longer time scale.

The fence installed around 1860 and successively raised at the same location associated with intense marram planting, created the conditions for a large dune to build with a volume estimated at 650 m³/m on CS-1 (U1bcd, 22% of the actual volume of the dune; Fig. 10c). It resulted in sand accumulations upwind and downwind of the defense line. The slightly asymmetrical shape and the order of magnitude of the height to width ratio are in line with the smaller scale models of Li and Sherman (2015). Dune managers met their objectives by erecting this dune system to trap sand and initiate foredune development in order to act as a barrier to protect the landward forest plantation. Such approach has been successful earlier elsewhere (e.g. Sherman and Nordstrom, 1994; Miller et al., 2001; Itzkin et al., 2020). Nevertheless, maintaining such a fixed dune system over long periods (probably several decades) in a system with a large sediment supply results in a significant increase in height (at least 12 m before the 1972's reshaping) of the dune. Thus, this height

prevented a greater transfer of sediment towards the back of the dune and plateau, and the widening of the dune system (Fig. 1). However, the construction of a wider dune system (rather than very high) would have been beneficial compared to the current situation of the system. Indeed, at present and into the future, the erosive trend of the majority of the Aquitaine coast (Castelle et al., 2018; Nicolae-Lerma et al., 2019; Bossard and Nicolae, 2020) and an increasingly narrowing dune will produce a very challenging future management dilemma for managers who will have to fight against the rising sea levels and potentially greater erosion.

At Truc Vert beach, the intense mechanical reshaping of the dune profile of 1972 by bulldozers, enabled managers to obtain the theoretical profile idealized by Engineer J.S. Goury and to reduce the erosion on the plateau. Coupled with intense marram planting and in an environment with a significant sediment supply, it proved to be a positive management practice to help the system to build a residual sediment budget of 1010 m³/m on CS-1 between 1972 and 2018 (representing 35% of the actual volume of the dune; Fig. 10c). The imprint of this intervention and those of the 1860's underline that the morphology, the evolution and the resilience of the foredunes are inherited from their past and from the anthropogenic interventions. This is consistent with Bossard and Nicolae (2020) who observed

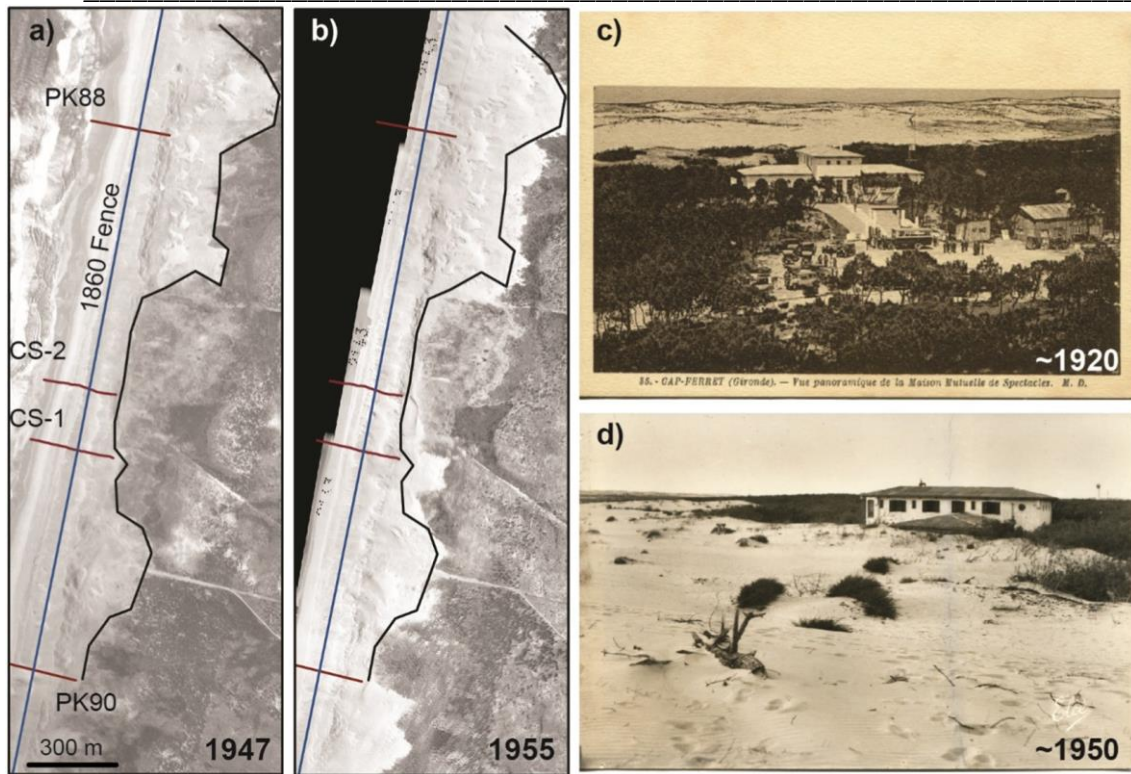


Fig. 11. Historical evolution of the dune, (a), (b) Aerial photos illustrating the sand invasion during the 1940s; (c), (d) Field photos of the “Maison des spectacles” located 14 km southward of the study site (© Fabien Lasser, ONF).

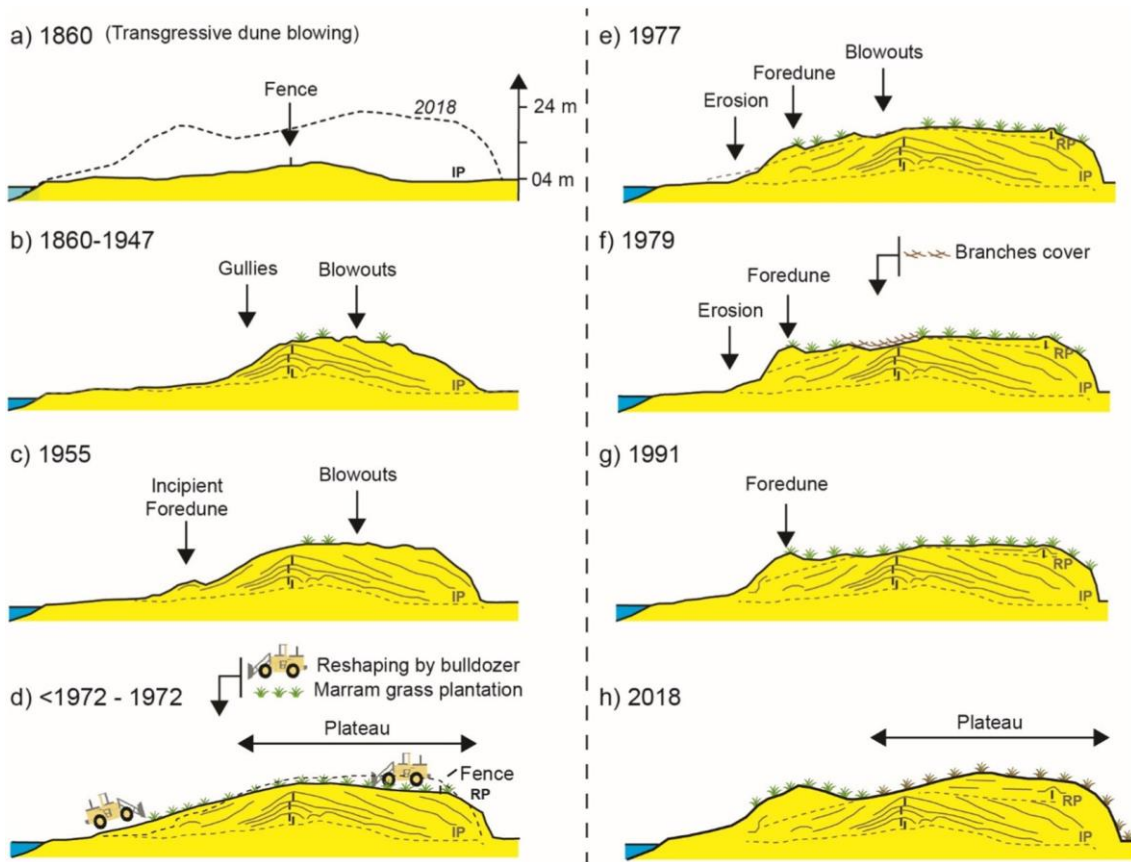


Fig. 12. Conceptual model of the evolution of the Truc Vert dune between 1860 and 2018 (IP = Initial Profile of 1860's, RP = Reshaped Profile).

that the majority of the foredunes of the Aquitaine coast meets the

“ideal profile” from almost 40 years ago. Moreover, the results

presented here show that similar studies would be useful elsewhere, in certain coastal sectors which underwent similar management interventions since the last centuries (e.g. Arens and Wiersma, 1994; Nordstrom and Arens, 1998; Zaromskis, 2007; Clarke and Rendell, 2009; Pranzini et al., 2015). These perspectives will potentially help refine coastal management strategies.

6.3. New insight of paleo-topographic profiling

Advances in GPR technology over the past few decades have provided a much clearer picture of the architecture of coastal systems and become essential in coastal research to highlight the complex evolution of foredunes for example (Dougherty, 2014). Nevertheless, it is still underused in the study of the evolution of modern foredunes, although it improves fundamental knowledge of dune history and behavior (e.g. Bristow et al., 2000a; Costas et al., 2006; Ramos et al., 2011; Gonzalez- Villanueva et al., 2011; Dougherty, 2014; Robin et al., 2020) or knowledge for management purposes (Cunningham et al., 2011; Bakker et al., 2012; Robin et al., 2018; Billy et al., 2020). The study shows that GPR coupled with historical documents (to obtain absolute dating of reflectors), is a useful tool to understand the 2DV evolutionary mechanisms of modern dunes. This holistic method illustrates the continuous evolution of around 250 m of the beach-dune system over the last 150 years including natural and anthropogenic evolutions (Fig. 10c). This approach is complementary to information provided by the study of diachronic aerial (or satellite) photographs since the 1940s (Navarro- Pons et al., 2016; Rader et al., 2018; Doyle et al., 2019; Jackson et al., 2019; Moulton et al., 2019) and makes it possible to extend the more recent 2DV database obtained using traditional topographic instruments and surveys (e.g. Bochev-Van der Burgh et al., 2011; Hesp, 2013; Houser et al., 2015; Castelle et al., 2017b; Brodie et al., 2019; Nicolae- Lerma et al., 2019).

Combining all this archival, historical and GPR data enables one to estimate the volumetric changes of the dune over a medium time scale (decade to century). This approach has also been successful for Lindhorst and Betzler (2016) to retrieve a sub decadal wind record off the dune archive. At the Truc Vert dune, it is possible to characterize two periods: 1860/1972 and 1972/2008 (Fig. 10c). The erosion truncation linked to the reshaping of the dune in 1972 makes it impossible to estimate the age of the reflectors of unit 2. Results indicate a positive sediment budget with +1700 m³/m between 1860 and 1972 (15,2 m³/ year/m), and +1010 m³/m between 1972 and 2018 (21,9 m³/year/m). This is in accordance with the work of Froidefond and Prud'homme (1991) who estimate a sediment budget of 20–40 m³/year/m between 1875/1966 and 19–29 m³/year/m by sediment trap at La Salie (15 km away of Truc Vert beach).

7. Conclusion

This study provides fresh and quantitative insight into foredune formation and subsequent evolution over a 150-year period combining GPR data with historical documents (topographic surveys, ground and aerial photographs, literature). These data allow an assessment of the various stages of morphological development of the Truc Vert foredune (Aquitaine coast) driven by human and natural processes. This study complements those performed at shorter time scales on the Aquitaine coast (Castelle et al., 2017b; Nicolae-Lerma et al., 2019; Bossard and Nicolae, 2020) and more broadly, the literature in relation to dunes evolving naturally without anthropogenic impact (Short and Hesp, 1982; Hesp, 1988, 2002; Psuty, 1988, 1992; Sherman and Bauer, 1993; Dougherty, 2014; Pellon et al., 2020). More specifically, key findings of this study include:

- 1) The GPR surveys allow the identification of 6 units through

a 20 m thick sequence including the initial nucleus of the foredune/dune system. Historical information accords very well with GPR reflective units and so greatly improves the ease and quality of the interpretation of internal structures. Indeed, this study underlines that human interventions can be recorded in the coastal stratigraphy and in the absence of a more holistic approach, the reconstruction of the foredune evolution by GPR interpretation alone must be done with care.

- 2) The respective contribution of anthropogenic and natural forcing to coastal dune changes can be addressed. Results indicate that while some natural aeolian processes occurred and have been preserved in the record, human actions, primarily fence erection in the 1860s, foredune creation, and large mechanical reshaping in the 1970s, have had a profound influence on coastal dune changes and, in turn, on current coastal dune morphology. In Truc Vert beach as on many coasts, the current coastal dune landscape is strongly inherited from previous and sometimes very old anthropogenic actions.

- 3) The dune behavior revealed by the GPR also allows one to illustrate the continuous evolution of the beach-dune system over 150-year. Coupled with detailed historical documents which provide an absolute time scale, the study highlights that it is possible to extend the more recent 2DV database obtained using traditional topographic instruments and survey. An estimation of dune volume during several periods is then also possible. It reveals that the sediment budget is positive with +1700 m³/m between 1860 and 1972, and +1010 m³/m between 1972 and 2018.

- 4) Ultimately, this study shows the possibility of improving knowledge on the resilience of the system with 2DV data over 150 years, in order to better predict future evolutionary trajectories and support future coastal management strategies.

Declaration of competing interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

Acknowledgments

BC, VM, QLF, SB and RM funded by Agence Nationale de la Recherche (ANR) grant ANR-17-CE01-0014 (SONO project). Truc Vert is a monitoring site of Service National d'Observation (SNO) Dynalit labelled by CNRS-INSU, with Observatoire Aquitain des Sciences de l'Univers (OASU) and Observatoire de la Côte Aquitaine (OCA) providing additional support. Authors thank the "Office National des Forêts" (ONF) for the availability of their historical database and are grateful to the Observatoire de la Côte Aquitaine (OCA) for providing LiDAR Data, acquired in partnership with the ONF and the IGN. Simon Allen, Robin Davidson-Arnott and two anonymous reviewers provided salient suggestions for improvement of the manuscript.

References

- Anderson, J.L., Walker, I.J., 2006. Airflow and sand transport variations within a backshore-parabolic dune plain complex: NE Graham Island, British Columbia, Canada. *Geomorphology*, 77, 17–34.
- Arens, S.M., Wiersma, J., 1994. The Dutch foredunes: inventory and classification. *J.Coastal Res.* 10, 189–202.
- Arens, S.M., Baas, A.C.W., van Boxel, J.H., Kalemán, C., 2001. Influence of reed stem density on foredune development. *Earth Surf. Process. Landf.* 26, 1161–1176.
- Arens, S.M., Mulder, J.P., Slings, Q.L., Geelen, L.H., Damsma, P.,

2013. Dynamic dune management, integrating objectives of nature development and coastal safety: exemples from the Netherlands. *Geomorphology*. 199, 205–213.
- Bakker, M.A.J., van Heteren, S., Vonhogen, L.M., van der Spek, A.J.F., van der Valk, B., 2012. Recent coastal dune development: effect of sand nourishments. *J. Coast. Res.* 23 (8), 587–601.
- Barrère, P., 1992. Dynamics and management of the coastal dunes of the Landes, Gascony, France. *Coastal Dunes: geomorphology, ecology and management for conservation*. In *Proceedings of the 3rd European Dune Congress*, Galway, Ireland, 17–21 June 1992; Carter, R.W.G., Curtis, T.G.F., Sheehy-Skeffington, M.J., Eds.; pp. 25–32.
- Bauer, B.O., Davidson-Arnott, R.G., 2003. A general framework for modeling sediment supply to coastal dunes including wind angle, beach geometry, and fetch effects. *Geomorphology*. 49 (1–2), 89–108.
- Bigarella, J.J., Becker, R.N., Duarte, G.M., 1969. Coastal dune structures from Parana (Brazil). *Mar. Geol.* 7, 5–55.
- Billy, J., Robin, N., Hein, C., Certain, R., FitzGerald, D., 2014. Internal architecture of mixed sand and gravel beach ridges: Miquelon Langlade Barrier. *NW Atlantic. Marine Geology*. 357, 53–71.
- Billy, J., Robin, N., Hein, C., Certain, R., FitzGerald, D., 2015. Insight into the late Holocene sea-level changes in the NW Atlantic from a paraglacial beach-ridge plain south of Newfoundland. *Geomorphology*. 248, 134–146.
- Billy, J., Baudouin, V., Portal, A., Deparis, J., Bitri, A., Garcin, M., 2020. An innovative approach for a comprehensive characterization of coastal dune systems through internal architecture and their intrinsic geophysical properties. In: Malvárez, G. and Navas, F. (eds.), *Proceedings from the International Coastal Symposium (ICS) 2020* (Seville, Spain). *Journal of Coastal Research, Special Issue No. 95*, 387–391, Coconut Creek (Florida).
- Bochev-van der Burgh, L.M., Wijnberg, K.M., Hulscher, S.J.M.H., 2011. Decadal-scale morphologic variability of managed coastal dunes. *Coast. Eng.* 58, 927–936.
- Bossard, V., Nicolae Lerma, A., 2020. Geomorphologic characteristics and evolution of managed dunes on the South West Coast of France. *Geomorphology*. 367, 107312.
- BRGM et ONF (2018) – Atlas morphodynamique de la côte sableuse Aquitaine. Rapport final. BRGM/RP-67152-FR, 280p., 227 ill., 6 ann.
- Bristow, C.S., Pugh, J., Goodall, T.I.M., 1996. Internal structure of aeolian dunes in Abu Dhabi determined using ground-penetrating radar. *Sedimentology*. 43, 995–1003.
- Bristow, C.S., Chroston, P.N., Bailey, S.D., 2000a. The structure and development of foredunes on a locally prograding coast: insights from ground-penetrating radar surveys, Norfolk. *UK. Sedimentology*. 47, 923–944.
- Bristow, C.S., Bailey, S.D., Lancaster, N., 2000b. The sedimentary structure of linear sand dunes. *Nature*. 406, 56–59.
- Brodie, K.B., Conery, I., Cohn, N., Spore, N., Palmsten, M., 2019. Spatial variability of coastal foredune evolution, part A: timescales of months to years. *Journal of Marine Science and Engineering*. 7, 124.
- Buffault, P., 1942. *Histoire des dunes maritimes de la Gascogne*. Editions Delmas, 444p.
- Buynovich, I.V., Bitinas, A., Pupienis, D., 2007. Reactivation of coastal dunes documented by subsurface imaging of the Great Dune Ridge. *Lithuania. Journal of Coastal Research*. SI 50, 226–230.
- Byrne, M.L., McCann, S.B., 1993. The internal structure of vegetated coastal sand dunes, Sable island. *Nova Scotia. Sedimentary Geology*. 84, 199–218.
- Castelle, B., Marieu, V., Bujan, S., Splinter, K.D., Robinet, A., Sénéchal, N., Ferreira, S., 2015. Impact of the winter 2013–2014 series of severe Western Europe storms on a double-barred sandy coast: Beach and dune erosion and megacusp embayments. *Geomorphology*. 238, 135–148.
- Castelle, B., Dodet, G., Masselink, G., Scott, T., 2017a. A new climate index controlling winter wave activity along the Atlantic coast of Europe: the West Europe Pressure Anomaly. *Geophys. Res. Lett.* 44. <https://doi.org/10.1002/2016GL072379>.
- Castelle, B., Bujan, S., Ferreira, S., Dodet, G., 2017b. Fore-dune morphological changes and beach recovery from the extreme 2013/2014 winter at a high-energy sandy coast. *Mar. Geol.* 385, 41–55.
- Castelle, B., Guillot, B., Marieu, V., Chaumillon, E., Hanquiez, V., Bujan, S., Poppeschi, C., 2018. Spatial and temporal patterns of shoreline change of a 280-km long high-energy disrupted sandy coast from 1950 to 2014: SW France. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 200, 212–223.
- Castelle, B., Laporte-Fauret, Q., Marieu, V., Michalet, R., Rosebery, D., Bujan, S., Lubac, B., Bernard, J.-B., Valance, A., Dupont, P., Ould El Moctar, A., Narteau, C., 2019. Nature-based solution along high-energy eroding sandy coasts: preliminary tests on the re-instatement of natural dynamics in reprofiled coastal dunes. *Water* 11, 2518.
- Clarke, M.L., Rendell, H.M., 2009. The impact of North Atlantic storminess on western European coasts: a review. *Quat. Int.* 195, 31–41.
- Clemmensen, L.B., Murray, A., 2006. The termination of the last major phase of Aeolian sand movement, coastal dunefields, Denmark. *Earth Surface Processes and Landforms*. 31 (7), 795–808.
- Clemmensen, L.B., Bjornsen, M., Murray, A., Pedersen, K., 2007. Formation of Aeolian dunes on Anholt, Denmark since AD 1560: a record of deforestation and increased storminess. *Sediment. Geol.* 199, 171–187.
- Cohn, N., Ruggiero, P., De Vries, S., Kaminsky, G.M., 2018. New insights on coastal foredune growth: the relative contributions of marine and Aeolian processes. *Geophys. Res. Lett.* 45, 4965–4973.
- Cohn, N., Hoonhout, B.M., Goldstein, E.B., De Vries, S., Moore, L.J., Durán Vinent, O., Ruggiero, P., 2019. Exploring marine and aeolian controls on coastal foredune growth using a coupled numerical model. *J. Mar. Sci. Eng.* 7, 13.
- Costas, S., Alejo, I., Rial, Lorenzo, H., Nombela, M.A., 2006. Cyclical evolution of a modern transgressive sand barrier in northwestern Spain elucidated by GPR and aerial photos. *J. Sediment. Res.* 76, 1077–1092.
- Costas, S., Bon de Sousa, L., Kombiadou, K., Ferreira, O., Plomaritis, T.A., 2020. Exploring foredune growth capacity in a coarse sandy beach. *Geomorphology*. 371, 107435.
- Crapoulet, A., Héquette, A., Marin, D., Levoy, F., Bretel, P., 2017. Variation in the response of the dune coast of northern France to major storms as a function of available beach sediment volume. *Earth Surf. Process. Landf.* 27, 1603–1622.
- Cunningham, A.C., Bakker, M.A.J., van Heteren, S., van der Valk, B., van der Spek, A.J.F., Schaart, D.R., Wallinga, J., 2011. Extracting storm-surge data from coastal dunes for improved assessment of flood risk. *Geology*. 39-11, 1063–1066.
- De Oliveira, J.F., Barboza, E.G., Martins, E.M., Scarelli, F.M., 2019. Geomorphological and stratigraphic analysis applied to coastal management. *J. S. Am. Earth Sci.* 96, 102358. Delgado-Fernandez, I., Davidson-Arnott, R., 2009. Sediment input to foredunes: description and frequency of transport events at Greenwich Dunes, PEI. *Canada. Journal of Coastal Research* 302–306.

- Delgado-Fernandez, I., O’Keeffe, N., Davidson-Arnott, R.G.D., 2019. Natural and human controls on dune vegetation cover and disturbance. *Sci. Total Environ.* 672, 643–656. Dillenburg, S.R., Hesp, P.A., Keane, R., da Silva, G.M., Sawakuchi, A.O., Moffat, I., Barboza, E.G., Bitencourt, V.J., 2020. Geochronology and evolution of a complex barrier, Youngusband Peninsula. *South Australia. Geomorphology* 354. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2020.107044>.
- Dougherty, A.J., 2014. Extracting a record of Holocene storm erosion and deposition preserved in the morphostratigraphy of a prograded coastal barrier. *Cont. Shelf Res.* 86, 116–131.
- Doyle, T.B., Short, A.D., Ruggiero, P., Woodroff, C.D., 2019. Interdecadal foredune changes along the southeast Australian coastline: 1942–2014. *Journal of Marine Science and Engineering.* 7, 177.
- Edwards, B.L., Namikas, S.L., 2009. Small-scale variability in surface moisture on a fine-grained beach: implications for modeling aeolian transport. *Earth Surf. Process. Landf.* 34 (10), 1333–1338.
- Froidefond, J.M., Prud’homme, R., 1991. Coastal erosion and aeolian sand transport on the Aquitaine coast. *Acta Mechanica. Suppl.* 2, 147–159.
- Fruergaard, M., Tessier, B., Poirier, C., Mouazé, D., Weill, P., Noël, S., 2020. Depositional controls on a hypertidal spit system architecture and evolution, Pointe du Banc spit, north-western France. *Sedimentology* 67, 502–533.
- Fryberger, S.G., 1990. Eolian stratification. Chapter 4 In: Fryberger, S.G., Krystinik, L.F., Schenk, C.J., (eds), *Modern and Ancient Eolian Deposits: Petroleum Exploration and Production*. Rocky Mountain Section of Economic Paleontologists and Mineralogists, Denver, Colorado. 11 pp.
- Fu, T., Wu, Y., Tan, L., Li, D., Wen, Y., 2019. Imaging the structure and reconstructing the development of a barchan dune using ground-penetrating radar. *Geomorphology.* 341, 192–202.
- Garcia-Romero, L., Hesp, P.A., Pena-Alonso, C., Miot da Silva, G., Hernandez-Calvento, L., 2019. Climate as a control on foredune mode in Southern Australia. *Sci. Total Environ.* 694, 133768.
- Girardi, J.D., Davis, D.M., 2010. Parabolic dune reactivation and migration at Napeague, NY, USA: Insights from aerial and GPR imagery. *Geomorphology.* 114, 530–541.
- Gomez-Ortiz, D., Martin-Crespo, T., Rodriguez, I., Sanchez, M.J., Montoya, I., 2009. The internal structure of modern barchan dunes of the Ebro river delta (Spain) from ground-penetrating radar. *J. Appl. Geophys.* 68, 159–170.
- Gonzalez-Villanueva, R., Costas, S., Duarte, H., Pérez-Arlucea, M., Alejo, I., 2011. Blowout evolution in a coastal dune: using GPR, aerial imagery and core records. *J. Coast. Res.* SI 64, 278–282.
- Hacker, S.D., Cohn, K.R., Goldstein, E.B., Hovenga, P.A., Itzkin, M., Moore, L.J., Mostow, R.S., Mullins, E.V., Ruggiero, P., 2019. Species-specific functional morphology of four US Atlantic coast dune grasses: biogeographic implications for dune shape and coastal protection. *Diversity.* 11, 1–16.
- Hein, C.J., FitzGerald, D.M., Carruthers, E.A., Stone, B.B., Barnhaard, W.A., Gontz, A.M., 2012. Refining the model of barrier island formation along a paraglacial coast in the Gulf of Main. *Mar. Geol.* 307–310, 40–57.
- Hesp, P.A., 1988. Morphology, dynamics and internal stratification of some established foredunes in southeast Australia. *Sediment. Geol.* 55, 17–41.
- Hesp, P.A., 2002. Foredunes and blowouts: initiation, geomorphology and dynamics. *Geomorphology.* 48, 245–268.
- Hesp, P.A., 2013. A 34 year record of foredune evolution, Dark Point, NSW, Australia. In: Conley, D.C., Masselink, G., Russell, P.E. and O’Hare, T.J. (eds), *Proceedings 12th International Coastal Symposium (Plymouth, England)*, *Journal of Coastal Research, Special Issue No.65*, pp1295–1300, ISSN 0749-0208.
- Hesp, P.A., Hilton, M.J., 2013. Restoration of foredunes and transgressive dunefields: Case studies from New Zealand. In: Martinez, M.L et al. (eds), *Restoration of Coastal Dunes*, Springer Series on Environmental Management.
- Hesp, P.A., Smyth, T.A.G., 2016. Surfzone-beach-dune interactions: Review and the role of the intertidal beach. *J. Coastal Research S.I.* 75: 8–12.
- Hesp, P.A., Walker, I.J., 2013. Aeolian environments: coastal dunes. In: Shroder, J. (Editor in Chief), Lancaster, N., Sherman, D.J., Baas, A.C.W. (Eds.), *Treatise on Geomorphology*, vol. 11, Aeolian Geomorphology. Academic Press, San Diego, CA, pp. 109–133.
- Hesp, P.A., Dong, Y., Cheng, H., Booth, J., 2019. Wind flow and sedimentation in artificial vegetation: field and wind tunnel experiments. *Geomorphology.* 337, 165–182.
- Houser, C., Mathew, S., 2011. Alongshore variation in foredune height in response to transport potential and sediment supply: South Oadre Island. *Texas. Geomorphology.* 125, 62–72.
- Houser, C., Wernette, P., Rentschlar, E., Jones, H., Hammond, B., Trimble, S., 2015. Post-storm beach and dune recovery: implications for barrier island resilience. *Geomorphology.* 234, 54–63.
- Itzkin, M., Moore, L.J., Ruggiero, P., Hacker, S.D., 2020. The effect of sand fencing on the morphology of natural dune systems. *Geomorphology.* 352, 106995.
- Jackson, N.L., Nordstrom, K.F., 2011. Aeolian sediment transport and landforms in man-aged coastal systems: a review. *Aeolian Res.* 3, 181–196.
- Jackson, N.L., Nordstrom, K.F., 2013. Aeolian sediment transport and morphologic change on a managed and an unmanaged foredune. *Earth Surf. Process. Landf.* 38, 413–420.
- Jackson, N.L., Nordstrom, K.L., Feagin, R.A., Smith, W.K., 2013. Coastal geomorphology and restoration. *Geomorphology.* 199, 1–7.
- Jackson, D.W.T., Costas, S., Gonzalez-Villanueva, R., Cooper, A., 2019. A global “greening” of coastal dunes: an integrated consequence of climate change? *Glob. Planet. Chang.* 182, 103026.
- Jol, H.M., Bristow, C.S., 2003. GPR in sediment: advice on data collection, basic processing and interpretation, a good practice guide. In: Bristow, C.S., Jol, H.M. (Eds.), *Ground Penetrating Radar in Sediments*. Geological Society, London, pp. 9–27.
- Jol, H.M., Smith, D.G., Meyers, R.A., 1996. Digital ground penetrating radar (GPR): a new geophysical tool for coastal barrier research (examples from the Atlantic, Gulf and Pacific coasts, USA). *J. Coast. Res.* 960–968.
- Laporte-Fauret, Q., Marieu, V., Castelle, B., Michalet, R., Bujan, S., Rosebery, D., 2019. Low-coast UAV for High-resolution and large-scale coastal dune change monitoring using photogrammetry. *Journal of Marine Science and Engineering.* 7, 63.
- Laporte-Fauret, Q., Castelle, B., Marieu, V., Bujan, S., Michalet, R., Rosebery, D., 2020. Coastal dune morphology evolution combining Lidar and UAV surveys, Truc Vert beach 2011–2019. In: Malvárez, G. and Navas, F. (eds.), *Proceedings from the International Coastal Symposium (ICS) 2020 (Sevilla, Spain)*. *Journal of Coastal Research, Special Issue No. 95*, 163–167, Coconut Creek (Florida).
- Li, B., Sherman, D.J., 2015. Aerodynamics and morphodynamics of sand fences: a review. *Aeolian Res.* 17, 33–48.
- Lindhorst, S., Betzler, C., 2016. The climate-archive dune: sedimentary record of annual wind intensity. *Geological Society of America.* V44; no 9, 711–714.

- Ludwig, J., Lindhorst, S., Beltzler, C., Bierstedt, S.E., Borowka, R.K., 2017. Sedimentary rhythms in coastal dunes as a record of inter-annual changes in wind climate (Leba, Poland). *Aeolian Res.* 27, 67–77.
- Martinez, M.L., Gallego-Fernandez, J.B., Hesp, P.A. (Editors), 2013. *Restoration of Coastal Dunes*. Springer, 347pp.
- Masselink, G., Castelle, B., Scott, T., Dodet, G., Suarez, S., Jackson, D., Floch, F., 2016. Extreme wave activity during 2013/2014 winter and morphological impacts along the Atlantic coast of Europe. *Geophys. Res. Lett.* 43, 2135–2143. <https://doi.org/10.1002/2015GL067492>.
- Matias, A., Ferreira, O., Mendes, I., Dias, J.A., Vila-Consejo, A., 2005. Artificial construction of dunes in the south of Portugal. *J. Coast. Res.* 21, 472–481.
- Miller, D.L., Thetford, M., Yager, L., 2001. Evaluation of sand fence and vegetation for dune building following overwash by Hurricane Opal on Santa Rosa Island. Florida. *J. Coast. Res.* 17, 936–948.
- Miot da Silva, G., Hesp, P.A., 2010. Coastline orientation, aeolian sediment transport and foredune and dunefield dynamics of Moçambique Beach, southern Brazil. *Geomorphology*. 120, 258–278.
- Moulton, M., Oliveira Filho, S.R., Rocha, T.B., Fernandez, G.B., 2013. Foredunes of Rio de Janeiro coast: genesis, structure and morphology. In: Conley, D.C., Masselink, G., Russell, P.E. and O'Hare, T.J. (eds), *Proceedings 12th International Coastal Symposium (Plymouth, England)*, Journal of Coastal Research, Special Issue No.65, pp 1319-1324, ISSN 0749-0208.
- Moulton, M., Hesp, P.A., Miot da Silva, G., Bouchez, C., Lavy, M., Fernandez, G.B., 2019. Changes in vegetation cover on the Youngusband Peninsula transgressive dunefields (Australia) 1949-2017. *Earth Surf. Process. Landf.* 44-2, 459–470.
- Navarro-Pons, M., Munoz-Perez, J.J., Roman-Sierra, J., Garcia, S., 2016. Evidence of coastal dune mobility increases over the last half century in response to historical human intervention. *Scientia Marina*. 80 (2), 261–272.
- Neal, A., 2004. Ground-penetrating radar and its use in sedimentology: principles, problems and progress. *Earth Sci. Rev.* 66, 261–330.
- Neal, A., Roberts, C.L., 2001. Internal structure of a trough blowout, determined from multi-grated ground-penetrating radar profiles. *Sedimentology*. 48, 791–810.
- Nicolae-Lerma, A., Ayache, B., Ulvoas, B., Paris, F., Bernon, N., Bultreau, T., Mallet, C., 2019. Pluriannual beach-dune evolutions at regional scale: Erosion and recovery sequences analysis along the Aquitaine coast based on airborne LiDAR data. *Cont. Shelf Res.* 189, 103974.
- Nordstrom, K.F., 1994. Beaches and dunes of human-altered coasts. *Prog. Phys. Geogr.* 18 (4), 497–516.
- Nordstrom, K.F., Arens, S.M., 1998. The role of human actions in evolution and management of foredunes in the Netherlands and New Jersey. USA. *Journal of Conservation*. 4, 169–180.
- Nordstrom, K.F., Lampe, R., Vandemark, L.M., 2000. Re-shaping naturally-functioning dunes on developed coasts. *Environ. Manag.* 25, 37–51.
- Nordstrom, K.F., Jackson, N.L., Freestone, A.L., Korotky, K.H., Puleo, J.A., 2012. Effects of beach raking and sand fences on dune dimensions and morphology. *Geomorphology*. 179, 106–115.
- Oliver, T.S.N., Tamura, T., Short, A.D., Woodroffe, C.D., 2019. Rapid shoreline progradation followed by vertical foredune building at Pedro Beach, southeastern Australia. *Earth Surf. Process. Landf.* 44, 655–666.
- Paskoff, P., 2001. Dune management on the Atlantic coast of France: a case study. In: Houston, J.A., Edmondson, S.E., Rooney, P.J. (Eds.), *Coastal Dune Management, Shared Experience of European Conservation Practice*. Liverpool University Press, Liverpool, pp. 65–79.
- Pedersen, K., Clemmensen, L.B., 2005. Unveiling past aeolian landscapes: a ground-penetrating radar survey of a holocene coastal dunefield system, Thy, Denmark. *Sediment. Geol.* 177, 57–86.
- Pellon, E., de Almeida, L.R., Gonzalez, M., Medina, R., 2020. Relationship between foredune profile morphology and aeolian and marine dynamics: a conceptual model. *Geomorphology* 351, 106984.
- Pickart, A.J., Hesp, P.A., 2019. Spatio-temporal geomorphological and ecological evolution of a transgressive dunefield system, Northern California, USA. *Global and Planetary Change*. 172, 88–103.
- Portz, L., Manzolli, R.P., Hermanns, L., Alcantara Carrio, J.A., 2015. Evaluation of the efficiency of dune reconstruction techniques in Xangri-la (Rio Grande do Sul, Brazil). *Ocean & Coastal Management*. 104, 78–89.
- Pranzini, E., Wetzell, L., Williams, A.T., 2015. Aspects of coastal erosion and protection in Europe. *J. Coast. Conserv.* 19, 445–459.
- Prat, M., Auly, T., 2010. L'évolution du littoral médocain à Lacanau. *Sud-Ouest Européen* 29, 53–64 (in French).
- Psuty, N.P., 1988. Sediment budget and dune/beach interaction. *Journal of Coastal Research* S.I 3, 1-5.
- Psuty, N.P., 1992. Spatial variation in coastal foredune development. In: Carter, R.G.W., Curtis, T.G.F., Sheehy-Skeffington, M.J. (Eds.), *Coastal Dunes*. Balkema, Rotterdam, pp. 3–33.
- Rader, A.M., Pickart, A.J., Walker, I.J., Hesp, P.A., O'Bauer, B., 2018. Foredune morphodynamics and sediment budgets at seasonal to decadal scales: Humboldt Bay National Wildlife Refuge, California, USA. *Geomorphology*. 318, 69–87.
- Ramos, R., Freitas, M.C., Bristow, C.S., Andrade, C., Hermozilha, H., Grangeia, C., Senos Matias, M., 2011. Sedimentary architecture of the Santo André transverse dunes (Portugal) interpreted from ground-penetrating radar. *Journal of Coastal Research Special Issue 64: Proceedings of the 11th International Coastal Symposium ICS 2011*. 303-307.
- Robin, N., Billy, J., Palvadeau, E., Meule, S., Balouin, Y., Bitri, A., Portal, A., Stephanian, A., Certain, R., Herbert, B., Raynal, O., Rojas-Marquez, A., Sotin, C., Marguerite, S., Aleman, N., Barusseau, J.-P., 2018. Apport de la géophysique terrestre (géoradar, sismique) pour l'aide à la gestion du trait de côte. *Conférence Génie civil-Génie Côtier, La Rochelle*, pp. 401–408.
- Robin, N., Billy, J., Castelle, B., Hesp, P., Laporte-Fauret, Q., Nicolae-Lerma, A., Marieu, V., Rosebery, D., Bujan, S., Destribats, B., Michalet, R., 2020. Beach-dune Recovery from the Extreme winter storms 2013–2014 at Truc Vert Beach, Southwest France: New Insights from Ground-Penetrating Radar. In: Malvárez, G. and Navas, F. (eds.), *Proceedings from the International Coastal Symposium (ICS) 2020 (Seville, Spain)*. *Journal of Coastal Research, Special Issue No. 95*, 588–592, Coconut Creek (Florida). 588–592.
- Ruz, M.H., Allard, M., 1995. Sedimentary structures of cold-climate coastal dunes, Eastern Hudson Bay. *Sedimentology*. 42-5, 725–734.
- Ruz, M.H., Anthony, E.J., 2008. Trapping by brushwood fences on a beach-foredune contact: the primacy of the local sediment budget. *Z. Geomorphol.* 52, 179–194.
- de Schipper, M.A., de Vries, S., Ruessink, G., de Zeeuw, R.C., Rutten, J., van Gelder-Maas, C., Stive, M.J.F., 2016. Initial spreading of a mega feeder nourishment: observations of the Sand Engine pilot project. *Coast. Eng.* 111, 23–38.

- Sherman, D.J., Bauer, B.O., 1993. Dynamics of beach-dune systems. *Prog. Phys. Geogr.* 17, 413–447.
- Sherman, D.J., Nordstrom, K.F., 1994. Hazards of wind blown sand and sand drift. *J. Coast. Res.* 12, 263–275.
- Short, A.D., Hesp, P.A., 1982. Wave, beach and dune interactions in Southeast Australia. *Mar. Geol.* 48, 259–284.
- Tastet, J.P., Pontee, N., 1998. Morpho-chronology of coastal dunes in medoc. A new interpretation of holocene dunes in southwestern France. *Geomorphology* 25, 93–109.
- Van Dam, R.L., Nichol, S.L., Augustinus, P.C., Parnell, K.E., Hosking, P.L., McLean, R.F., 2003. GPR stratigraphy of a large active dune on Parengarenga Sandspit, New Zealand. *Lead. Edge* 22 (9), 865–881.
- Van Heteren, S., Fitzgerald, D.M., McKinley, P.A., Buynevich, L.V., 1998. Radar facies of paraglacial barrier systems: coastal New England, USA. *Sedimentology*. 45, 181–200.
- Walker, I.J., Davidson-Arnott, R.G.D., O'Bauer, B., Hesp, P.A., Delgado-Fernandez, I., Ollerhead, J., Smyth, T.A.G., 2017. Scale-dependent perspectives on the geomorphology and evolution of beach-dune systems. *Earth Sci. Rev.* 171, 220253.
- Weymer, B.A., Houser, C., Giardino, J.R., 2015. Poststorm evolution of beach-dune morphology: Padre Island national seashore, Texas. *Journal of Coastal Research*. 31(3), 634-644. Coconut Creek (Florida).
- Zaromskis, R., 2007. The formation of protective dune ridge along the Southeast Baltic sea coast: historical and social aspects. *J. Coast. Conserv.* 11, 23–29

Rôle des interactions biophysiques dans la dynamique dunaire en réponse aux perturbations

Résumé : Les dunes littorales le long des côtes sableuses ont souvent été fixées, voire reprofilées, pour protéger des inondations et des vagues de tempêtes les biens socio-économiques situés en arrière. Mais ces méthodes de gestion ont parfois mené à la dégradation de l'écosystème des dunes et de leur résilience face aux événements extrêmes. Depuis quelques années, plusieurs études dans le monde ont porté sur la réintroduction de la dynamique naturelle dans les systèmes de dunes côtières. C'est dans ce contexte que nous avons réalisé une expérimentation pionnière en France par la mise en place de brèches dans un système dunaire du sud-ouest de la France. Après 3 ans de suivis morphologiques (photogrammétrie par drone) et écologiques (*in situ*), les résultats ont mis en avant que les brèches ont favorisé le transport de sable chargé en nutriments vers l'arrière dune, menant à une augmentation de la diversité des espèces. Ces travaux ont donc des implications importantes pour les stratégies de gestion des dunes côtières et le développement durable de ces systèmes, tout particulièrement dans les environnements en érosion chronique.

Mots clés : Dune littorale ; Remobilisation dunaire ; Brèches expérimentales ; Changements morphologiques ; Diversité végétale ; Photogrammétrie drone.

Role of biophysical interactions in governing coastal dune changes in response to perturbations

Abstract: Coastal dunes along sandy coasts have often been fixed, or even reprofiled, to protect inland socio-economic assets from floods and storm waves. However, these management methods have sometimes led to the degradation of the dune ecosystem and their resilience to extreme events. Over the last few years, some international studies have addressed the reintroduction of natural dynamics in coastal dune systems. In this context we have carried out a pioneering experiment by excavating notches in a coastal dune system in southwest France. After three years of (UAV photogrammetry) morphological and (*in situ*) ecological monitoring, the results highlighted that the foredune notches promoted the transport of nutrient-laden sand towards the back dune, leading to an increase in species diversity. This work has strong implications for coastal dune management strategies and sustainable development of these systems, particularly in chronically eroding sectors.

Keywords: Coastal dune; Dune remobilization; Foredune notches; Morphological changes; Plant diversity; UAV photogrammetry.