



UNIVERSITÉ
CAEN
NORMANDIE



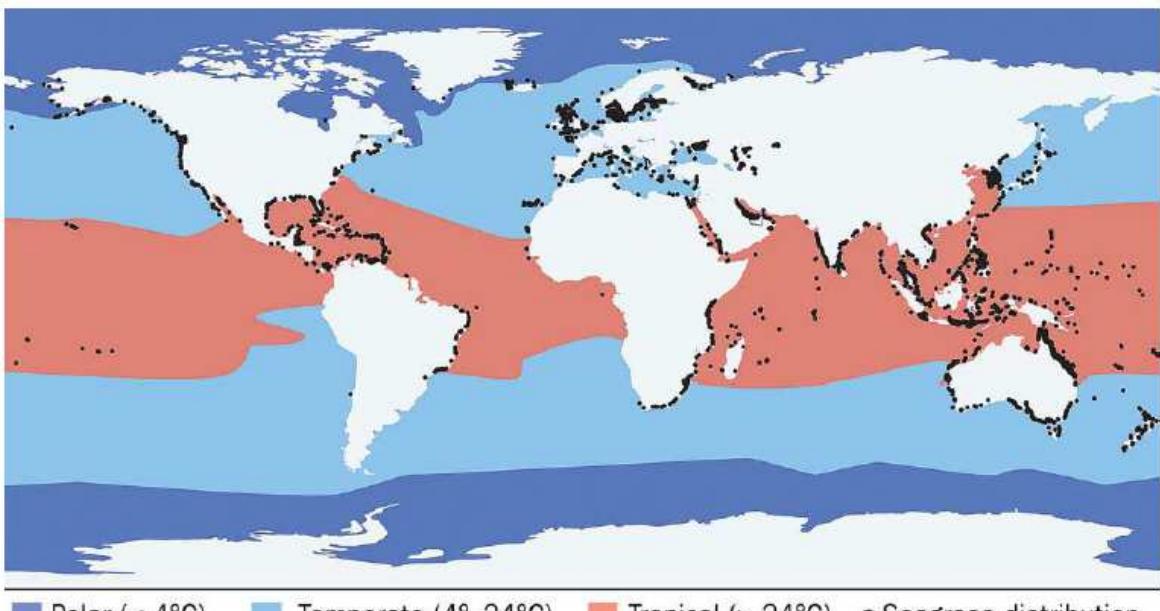
Protocole pour la restauration de l'herbier de *Zostera marina* sur l'ouest cotentin

*Pour citer ce rapport : Berthelot A., V. Le Ny & O. Basuyaux, 2018. Protocole pour la restauration de l'herbier de *Zostera marina* sur l'ouest cotentin. Rapport projet d'application Master II Aquacaen 2017-2018 / SMEL.*

Table des matières

1	Introduction.....	1
2	Présentation de l'état de l'art sur les herbiers de zostères depuis la fin du XIX^{ème} siècle.....	2
2.1	Plus qu'une espèce, les zostères forment un habitat d'intérêt	2
2.2	Les perturbations nuisant au bon développement des herbiers de zostères.....	3
2.2.1	La sensibilité des herbiers aux perturbations naturelles	3
2.2.2	L'Homme : destructeur d'habitat d'intérêt mondial.....	4
2.3	La fragmentation de l'habitat : vers la disparition d'un écosystème productif.....	5
2.4	Une réglementation très encadrée pour préserver la ressource.....	7
2.4.1	Une volonté mondiale pour préserver les herbiers	7
2.4.2	Une législation européenne stricte et immuable.....	7
2.4.3	Des mesures de protection renforcées sur le plan national et régional.....	8
3	La restauration des herbiers à zostères : les différents paramètres pour réussir une transplantation	8
3.1	Les facteurs environnementaux primordiaux pour une espèce vulnérable	8
3.1.1	La fragilité des individus vis-à-vis de l'émergence	8
3.1.2	Le substrat : un paramètre à ne surtout pas négliger	9
3.1.3	Les nutriments : amis ou ennemis ?	9
3.1.4	La salinité et la température : moins de contraintes	10
3.1.5	La lumière : l'élément capital à ne pas omettre lors du choix du site	11
3.2	La période de transplantation : éviter les aléas climatiques.....	11
3.3	Comment bien choisir les individus à transplanter ?	11
3.4	La transplantation d'herbiers : une diversité de méthodes connues	12
3.4.1	La présence/absence de sédiments sur les individus à transplanter : deux écoles	12
3.4.2	La méthode de la cage de plantation : une technique prometteuse.....	12
3.4.3	La méthode de prélèvement avec tarière : une technique qui a fait ses preuves.....	13
3.4.4	La méthode des agrafes : efficace mais sujette à débat.....	13
3.4.5	Les méthodes mécanisées : vers une transplantation à grande échelle ?	14
3.4.6	La méthode utilisant les graines : plus complexe mais tout aussi fiable.....	14
4.	Le cas concret : mise en place d'un protocole pour la réimplantation d'un herbier de zostères sur le site de Saint-Rémy-des-Landes	14
4.1	Les sites de restauration : les localisations se précisent	15
4.1.1	Site n°1 : un site qui semble avoir toutes les conditions requises	15

4.1.2	Site n°2 : la présence d'un herbier parmi les tables ostréicoles ?.....	15
4.1.3	Site n°3 : une protection naturelle mais un substrat désavantageux	15
4.1.4	Discussion sur les sites potentiels : des conditions discriminantes	16
4.2	L'origine du transplant influe directement sur le taux de réussite de la restauration	16
4.2.1	Prélèvement à partir d'un herbier existant : la pratique soumise à la législation	16
4.2.2	Récolte en laisse de mer : une alternative viable ?.....	16
4.2.3	Banque de graines : une solution pour éviter le prélèvement de plants sur l'estran... ..	17
4.2.4	Discussion sur l'origine des transplants : des complications à prendre en compte ..	18
4.3	Les étapes de transplantation : comment maximiser les chances de réussite ?	19
4.3.1	Transplantation directe : une technique simple avec de bons résultats	19
4.3.2	Transplantation par pots : l'utilisation d'une matière innovante	19
4.3.3	Discussion sur la technique de transplantation : prendre en considérations le temps et l'argent alloués à la mise en place de la restauration.....	20
4.4	Après la transplantation, le suivi scientifique des plants est indispensable afin d'évaluer la réussite ou l'échec de la restauration	20
4.5	Protocole envisagé et limites : un choix objectif.....	20
5	Conclusion	21
6	Références.....	23



■ Polar (< 4°C) ■ Temperate (4°–24°C) ■ Tropical (> 24°C) ● Seagrass distribution

▲ **Figure 1 :** Répartition mondiale des phanérogames marines (points noirs). (Green & Short, 2003)



▲ **Figure 2 :** Photographies d'un plant échoué de Z. marina réalisées à Port Blanc (Côtes d'Armor). A : Photographie d'un individu comprenant l'ensemble de l'appareil végétatif. B : Observation d'un nœud à la base de l'appareil foliaire d'où partent plusieurs racines adventives. C : Observation du rhizome qui est normalement ancré dans le sédiment sablo-vaseux. La multitude de racines adventives permet une bonne fixation dans le substrat. (Crédits photos : A. Berthelot)

1 Introduction

Les zostères sont des phanérogames marines se développant sur les substrats sableux et sablo-vaseux des zones intertidales et subtidales. Il a été estimé l'existence d'une soixantaine d'espèces de phanérogames marines dans le monde (Figure 1) (Hemminga & Duarte, 2000). Ces plantes forment des herbiers comparables aux prairies terrestres ayant les mêmes caractéristiques que les Végétaux Supérieurs terrestres. Elles possèdent un faisceau de feuilles lancéolées, longues de 20 à 120 centimètres, fixé sur un rhizome assez rigide au niveau d'un nœud matérialisant la transition entre la partie aérienne et la partie souterraine de la plante (Figure 2) (Cabioc'h *et al.*, 2014).

La diminution des herbiers dans le monde a entraîné la perte de leurs fonctions et de leurs valeurs écosystémiques (Hemminga & Duarte, 2000). Les estimations mondiales actuelles suggèrent une réduction de 30% de la couverture géographique au cours des 30 dernières années (Waycott *et al.*, 2009). Ainsi, les récentes tendances de l'abondance des herbiers dans le monde évoquent que ces derniers font face à une crise mondiale, avec des taux de perte mondiaux s'accélérant de 0,9% par an avant 1940 à 7% par an depuis 1990 (Waycott *et al.*, 2009).

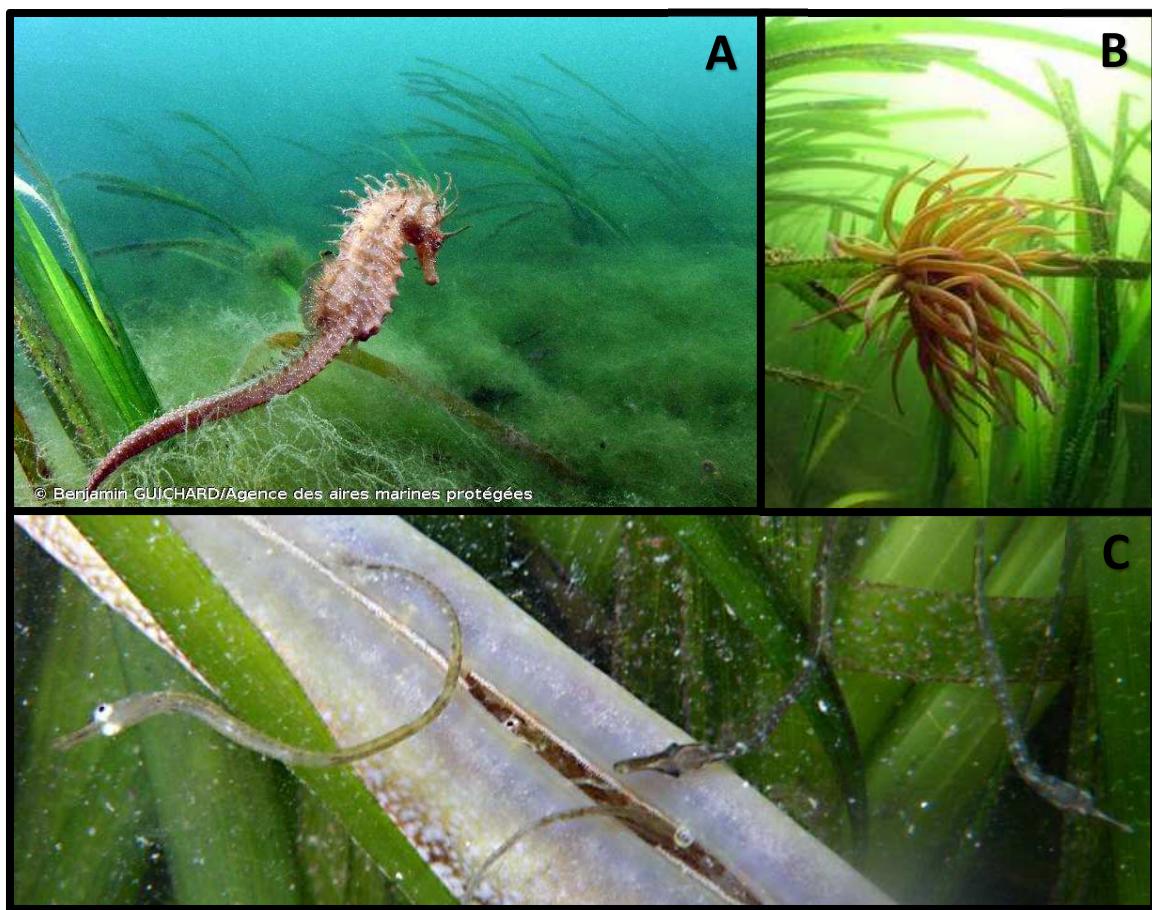
Les herbiers normands-bretons présents sur toute la façade ouest du Cotentin (excepté la Baie du Mont Saint Michel) (Nebout *et al.*, 2008), font l'objet de fortes perturbations (humaines et naturelles) depuis des années. En effet, les herbiers à *Zostera marina* de l'Ouest-Cotentin ont subi une forte régression passant de 884 hectares (Guillaumont *et al.*, 1987) en 1983 à 156 hectares en 2008 (Nebout *et al.*, 2009) accompagnée d'une extrême fragmentation. L'importante diminution de 82 % de la superficie des herbiers serait essentiellement due à la création de parcs ostréicoles (Auby *et al.*, 2010). Toutefois, l'interprétation des cartes 1983 peut être remise en cause car elle est basée sur l'enveloppe des herbiers et non sur une cartographie fine comme celle de 2010. D'autre part, les travaux récents semblent indiquer que les interactions herbier-ostréiculture pourraient être limitées (Pezy *et al.*, in press)

Néanmoins, depuis la seconde moitié du XXème siècle, différentes techniques de réimplantations ont été testées pour la restauration de cet habitat dans diverses localités à travers le monde avec plus ou moins de succès selon les conditions biotiques et abiotiques.

L'objectif de cette pré-étude serait de proposer un protocole de réimplantation de zostères par voie végétative ou sexuée en s'inspirant de la littérature scientifique pour l'appliquer sur le site de Saint-Rémy-des-Landes sur la façade ouest du Cotentin.



▲ **Figure 3 :** Les herbiers contribuent à la nourriture de certains oiseaux hivernants comme ici avec les Bernaches cravants (*Branta bernicla*). Ces oies grégaires se nourrissent sur les herbiers à marée basse lorsqu'ils sont accessibles. (Crédit Photo : F. Gully – Estrand22)



▲ **Figure 4 :** Les herbiers sont des havres de vie sous-marine. Des observations d'hippocampes (*Hippocampus guttulatus*) ne sont pas rares (A), des animaux se servent des feuilles comme support de vie comme l'Anémone verte (*Anemona viridis*) (B). Enfin, les herbiers sont souvent des zones d'éclosion de nombreux animaux, tel que le Siphonostome (*Syngnathus typhle*) (C). (Crédits Photos : (A) B. Guichard – INPN ; (B) R. Givernaud – Doris ; (C) F. Gully – Estrand22)

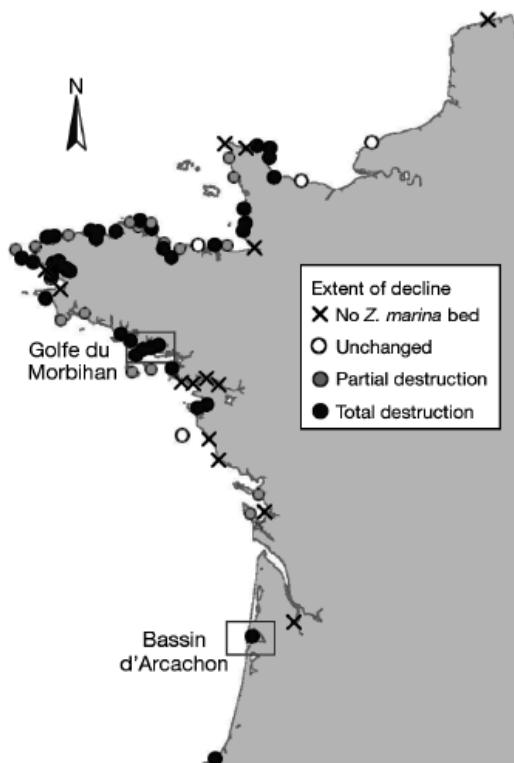
2 Présentation de l'état de l'art sur les herbiers de zostères depuis la fin du XIX^{ème} siècle

2.1 Plus qu'une espèce, les zostères forment un habitat d'intérêt

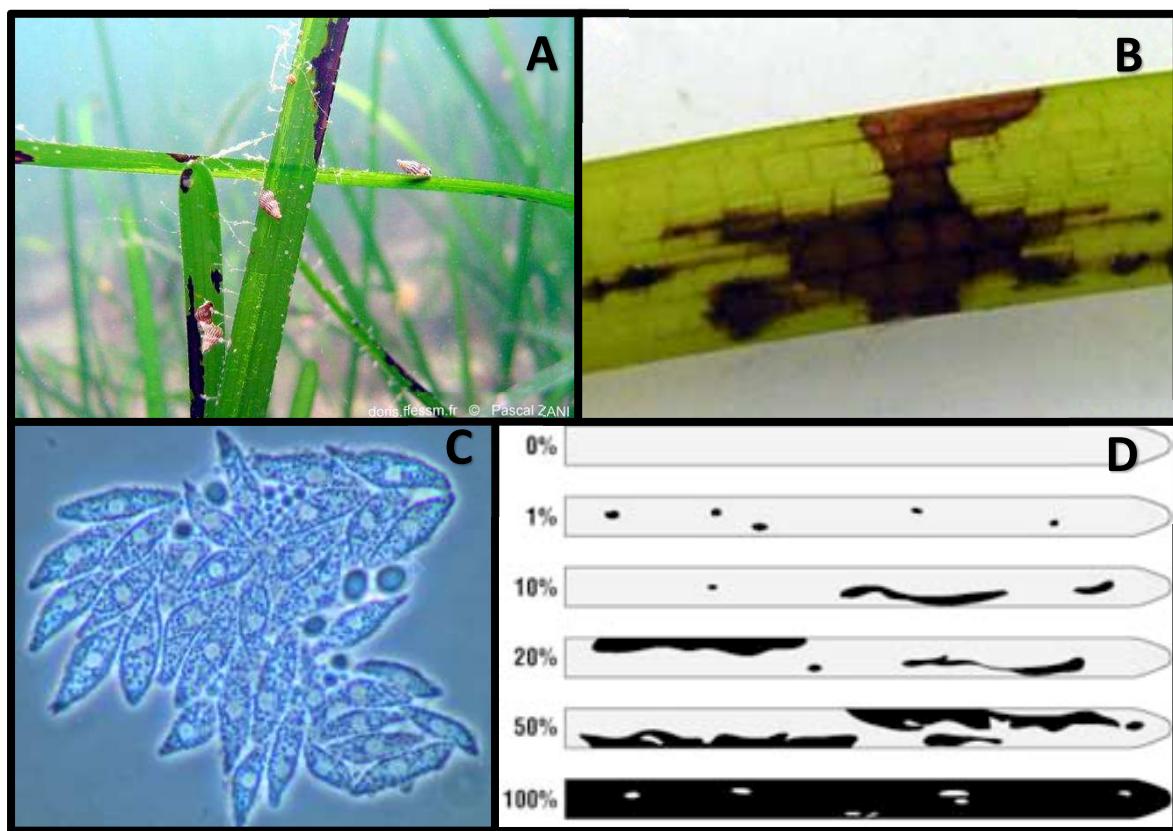
D'un intérêt écologique non négligeable, les herbiers de zostères jouent un rôle structurel et fonctionnel essentiel dans de nombreux écosystèmes côtiers à travers le monde. Mannino et ses collaborateurs (2006) estiment que l'importance de la plupart des habitats côtiers repose sur la présence d'herbiers. Avant tout, ces herbiers sont d'importants producteurs primaires, nourrissant la plupart des animaux herbivores comme les poissons (Spalding et al., 2003) ou les oiseaux anatidés (Figure 3). D'autre part, une grande partie de la biomasse produite par ces herbiers n'est pas obligatoirement consommée par les herbivores mais décomposée sous forme de déchets pour être consommée par la communauté des détritivores localement ou exportée vers d'autres écosystèmes (Bargain, 2012). Ceux-ci servent également de zones de nourricerie, d'éclosion, d'habitat et de refuge pour de nombreuses espèces dont certaines ont un intérêt commercial (Figure 4) (Beck et al., 2001). De plus, la structure tridimensionnelle de l'herbier produit un réseau de microhabitats, absents des substrats dépourvus de végétation (Terrados & Borum, 2004), et permet de supporter une densité plus importante d'organismes que les espaces adjacents dépourvus de macrophytes (Beck et al., 2001). La présence additionnelle d'organismes épiphytes et épibiontes représente parfois une source d'alimentation plus importante pour les invertébrés que les herbiers eux-mêmes (Terrados & Borum, 2004).

Outre leurs actions écologiques, les herbiers accomplissent de nombreuses actions physiques comme la stabilisation des sédiments fins sur le long terme par la densité du système racinaire ; mais aussi la dissipation de l'action des vagues (*i.e.* hydrodynamisme) par la couverture des feuilles favorisant le piégeage des particules fines (Hily & Bajjouk, 2010). Leur seule présence modifie également la composition et les propriétés physico-chimiques (pH, potentiel d'oxydo-réduction, teneur en nutriments de l'eau interstitielle) du substrat ainsi que la granulométrie du site colonisé (Gobert et al., 2003).

D'une manière générale, les herbiers sont responsables de 12 % du carbone total stocké dans les océans et jouent un rôle significatif dans la régulation globale de celui-ci (Terrados & Borum, 2004). En effet, ils produisent de l'oxygène par photosynthèse et stockent le carbone, pour des périodes relativement longues (Terrados & Borum, 2004). Les zostères sont également des espèces indicatrices importantes, étant sensibles à l'eutrophisation puisqu'elles reflètent et intègrent la qualité de l'eau sur de plus longues périodes (Krause-Jensen et al., 2008). Elles ont un rôle de phyto-épuration, étant



◀ **Figure 5 :** Niveau de destruction des herbiers de *Z. marina* sur la façade Manche/Atlantique en France. (Godet et al., 2008)



◀ **Figure 6 :** La "Wasting disease", une maladie qui a bien failli faire disparaître l'espèce *Z. marina*. A : Photographie d'un individu infecté par le parasite. B : Observation à la loupe binoculaire d'une tache provoquée par le parasite. C : *Labyrinthula zosterae*. D : Indice permettant de mettre en évidence le niveau d'infection par rapport à la quantité de taches sur les feuilles. (Crédits Photos : (A) P. Zani – Doris ; (B) SeagrassLI ; (C) T. Sherman – ecologicalrestorationpnw ; (D) Burdick et al., 1993)

capable d'accumuler et de stocker des matières polluantes comme les éléments traces métalliques (Pergent-Martini & Pergent, 2000).

D'un point de vue économique, la valeur d'un hectare d'herbier d'angiospermes marins est de 19 004 \$ par an, classant cet habitat parmi les plus chers de la planète en terme de services et de biens (Costanza *et al.*, 1997).

2.2 Les perturbations nuisant au bon développement des herbiers de zostères

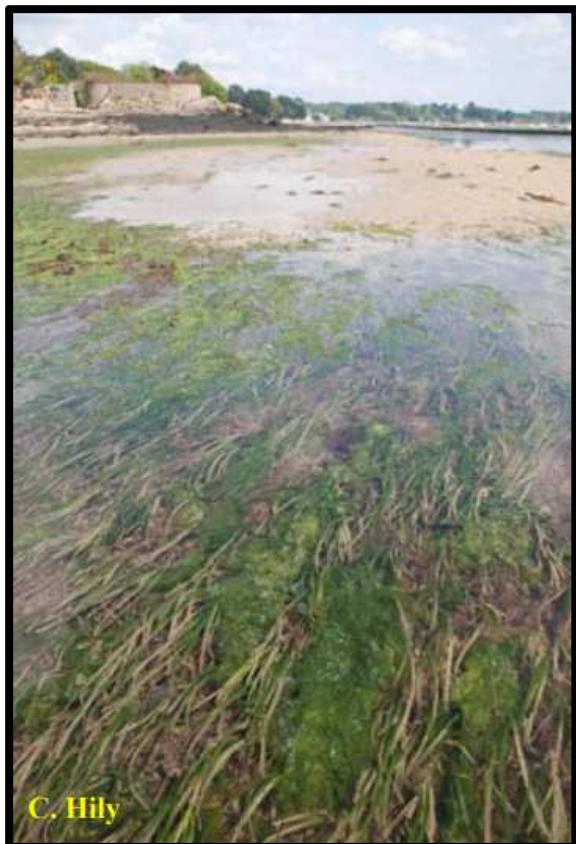
2.2.1 La sensibilité des herbiers aux perturbations naturelles

2.2.1.1. *Les pathogènes : fléaux de Zostera marina*

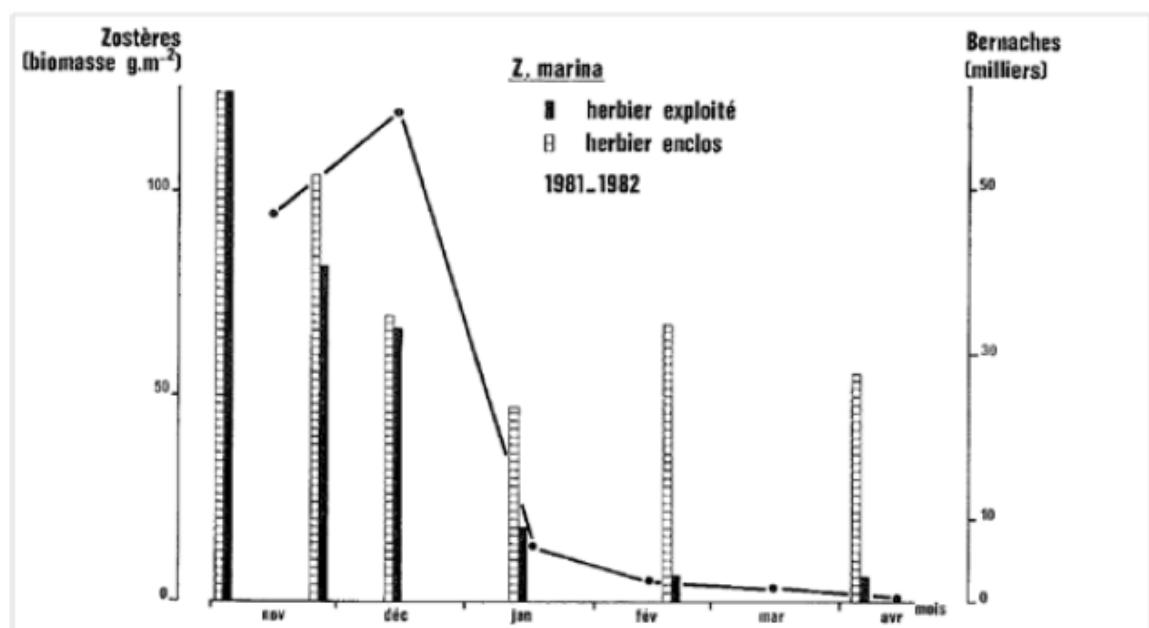
Les herbiers sont sensibles à des multitudes de perturbations d'origine naturelle, et notamment aux risques pathogènes. Fischer-Piette et ses collaborateurs (1932) ont découvert une bactérie à l'intérieur des feuilles de *Z. marina* possiblement pathogène. Celle-ci se manifeste par l'apparition de taches grises puis brunes aux contours rectilignes sur les feuilles. Les individus peuvent être plus ou moins infectés selon le nombre total de taches.

Entre 1930 et 1933, une autre maladie touche tous les herbiers de zostères dans l'Atlantique Nord sous le nom de « Wasting disease » (*i.e.* maladie du dépérissement). Cette virulente maladie a causé la plus grosse perte naturelle jamais enregistrée, frappant 90 % de la population de *Zostera marina* présente en Atlantique Nord (Den Hartog, 1987). La France n'a pas été épargnée avec la disparition de nombreux herbiers en Bretagne et Normandie (Figure 5) (Fournier, 2009). Dans un premier temps, la maladie avait été attribuée à un micro-organisme pathogène *Labyrinthula zosterae* (Ralph & Short, 2002a ; Short *et al.*, 1988). Ce pathogène a été décrit comme un parasite fusiforme long de 20 µm et large de 4 µm (Figure 6) qui attaque les cellules du parenchyme et les canaux aérifères (Van der Werff, 1938). L'auteur hollandais a remarqué que la présence du parasite entraînait de grosses séquelles aux individus contaminés (Figure 6). Il a observé que les chloroplastes arrondis et isolés les uns des autres ne formaient plus qu'une masse informe. De plus, le protoplasme se creusait de grandes vacuoles et les organismes fusiformes se rassemblaient le long des parois (Van der Werff, 1938). Une autre théorie semble montrer que cette infestation était la conséquence d'un stress global plutôt que la cause. Cette dernière serait très probablement le résultat d'une conjonction de variations climatiques à grande échelle spatio-temporelle et de perturbations locales de l'environnement (Hily & Bajjouk, 2010).

Après avoir été largement détruits, les herbiers de zostères se sont redéveloppés lentement dans de nombreuses localités. Toutefois, en raison de la rareté des anciens documents scientifiques, la communauté scientifique était encore incertaine quant à l'étendue ancienne des herbiers et à leurs



◀ **Figure 7 :** En printemps et en été, dans le Golfe du Morbihan, la biomasse des algues opportunistes (g. *Ulva*) peut être importante dans les herbiers entraînant une compétition interspécifique pour la lumière. (Crédit Photo : C. Hily – Ifremer)



▲ **Figure 8 :** Evolution comparée de la biomasse de zostères marines dans le Golfe du Morbihan au cours de l'hiver 1981-1982 dans les enclos d'exclusion et dans les zones d'alimentation adjacentes et nombre de bernaches par mois. ($N = 153$). NB : les herbiers dans les enclos ne sont pas accessibles par les Bernaches. (d'après Mahéo & Denis, 1987 In Angst et al., 2014)

anciennes positions bathymétriques. De ce fait, l'état des herbiers avant l'apparition de la maladie en 1930 était mal connu (Den Hartog, 1987).

2.2.1.2. La bioturbation : la résilience des plants mis à l'épreuve

La sensibilité des zostères ne s'arrête pas aux risques pathogènes. Les interactions biotiques sont également des perturbations naturelles affectant les herbiers. La présence importante d'épiphytes comme les *Ulvophyceae* du genre *Ulva* peut avoir des effets négatifs lorsqu'ils entrent en compétition avec la plante hôte, vis-à-vis de la lumière (Figure 7) (Brun *et al.*, 2003 ; Hebert *et al.*, 2012). D'autres interactions biologiques comme un broutage excessif par des herbivores (*e.g.* oiseaux anatidés) peuvent entraîner des dégâts importants sur des herbiers (Figure 8). C'est le cas notamment des Bernaches cravants (*Branta bernicla*) qui peuvent consommer quasiment l'intégralité des biomasses hivernales des herbiers du Golfe du Morbihan mais aussi la rhizosphère, induisant des dégâts plus profonds que la consommation superficielle de l'herbier (Hily & Bajjouk, 2010). Outre l'impact des anatidés sur les herbiers, la bioturbation peut, localement, détruire complètement l'herbier présent en très peu de temps (de quelques heures à quelques jours). Ces individus sont des crevettes (*Callianassidae*) (Fonseca *et al.*, 2008), des crabes (Davis *et al.*, 1998 ; Fonseca, 2011), des poissons herbivores (Fonseca, 2011), des polychètes (Harrison, 1987 ; Philippart, 1994), des raies (Fonseca *et al.*, 1994 ; Orth, 1975 ; Townsend & Fonseca, 1998) et des oursins (Camp *et al.*, 1973 ; Valentine & Heck, 1991 ; Valentine *et al.*, 1994).

2.2.1.3. Les changements climatiques globaux et la météorologie : un impact ?

Enfin, les phénomènes météorologiques comme les tempêtes hivernales sur les côtes Manche/Atlantique, mais aussi les changements climatiques globaux peuvent affecter ponctuellement ou sur un temps plus long l'ensemble des herbiers sur des échelles spatiales plus grandes (Björk *et al.*, 2008). Par ailleurs, suivant l'une des hypothèses de Rasmussen (1973, 1977), un réchauffement climatique aurait été une cause potentielle de la décomposition de *Z. marina* en Europe dans les années 1930. De ce fait, en extrapolant cette hypothèse, les changements globaux pourraient nuire à la survie de l'espèce.

2.2.2 L'Homme : destructeur d'habitat d'intérêt mondial

Les activités anthropiques restent tout de même les perturbations impactant le plus les herbiers, que ce soit en terme d'origine ou d'intensité (Short & Wyllie-Echeverria, 1996 ; Hemminga & Duarte, 2000). La localisation des herbiers sur le littoral augmente leur vulnérabilité face à la pression humaine. Autrefois, ceux-ci étaient exploités (Figure 9) pour le rembourrage d'oreillers ou de matelas car préférables au foin et à la paille (Duval-Jouve, 1873), mais aussi utilisés comme emballages grâce



▲ **Figure 9** : Exploitation de Z. marina au Québec en 1919. (Crédit Photo : Michaud, 1985)



▲ **Figure 10** : Les activités récréatives non-intentionnelles comme le passage de plaisanciers (A) ou les activités récréatives intentionnelles comme la pêche à la coque ou à la palourde (B) peuvent entraîner de gros dégâts sur les herbiers si la fréquence de ces activités est récurrente. (Crédits Photos : Bernard & Kerninon, 2015)



◀ **Figure 11** : Les herbiers présents dans des concessions ostréicoles doivent faire face à l'impact des engins (tracteurs) mais aussi aux modifications du milieu dues à l'aquaculture. (Crédit Photo : SMEL)

à leur imputrescibilité et ininflammabilité (Lami, 1941). Aujourd'hui, les herbiers sont de plus en plus détériorés par l'activité humaine entraînant l'accélération de la fragmentation de ceux-ci et leur destruction dans le monde (Cunha *et al.*, 2009 ; Duarte 2000 ; Orth *et al.*, 2006 ; Short & Wyllie-Echeverria, 1996). Les arts trainants utilisés par les pêcheurs comme les chaluts de fond sont des causes directes d'arrachage des plants. Les mouillages de bateaux, ancrès, chaînes et utilisation de corps-morts peuvent engendrer également des dommages comme des sillons et des stries entraînant la mort des mattes (Ganteaume *et al.*, 2005). Peuziat (2004) a démontré que le développement de la fréquentation touristique pourrait être un problème avec les mouillages « sauvages » sur les herbiers.

Les activités récréatives, comme la pêche à pied, impactent de manière considérable les herbiers si elles sont pratiquées à outrance et sans connaissance de la part des personnes concernées (Figure 10) (Cochón & Sánchez, 2005). La forte pression physique liée au piétinement des pêcheurs ou la destruction de l'habitat par des outils de fouilles peuvent perturber fortement un herbier (Hily & Bajjouk, 2010). D'une manière générale, l'aquaculture va impacter la qualité de l'eau et modifier le fonctionnement de l'écosystème. En ce qui concerne la conchyliculture (outre l'impact des engins mécanisés), les mollusques (*e.g.* huîtres, moules) vont consommer de la nourriture et produire des déchets pouvant altérer la qualité de l'eau ou modifier les propriétés des sédiments (Figure 11) (Dumbauld *et al.*, 2009). A noter que l'une des causes principales de la disparition des herbiers est due à la réalisation d'aménagements le long des côtes, tels que les aménagements portuaires, de voies de communication, de câbles sous-marins, qui s'accompagnent alors soit d'un arrachage direct des herbiers, soit de la remise en suspension des sédiments (Hily & Bajjouk, 2010).

Et le dernier impact mais non le moindre, l'eutrophisation des milieux côtiers, liée aux forts ruissellements de la surexploitation agricole ou aux rejets domestiques provenant des localités, engendre un dérèglement de l'équilibre de l'écosystème. Cette perturbation a été évoquée comme l'une des causes majeures du déclin des herbiers (Green & Short, 2003 ; Short & Wyllie-Echeverria, 1996).

2.3 La fragmentation de l'habitat : vers la disparition d'un écosystème productif

Suite aux différentes perturbations, qu'elles soient d'origines naturelle ou anthropique, la fragmentation de l'habitat (Tableau I, ci-après) aura des conséquences non négligeables sur les herbiers mais aussi sur toutes les communautés liées à cet habitat. La fragmentation d'habitats continus comme les herbiers de zostères est l'un des facteurs les plus importants sur la perte de la diversité spécifique (Wilcox & Murphy, 1985). D'ailleurs, Kerninon (2012) a mis en place une approche permettant de calculer la fragmentation d'un herbier.

▼ **Tableau 1** : Classification de la fragmentation chez *Z. noltei*. < 25 % : la fragmentation est importante, l'herbier est hétérogène et peu dense. 25 à 75 % : L'herbier est hétérogène, celui-ci présente une alternation de zones clairsemées où le substrat est à découvert. > 75 % : L'herbier est continu et homogène. Celui-ci présente un bon recouvrement foliaire (d'après Alloncle et al., 2005 modifié par Martin et al., 2010)

Coverage classes	< 25%	25 to 75%	> 75%
Characteristics	shoots scattered in weak density or very heterogeneous seagrass bed	heterogeneous seagrass bed presenting an alternation of covered spots and patches of bare substratum.	Continuous and homogeneous seagrass bed presenting a strong leaf cover.
Landscapes			
Quadrats (30 x 30 cm)			

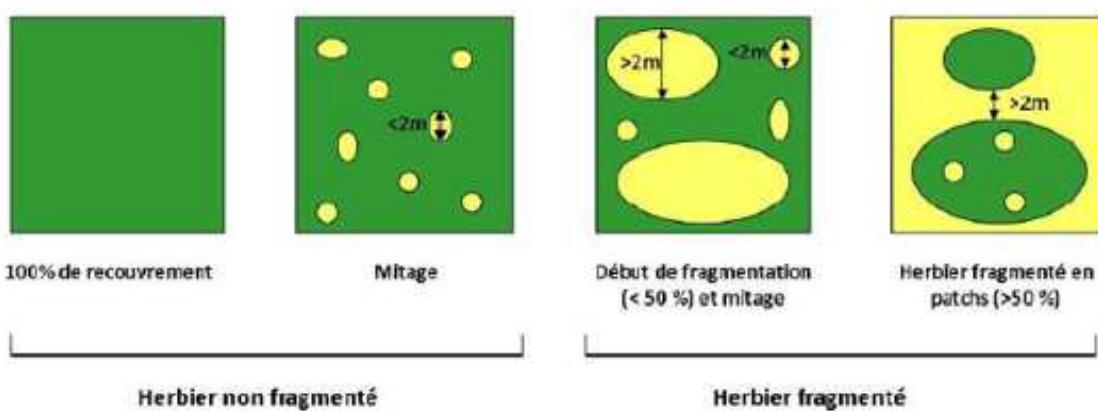
$$SN + SV = ST$$

$$(\%SN + \%SV = 100)$$

SN= Substrat nu

SV= Surface végétalisée (recouvrement)

ST= Surface totale de l'herbier (enveloppe)



Herbier
 Absence d'herbier

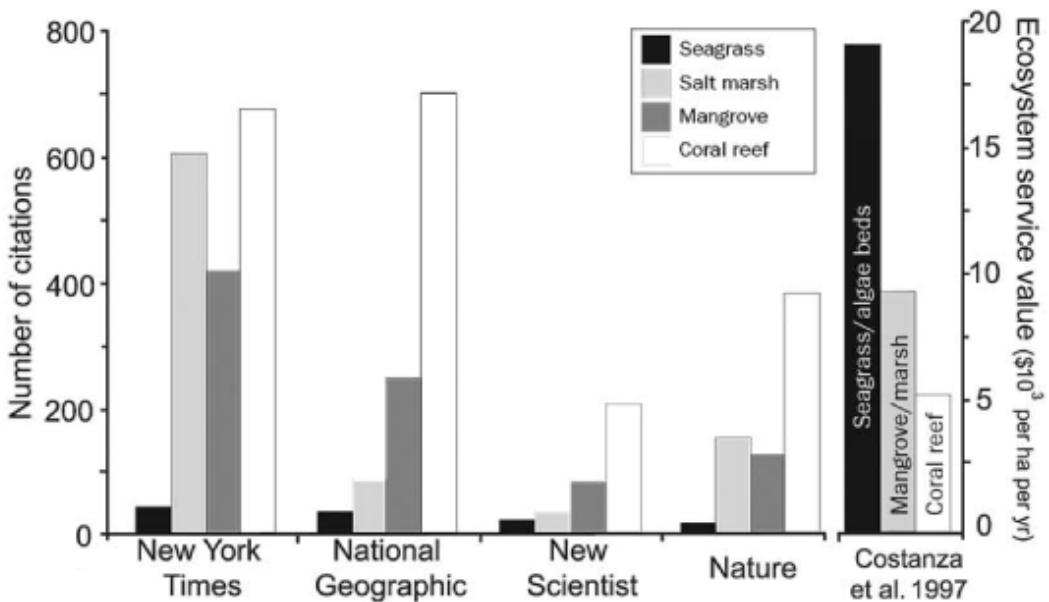
▲ **Figure 12** : Les définitions de la fragmentation et du mitage dans les herbiers marins. (Kerninon, 2012)

L'auteur a émis que la fragmentation correspondait à une surface de substrat nu, supérieure ou égale à 2 mètres entre deux surfaces végétalisées (Figure 12).

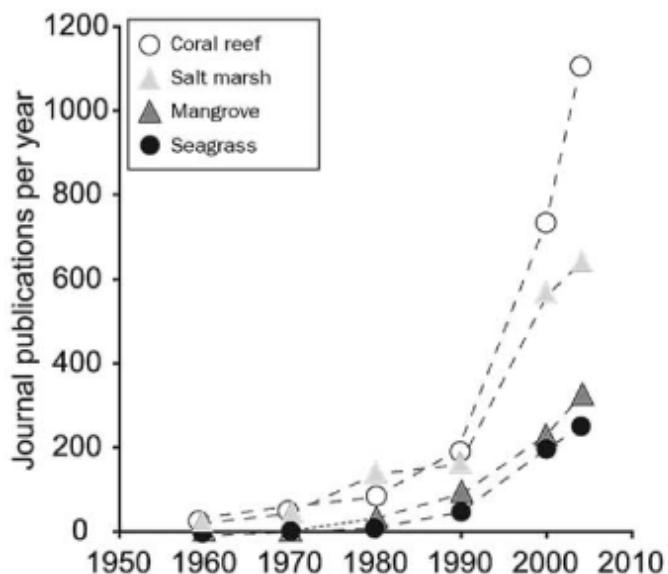
Aux Etats-Unis, Hovel et Lipcius (2002) ont étudié les effets de la fragmentation et de la densité des herbiers de *Zostera marina* sur la survie des juvéniles de Crabe Bleu (*Callinectes sapidus*). Ils ont démontré que la survie des juvéniles dépendait de différents facteurs telle que la densité des zostères jouant sur la capacité des prédateurs à se nourrir. De plus, le taux de survie des proies a été impacté négativement dans les herbiers de petites tailles les plus fragmentés (Irlandi, 1994 ; Irlandi, 1997 ; Irlandi *et al.*, 1995). Pourtant, les effets de la fragmentation des herbiers et de la complexité du taux de survie des proies sont assez difficiles à distinguer car les patchs de petites tailles sont souvent corrélés avec les patchs de plus grandes tailles, qui possèdent une meilleure diversité spécifique ou biomasse (Irlandi, 1994 ; Irlandi, 1997).

En complément de cette étude, Reed et Hovel (2006) ont arraché expérimentalement des plants de *Z. marina* en Californie à différents moments. Ceux-ci ont observé des effets sur la densité, la diversité de la faune épigée et de la communauté. En effet, ils ont remarqué qu'une fragmentation de 50% a un effet réduit sur la densité, la diversité de la faune épigée et sur la composition de la communauté. Il semblerait qu'il y ait un seuil limite de fragmentation influant négativement la faune épigée. Ils concluent qu'une fragmentation plus importante (50 à 90%) aurait permis de mieux étudier la diminution du nombre d'espèces animales épigées. Après l'expérimentation et la repousse des herbiers de zostères à la taille d'origine, ils ont observé que la densité et la diversité de l'épifaune étaient identiques à l'état précédent l'expérience.

D'après quelques auteurs, les Végétaux Supérieurs marins nécessitent entre 1 à 5 ans pour que leur état soit équivalent à celui d'origine avant la perturbation (Rasheed, 1999 ; Zieman, 1976). L'endofaune semble également être impactée par la fragmentation des habitats (Bowden *et al.*, 2001 ; Irlandi, 1997 ; Webster *et al.*, 1998). Frost et ses collaborateurs (1999) révèlent, grâce à une analyse multivariée, une différence significative dans la composition de la communauté. La diversité spécifique de l'habitat fragmenté n'a pas varié significativement par rapport au lieu de prélèvement fragmenté. Cependant, il y a eu une modification significative de l'abondance des espèces présentes. Les espèces contribuant le plus à la dissemblance entre les deux communautés étaient les polychètes, généralement associés à des habitats non végétalisés (e.g. *Magelona mirabilis*) et trouvés en plus grande abondance dans l'herbier fragmenté. La granulométrie du substrat de l'herbier a aussi été modifiée. Des perturbations sur la durée peuvent provoquer une diminution de la production primaire et secondaire, une déstabilisation des sédiments et un accroissement de la turbidité (Fonseca *et al.*, 2008).



▲ **Figure 13 :** Histogramme représentant le nombre de citations dans les médias les plus largement consultés (Google et Web of Science) selon les thèmes cités, à savoir les herbiers marins, les marais salants, les mangroves et les récifs coralliens. L'habitat d'intérêt le moins cité est, d'après Costanza et al., 1997, celui qui fournit la meilleure valeur monétaire des services écosystémiques (voir également la partie 2.1 au début de l'ouvrage). (Orth et al., 2006)



▲ **Figure 14 :** Graphique représentant le nombre de publications dans des revues scientifiques sur les herbiers marins, les marais salants, les mangroves et les récifs coralliens. (Web of Sciences 1950-2006). (Orth et al., 2006)

2.4 Une réglementation très encadrée pour préserver la ressource

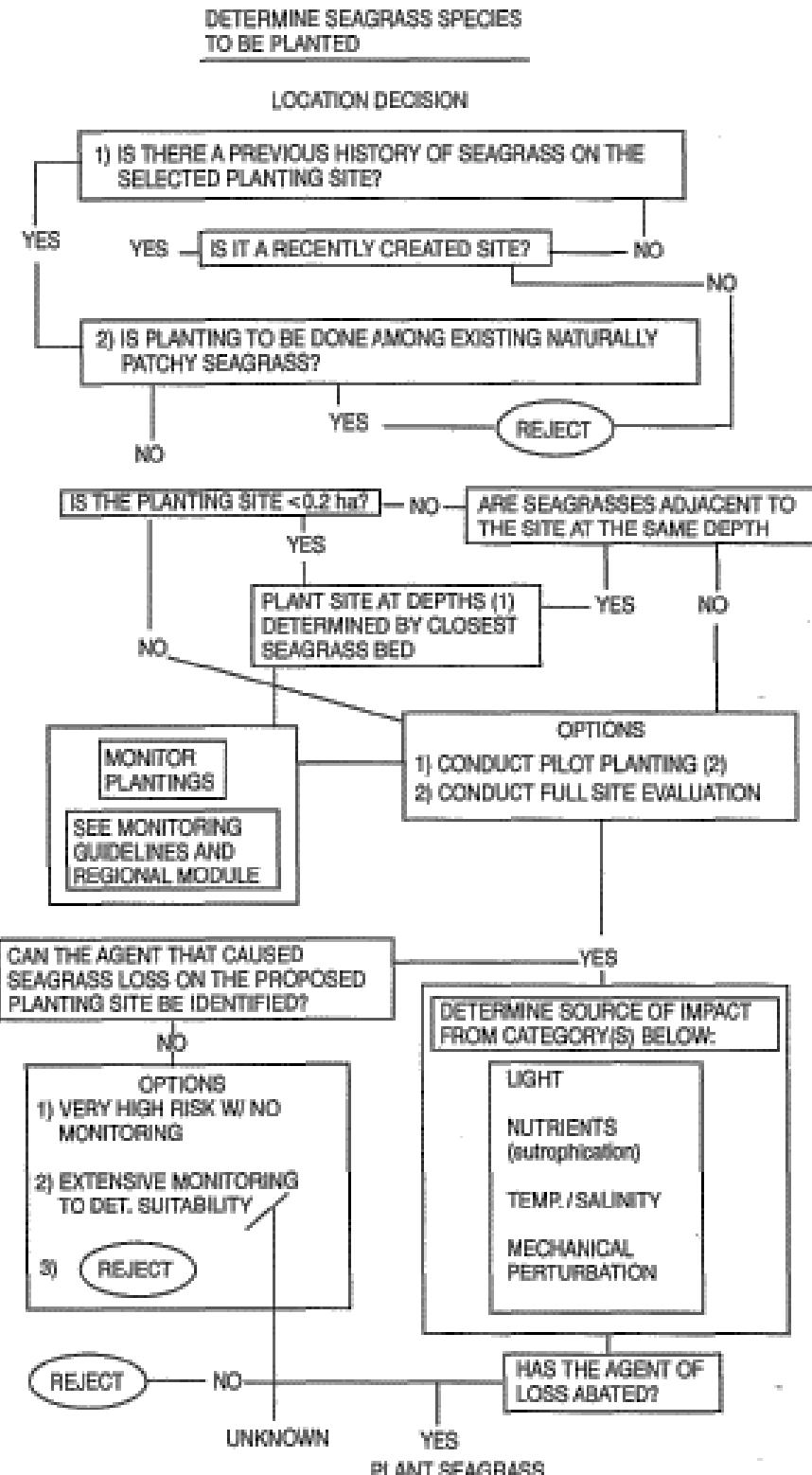
2.4.1 Une volonté mondiale pour préserver les herbiers

Ces dernières années, les zostères ont été protégées de par les fortes valeurs écologique et patrimoniale de l'habitat qu'elles forment. Celles-ci ont bénéficié de mesures de gestion et de protection à différentes échelles dans le monde. Au niveau mondial, l'ensemble des phanérogames marines (dont le genre *Zostera*) a été considéré comme des écosystèmes types de haute valeur, induisant des démarches de conservation et focalisant les recherches scientifiques à un niveau d'intérêt équivalent aux récifs coralliens et aux mangroves (Figure 13) (Hily & Bajjouk, 2010). Cependant, les herbiers sont pourtant peu étudiés en comparaison à d'autres écosystèmes comme les forêts tropicales ou les récifs coralliens bénéficiant d'une image plus médiatique (Figure 14) (Duarte, 1999 ; Fazey *et al.*, 2005).

2.4.2 Une législation européenne stricte et immuable

En Europe, ces herbiers sont classés parmi les habitats menacés dans la « Directive Habitat » (92/43) et sont reconnus dorénavant comme habitats d'intérêts majeurs (Hily & Bajjouk, 2010). De plus, la "Directive Cadre sur l'Eau" (DCE) (2000/60/CE), politique européenne pour la gestion et la protection des eaux, a retenu les herbiers de zostères comme un indicateur de la qualité des écosystèmes aquatiques et des masses d'eaux (Grouhel-Pellouin *et al.*, 2015). Par ailleurs, la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM, 2008/56/CE), transposée dans le code de l'environnement (articles L 219-9 à L 219-18 et R 219-2 à R 219-17), établit des règles communes de la politique maritime intégrée de l'Union Européenne pour maintenir un bon état écologique du milieu marin : « *le milieu marin est un patrimoine précieux qu'il convient de protéger, de préserver et, lorsque cela est réalisable, de remettre en état ; l'objectif final étant de maintenir la diversité biologique et de préserver la diversité et le dynamisme des océans et des mers et d'en garantir la propreté, le bon état sanitaire et la productivité* » (Journal officiel de l'Union européenne, 2008).

Dans le cadre de la « Convention OSPAR », les herbiers de zostères sont répertoriés afin de garantir la protection du milieu marin de l'Atlantique Nord-Est étant donné que cet habitat fait partie des espèces et habitats menacés et/ou en déclin (OSPAR, 2008). Enfin, les zostères sont protégées par la Convention de Barcelone (Annexe 2) et de Berne (Annexe 1) qui en interdit la cueillette, le ramassage, la coupe ou le déracinage intentionnels des plantes visées (Article 5) mais également sa détention et sa commercialisation. (Convention de Berne, 1979).



▲ Figure 15 : Diagramme de décision pour la plantation de phanérogames marines avec un éclaircissement sur un scénario d'éclosion. (Fonseca et al., 1998)

2.4.3 Des mesures de protection renforcées sur le plan national et régional

De plus en plus de pays prennent des mesures légales pour la protection des herbiers et la France n'y fait pas défaut. La loi n°86-2 du 3 janvier 1986 relative à l'aménagement, la protection et la mise en valeur du littoral a fait bénéficier les herbiers de zostères du statut de protection en tant qu'habitats (Hily & Bajjouk, 2010). L'espèce possède également différents arrêtés consolidant sa protection au niveau régional comme en Provence-Alpes-Côte D'Azur (Arrêté du 9 mai 1994 relatif à la liste des espèces végétales protégées en région Provence-Alpes-Côte d'Azur) ou l'ex-Basse Normandie (Arrêté du 27 avril 1995 relatif à la liste des espèces végétales protégées en région Basse-Normandie complétant la liste nationale).

3 La restauration des herbiers à zostères : les différents paramètres pour réussir une transplantation

3.1 Les facteurs environnementaux primordiaux pour une espèce vulnérable

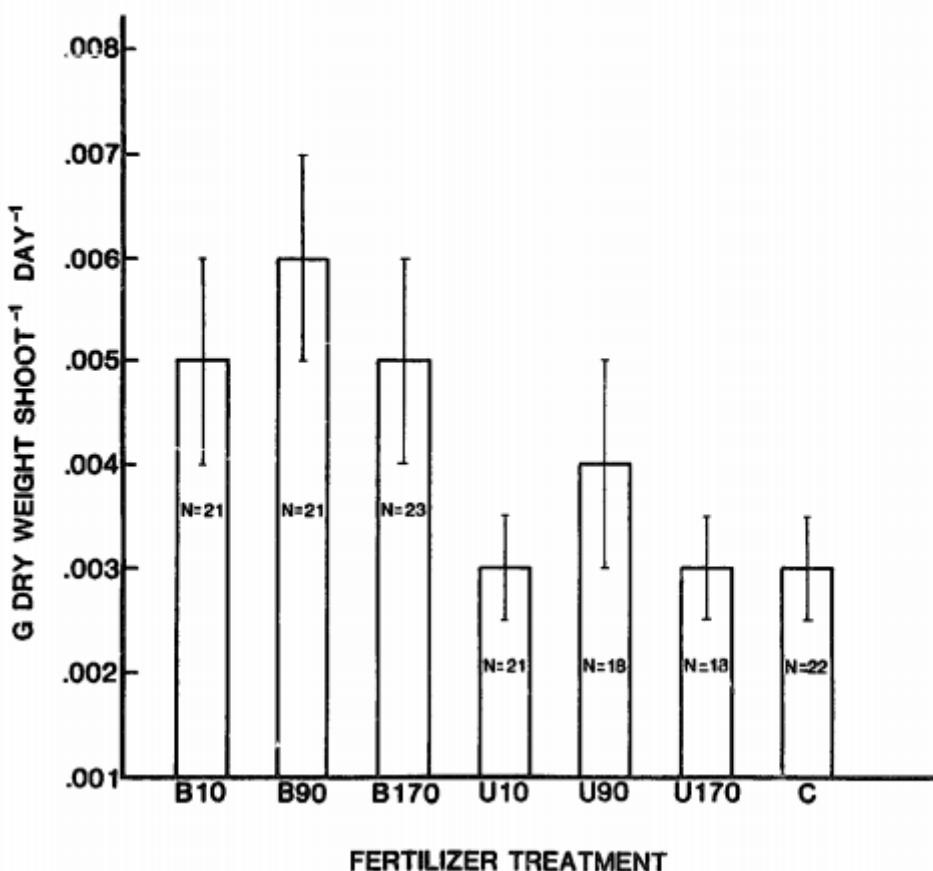
Les zostères ont différentes exigences écologiques pour pouvoir croître. Les paramètres abiotiques, biotiques, la météorologie et le biotope sont l'ensemble des conditions requises pour la bonne croissance d'un herbier de zostères à un endroit donné. Il suffit qu'une condition essentielle ne soit pas présente pour que le taux de réussite de la réimplantation diminue fortement (Figure 15).

3.1.1 La fragilité des individus vis-à-vis de l'émergence

L'émergence des herbiers est un facteur écologique important (Harrison, 1982) pouvant causer une mortalité importante. Cependant, les zostères peuvent être régulièrement exposées à marée basse mais peuvent éviter une dessiccation sérieuse grâce à des facteurs micrométriques locaux tels que le brouillard, des températures froides et l'humidité locale élevée (Fonseca *et al.*, 1998). De plus, lors de l'émergence, les herbiers peuvent retenir l'eau dans leur canopée à l'aide de leurs lames posées sur le substrat rendant le drainage de l'eau extrêmement long (Bulthuis *et al.*, 1984 ; Powell & Schaffner, 1991). Il semblerait également que les individus du genre *Zostera* ayant un morphotype à feuilles plus larges soient significativement plus résistants à la dessiccation (Adams & Bates, 1994).

Malgré cela, l'exposition à l'air est souvent préjudiciable à la plupart des herbiers (Fonseca *et al.*, 1998). Une profondeur d'eau suffisante doit être maintenue pour couvrir les plantes, même aux marées les plus basses. Les plantations étant plus stressées que les lits établis, Fonseca et ses collaborateurs (1998) suggèrent que l'émergence doit être évitée. La moyenne des marées astronomiques (MTRA) doit être supérieure à la moyenne des marées barométriques (MTRA > MTRB) pour leur survie. En outre, la profondeur de Secchi (Zd) doit être supérieure à celle de MTRA

USE OF FERTILIZER IN TRANSPLANTED SEAGRASSES



▲ **Figure 16 :** Histogramme de la production nette foliaire (poids sec (g). pousse⁻¹. jour⁻¹) des individus transplantés (*Z. marina*) en automne qui ont subi un traitement fertilisant sur 286 jours. La production nette foliaire est significativement meilleure ($p > 0,05$) avec un traitement fertilisant équilibré (B) qu'avec un traitement fertilisant non équilibré (U) ou le contrôle (C). B : traitement équilibré (ratio NPK = 14 :14 :14) : B10 (4,3 mg d'azote diffus. jour⁻¹), B90 (38,5 mg d'azote diffus. jour⁻¹), B170 (72,9 mg d'azote diffus. jour⁻¹) ; U : traitement non équilibré (ratio NPK = 18 :0 :0) : U10 (5,2 mg d'azote diffus. jour⁻¹), U90 (47,3 mg d'azote diffus. jour⁻¹), U170 (89,4 mg d'azote diffus. jour⁻¹) ; C : contrôle. (Kenworthy & Fonseca, 1992)

(Zd > MTRA). Pour les herbiers subtidiaux, Zd > MTRA et Zd > profondeur maximale de la distribution des herbiers (Z ; Zd > Z) pour la survie des herbiers.

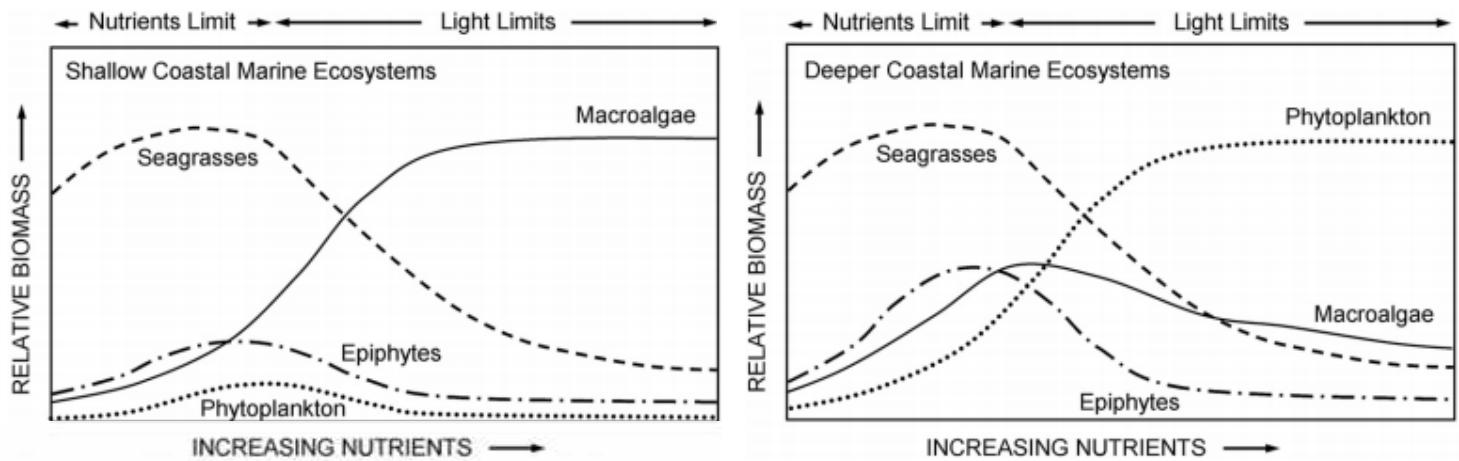
3.1.2 Le substrat : un paramètre à ne surtout pas négliger

La distribution de certains herbiers est limitée par l'insuffisante épaisseur des sédiments (*i.e.* substratum rocheux trop près de la surface). D'après Mills et Fonseca (2003), il suffirait de placer les rhizomes à environ 4 cm de profondeur dans les sédiments. En effet, le genre *Zostera* possède un système de rhizomes peu profond (Fonseca *et al.*, 1998). En général, la stabilité des sédiments va être corrélée avec l'exposition aux vagues et la vitesse du courant de marée. La relation entre l'exposition et/ou les courants et la stabilité des sédiments est difficile à prévoir étant donné la variation de la taille des grains de sédiments (donc différents seuils d'érosion) entre les sites et la nature épisodique des vents (Fonseca *et al.*, 1998). Merkel (1992) suggère que les taux d'érosion du substrat de -0,5 mm par jour et les taux d'enfoncissement de 0,3 mm par jour sont des limites pour la survie de *Z. marina*. Avant la plantation, il a été recommandé de mesurer la fluctuation des sédiments (Fonseca *et al.*, 1985 ; Merkel, 1992). D'autant plus que les auteurs ont préconisé la prise de lectures quotidiennes (si possible) pendant au moins un cycle lunaire à la même heure de la journée pour permettre d'acquérir le maximum de données à autant d'étapes de marée.

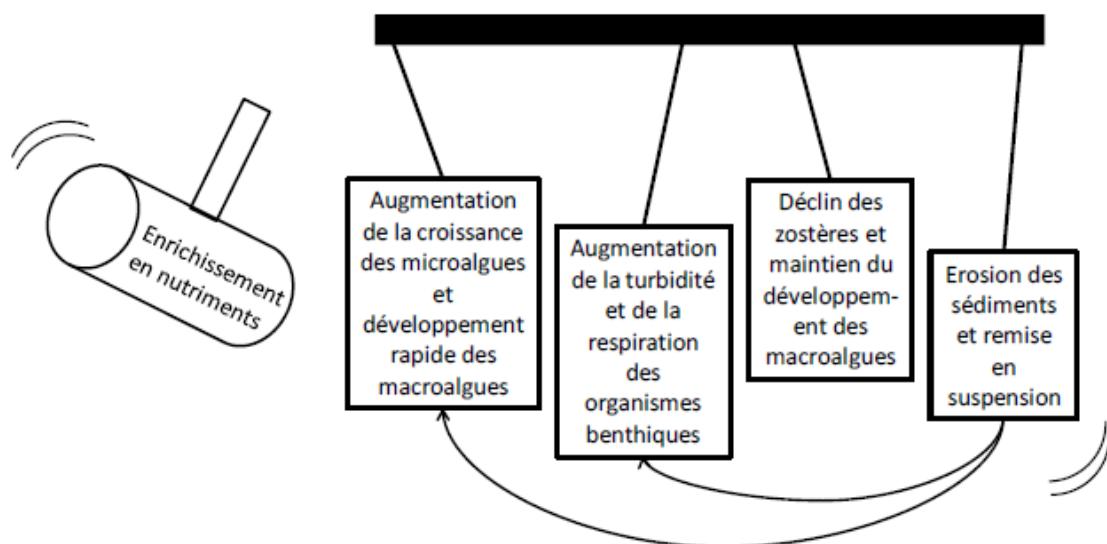
3.1.3 Les nutriments : amis ou ennemis ?

Lors du choix du site à réimplanter, des conditions spécifiques aux besoins nutritionnels pour les greffes de zostères seront à établir. Selon Fonseca et ses collaborateurs (1998), trois questions sont importantes à se poser. Premièrement, le site à transplanter peut-il contenir suffisamment de nutriments pour soutenir la croissance et la reproduction des plants ? Deuxièmement, les éléments nutritifs sont-ils présents en excès dans le milieu pouvant stimuler la croissance des organismes annexes (*i.e.* épiphytes, phytoplancton et macroalgues) ? Troisièmement, les éléments nutritifs sont-ils toxiques pour les greffes ?

Les herbiers établis peuvent être limités en nutriments dans certaines conditions, malgré d'importants réservoirs d'éléments nutritifs dans les sédiments (Dennison *et al.*, 1987 ; Short, 1987 ; Short & McRoy, 1984). Ceux-ci comprennent les périodes où les paramètres optimaux de température et de lumière coïncident pour permettre des taux très élevés de production primaire pour les herbiers (Pérez *et al.*, 1991). Pendant ces périodes, les herbiers marins extraient les nutriments des réservoirs disponibles plus rapidement qu'ils ne peuvent être régénérés par des processus biogéochimiques, épuisant éventuellement leurs ressources (Short *et al.*, 1985). L'ajout d'azote et de phosphore aux sédiments améliorerait la survie et la croissance des individus transplantés (Figure 16) (Kenworthy



▲ **Figure 17 :** Représentation du changement généralisé de la biomasse des principaux groupes de producteurs primaires, avec augmentation de l'enrichissement en éléments nutritifs dans les eaux marines côtières peu profondes et plus profondes (panneaux gauche et droit, respectivement). Ici, les nutriments limitent la production primaire dans des conditions oligotrophes. À mesure que l'eutrophisation progresse avec l'enrichissement en nutriments, la lumière devient le principal facteur limitant. Les macroalgues (dans les eaux peu profondes) ou le phytoplancton (dans les eaux plus profondes) augmentent considérablement et deviennent dominants, alors que les herbiers marins diminuent. (d'après Harlin, 1993 tiré de Burkholder et al., 2007)



▲ **Figure 18 :** Modèle conceptuel de l'effet de l'augmentation de la charge en éléments nutritifs sur les herbiers, soulignant le caractère auto-accélérateur du processus et les mécanismes de tampon opérationnel. (d'après Duarte, 1995 tiré de Burkholder et al., 2007)

& Fonseca, 1992). Or, dans le contexte actuel, l'utilisation de fertilisants dans un milieu ouvert reste sensible et déconseillée même si les différentes études passées n'ont montré aucun effet négatif (Kenworthy & Fonseca, 1992 ; Fonseca, 1994).

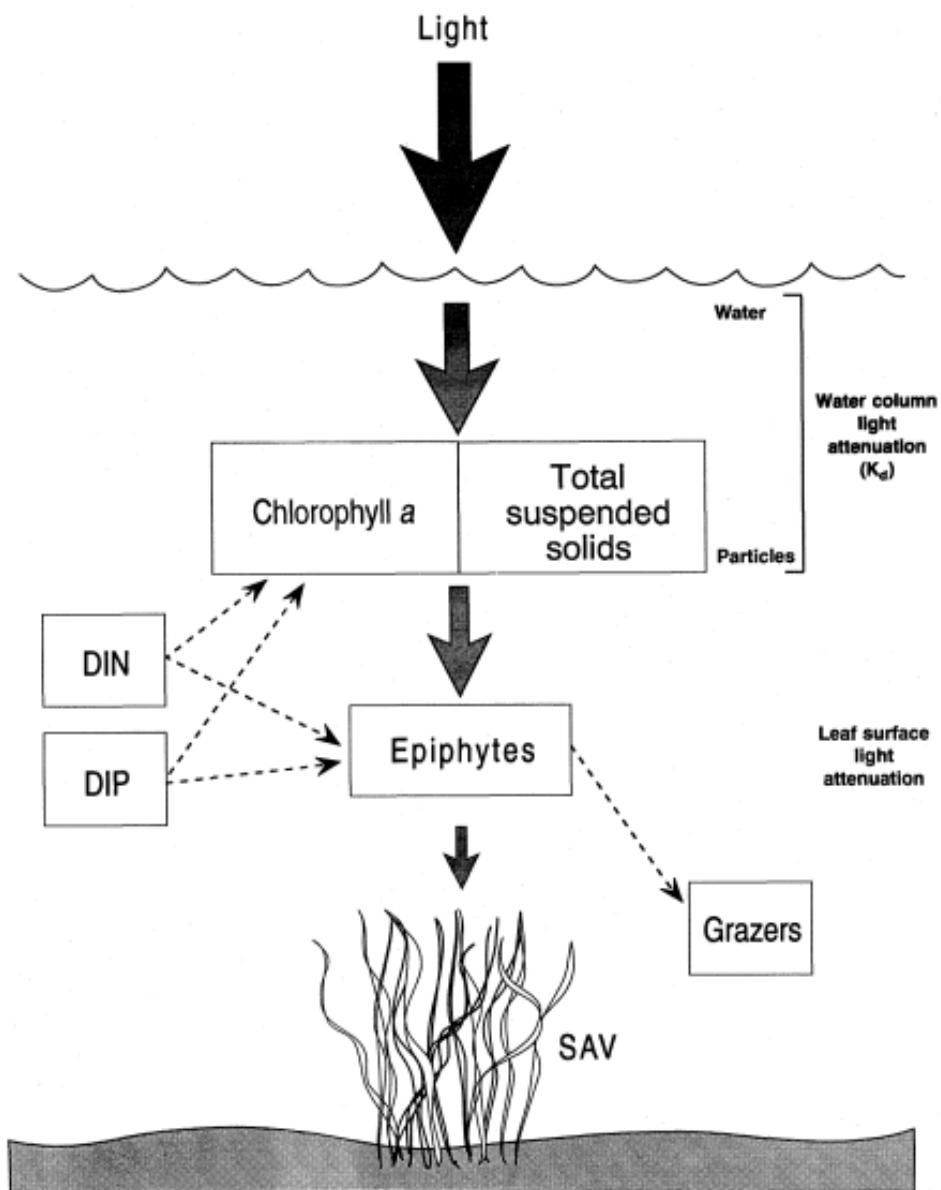
Un excès de nutriments peut entraîner une surabondance de phytoplancton dans la colonne d'eau et, éventuellement, limiter sévèrement la lumière pour les herbiers marins (Figure 17) (Dennison *et al.*, 1993 ; Twilley *et al.*, 1985). L'excès de nutriments peut également entraîner la croissance de macroalgues nuisibles qui rivalisent avec les herbiers pour l'espace et la lumière (Figure 18). Les proliférations de macroalgues peuvent envahir les herbiers et les étouffer (Harlin & Thorne-Miller, 1981 ; Walker & McComb, 1992). Les jeunes greffes nouvellement établies qui s'adaptent au choc de la plantation sont particulièrement vulnérables à la prolifération des épiphytes ; par conséquent, l'état nutritionnel de la colonne d'eau est une considération importante lors de la sélection d'un site de plantation.

Burkholder et ses collaborateurs (1992) suggèrent que les nitrates (NO_3) peuvent être toxiques pour *Z. marina*. L'absorption de cette forme d'azote ne peut apparemment pas être maîtrisée par les individus, ce qui pourrait conduire à une perte de rigidité des plants. Les herbicides organiques présents dans les eaux de surface et les eaux souterraines semblent avoir un effet négatif sur les herbiers marins (Schwarzschild *et al.*, 1994).

Des indicateurs fiables peuvent être utilisés comme descripteurs quantitatifs du régime nutritif spécifique au site. D'une part, un indicateur sur la quantité de phytoplancton, qui reflète la concentration de nutriments dans la colonne d'eau (Smith *et al.*, 1981 ; Valiela *et al.*, 1990). Une quantité importante de chlorophylle dans le phytoplancton (10-15 mg) indique une eutrophisation du milieu (Batiuk *et al.*, 1992 ; Dennison *et al.*, 1993) qui pourra être préjudiciable pour la transplantation. D'autre part, un indicateur sur la présence de grandes quantités de macroalgues, en particulier les espèces opportunistes (croissance rapide) comme *Ulva sp.*. Celles-ci utilisent les nutriments à un rythme beaucoup plus rapide et ont un renouvellement plus rapide que les herbiers, ce qui leur permet de supplanter les plantes vasculaires pour les nutriments essentiels (Harlin & Thorne-Miller, 1981 ; Lapointe & Clark, 1992 ; Walker & McComb, 1992). Il n'y a pas de critère quantitatif définissant un seuil de macroalgues nuisibles aux herbiers, mais si l'échantillonnage des quadrats indique une couverture macroalgale supérieure à 50% du fond, il est probable que les herbiers soient affectés négativement.

3.1.4 La salinité et la température : moins de contraintes

Zostera marina est une espèce euryhaline avec une large gamme de tolérance à la salinité allant de 2-5 ‰ dans les embouchures de rivières et les estuaires intérieurs et de 35-40 ‰ dans les



▲ Figure 19 : La disponibilité de la lumière pour la végétation aquatique submergée (SAV) est déterminée par des processus d'atténuation de la lumière. L'atténuation de la colonne d'eau, mesurée par le coefficient d'extinction de la lumière (K), résulte de l'absorption et de la diffusion de la lumière par les particules dans l'eau (phytoplancton, mesurée en chlorophylle a et particules totales organiques et inorganiques) et l'absorption de la lumière par l'eau elle-même. Une diminution de la disponibilité en lumière au niveau de la surface des feuilles est à noter. Cela est dû en grande partie aux épiphytes algaux qui se développent sur les surfaces des feuilles submergées. La quantité de nutriments inorganiques dissous (DIN, azote inorganique dissous ; DIP, phosphore inorganique dissous) contribue directement à l'atténuation globale de la lumière avec le développement phytoplanctonique et des épiphytes. A contrario, les herbivores contrôlent l'accumulation des épiphytes. (Dennison et al., 1993)

eaux à fortes salinités (Den Hartog, 1971). De plus, les températures de l'eau varient considérablement dans les zones tempérées selon les saisons. Les populations naturelles de zostères sont eurythermes selon leurs distributions géographiques (Phillips, 1974 ; Sand-Jensen, 1975 ; Thayer *et al.*, 1975). Les tolérances de salinité et de température des espèces d'herbiers marins doivent être prises en compte lors de la sélection des emplacements de plantation hors site. Il est donc fortement recommandé de faire correspondre les régimes de salinité entre le site de plantation et le site donneur. Les régimes de température devraient être similaires (Fonseca *et al.*, 1998).

3.1.5 La lumière : l'élément capital à ne pas omettre lors du choix du site

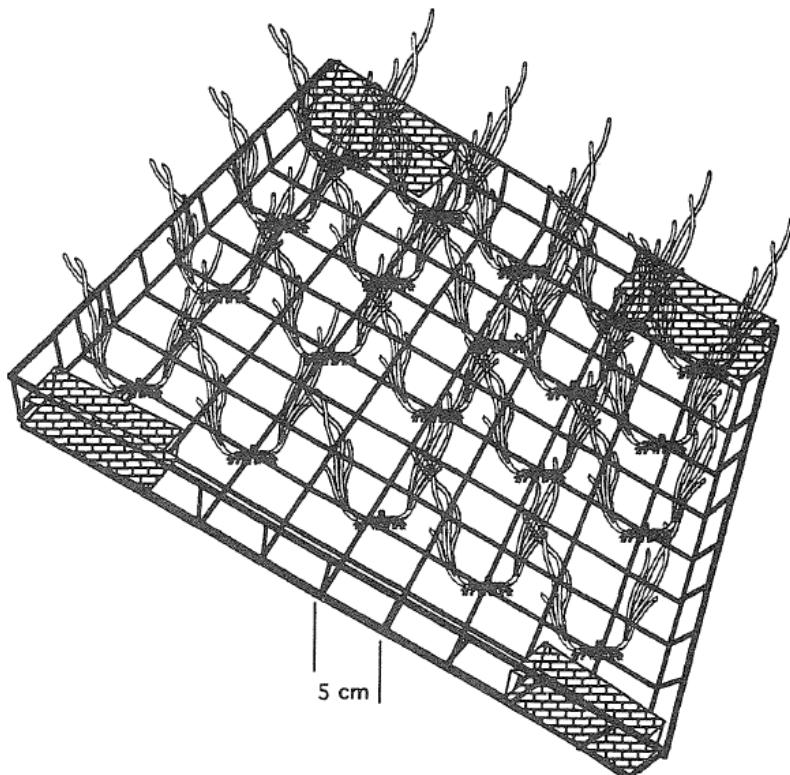
La lumière est un facteur critique dans la survie et la croissance des populations de zostères (Dennison, 1987 ; Short *et al.*, 1995). Les conditions réduites de lumière ont impliqué une limitation de l'activité métabolique des zostères (Dennison *et al.*, 1993 ; Zimmerman *et al.*, 1995). Les herbiers nécessitent un minimum de 20 % de lumière sur la surface foliaire pour survivre (Figure 19) (Dennison *et al.*, 1993 ; Duarte, 1991). *A contrario*, une meilleure intensité de lumière améliore la croissance des herbiers (Short *et al.*, 1995). La lumière peut être mesurée selon diverses méthodes tels que le test du disque de Secchi (Dennison *et al.*, 1993), la mesure du coefficient d'extinction (Dennison, 1987) ou le suivi à long terme de la luminosité sous l'eau à l'aide de capteurs (Lee & Dunton, 1996 ; Short *et al.*, 1993). Pour déterminer le pourcentage d'irradiance de surface atteignant les individus, la lumière de surface doit être mesurée pour la comparer avec l'irradiance du fond (Short *et al.*, 2002).

3.2 La période de transplantation : éviter les aléas climatiques

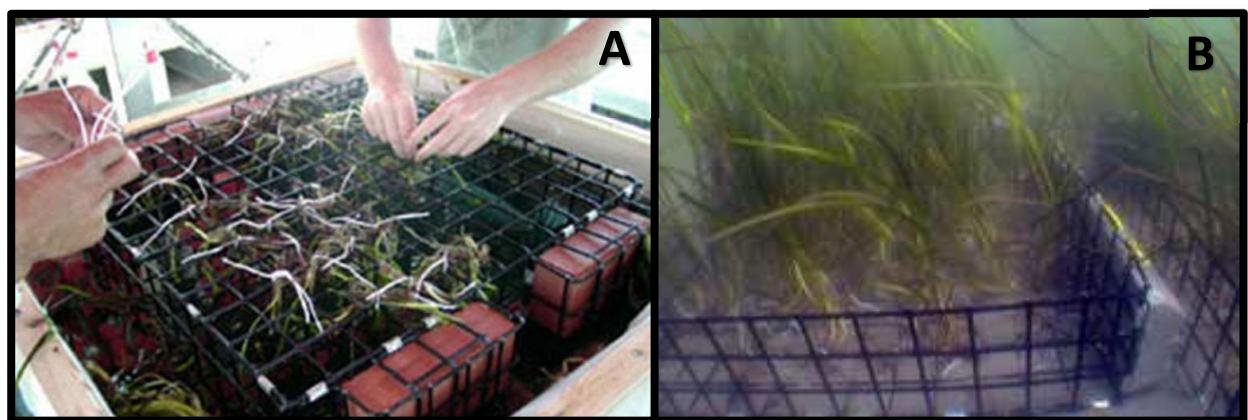
Les conditions optimales concernant la plantation des individus de *Z. marina* se situeraient dans la période printanière (Addy, 1947 ; Fonseca *et al.*, 1998). Cependant, des exceptions aux périodes de plantation sont souvent faites pour éviter les périodes de perturbation, tels que le stress dû à la chaleur ou au froid, la bioturbation (perturbation d'origine biologique) ou les saisons des tempêtes. Par exemple, dans la Baie de Chesapeake, la plantation a été faite en automne et non au printemps pour avoir une croissance maximale (Fonseca *et al.*, 1998) afin d'éviter les périodes annuelles de stress en été. La période est donc très importante pour éviter l'échec de la transplantation, d'autant plus que les transplantations d'angiospermes marines sont souvent soutenues par des moyens financiers ; il serait regrettable que la première tempête anéantisse le projet de réimplantation.

3.3 Comment bien choisir les individus à transplanter ?

Addy (1947) a préconisé de limiter la récolte du stock végétatif aux grands herbiers ($\geq 4000\text{ m}^2$). En effet, théoriquement, cela permettrait de diminuer l'impact sur les populations plus isolées.



▲ **Figure 20 :** Méthode de plantation à distance (TERFS: *Transplanting Eelpass Remotely with Frame Systems*, développé par F. Short, University of New Hampshire), conçue pour éviter le coût des plongées et le déploiement des plongeurs dans des zones contaminées (e.g. zones avec des fortes concentrations de PCB) où les opérations sont coûteuses et dangereuses. Cette méthode peut également être appliquée en tant qu'outil de bio-essai. Les plantes sont attachées au cadre avec des attaches biodégradables, le cadre peut être récupéré après un temps d'enracinement approprié, laissant les plantes dans les sédiments. (Fonseca et al., 1998)



▲ **Figure 21 :** Les individus sont fixés manuellement avec des attaches biodégradables au cadre en métal (A). Lorsque le cadre est posé sur le substrat, les bords de la cage permettent de protéger relativement les plants transplantés (B). (Crédits Photos : (A) F. Short – University of New Hampshire ; (B) SeagrassLI)

De plus, Fonseca et ses collaborateurs (1979) démontrent que les plants de zostères obtenus à partir de zones à forte densité ont des taux de croissance supérieurs et une plus grande intégrité du tapis de rhizomes qui améliore l'efficacité de la collecte (Fonseca *et al.*, 1981).

Du point de vue génétique, Addy (1947) a également conseillé de prélever des individus proches de la zone à transplanter. Mais cette dernière recommandation est assez controversée. D'un côté, le maintien de la structure génétique de la population naturelle pourrait être mieux atteint avec la récolte dans de plus grandes zones spatiales (Williams & Orth, 1998) et de l'autre côté, il a été avancé que l'utilisation de plantes locales pourrait être bénéfique en raison de la sélection de complexes génétiques adaptés localement (Hämmerli & Reusch, 2002). De ce fait, l'intégration des considérations concernant la diversité génétique est assez compliquée à mettre en pratique notamment vis-à-vis du manque de compréhension du rôle de la génétique dans l'entretien et la résilience des herbiers (van Dijk *et al.*, 2009).

3.4 La transplantation d'herbiers : une diversité de méthodes connues

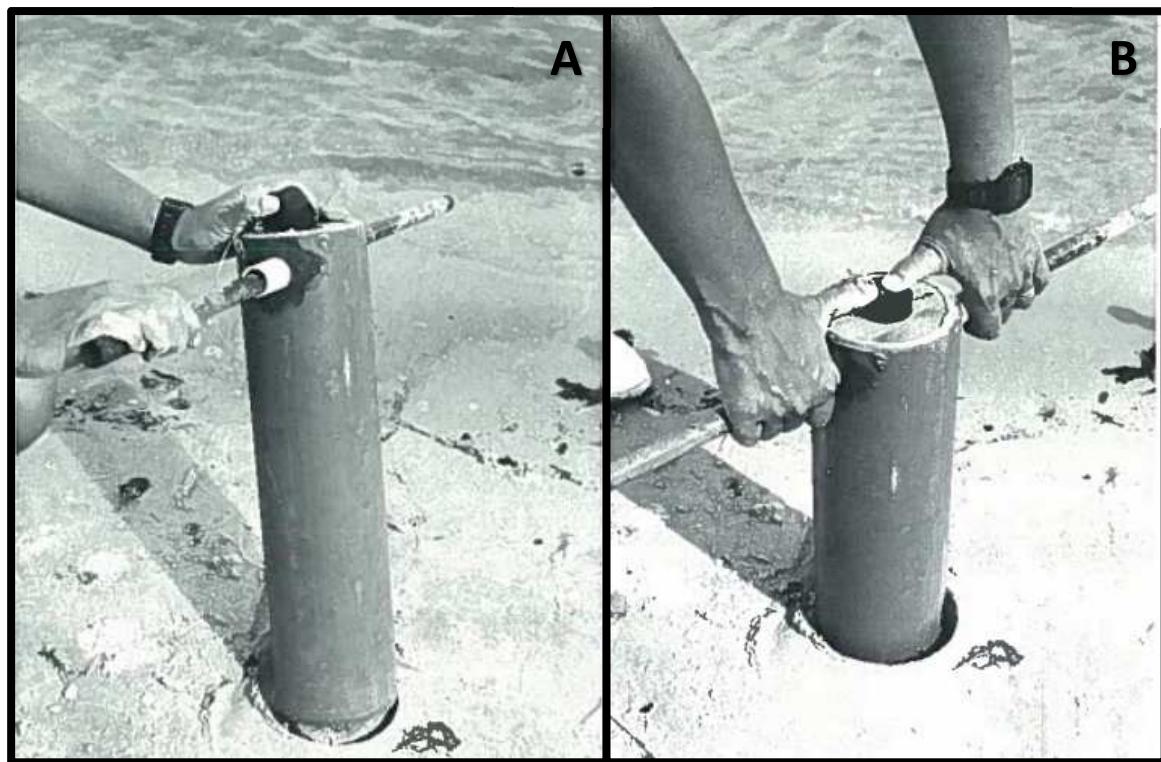
Dans cette partie, les principales techniques de transplantation seront présentées. Celles-ci présentent des particularités selon les situations et des taux de réussite similaires alors que d'autres sont des techniques issues d'innovations technologiques.

3.4.1 La présence/absence de sédiments sur les individus à transplanter : deux écoles

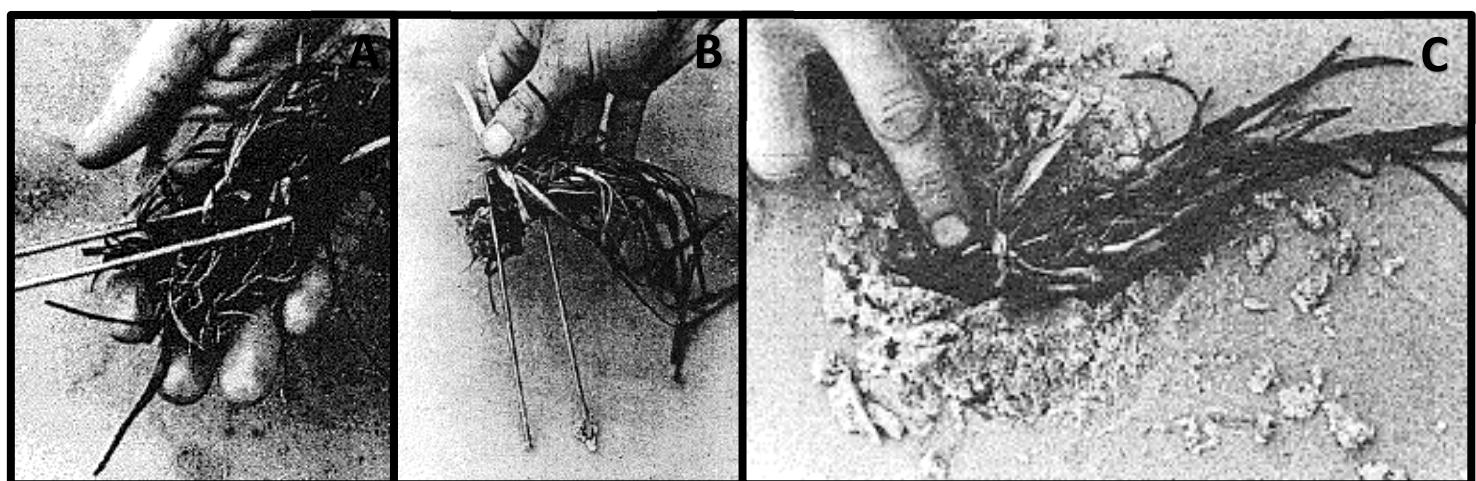
L'utilisation de plaques d'herbier de la taille d'une pelle (plantation de sédiments attachés) demeure un pilier des techniques de transplantation végétative. Près de 30% des projets de transplantation de zostères signalés en 1995 utilisaient une méthode avec transfert du sédiment (Fonseca *et al.*, 1998). Néanmoins, l'adoption de méthodes sans sédiment (plantes seulement) qui se dispensent de déplacer de grandes masses de sable et de boue a été largement utilisée avec de bons résultats (Fonseca *et al.*, 1998). D'ailleurs, Fonseca et ses collaborateurs (1982) ont proposé un protocole simple pour extraire les individus souhaités. En effet, cela consiste à déterrer les mottes de zostère à l'aide d'une pelle qui est insérée à au moins 20 cm dans le substrat afin d'y inclure le complexe rhizome-racine entier. Il précise que les mottes doivent être secouées de tout sédiment attaché au site de récolte.

3.4.2 La méthode de la cage de plantation : une technique prometteuse

Le progrès le plus récent et significatif a été l'utilisation de la cage de plantation. Cette technique appelée « Transplanting Eelgrass Remotely with Frame System » (TERFS™) (Figure 20) a été créée pour éviter une transplantation sous-marine mais aussi pour limiter le coût de la restauration.



▲ **Figure 22** : Présentation de la méthode utilisant la tarière. Les tarières peuvent être de différents diamètres mais le principe (A-B) reste le même. (Crédits Photos : (A-B) Fonseca, 1994)



▲ **Figure 23** : Présentation de la méthode de transplantation avec des agrafes. Plusieurs individus sont amassés et placés au sommet de l'agrafe (A). Les individus sont fixés ensemble (rhizosphère) à l'agrafe avec un fil biodégradable (plus ou moins gros selon la quantité d'individus). NB : la personne s'occupant de cette tâche ne doit pas trop serrer le fil au risque d'endommager les rhizomes. L'agrafe est enfin prête à être transplantée à l'endroit choisi. (Crédits Photos : (A-C) Fonseca et al., 1998)

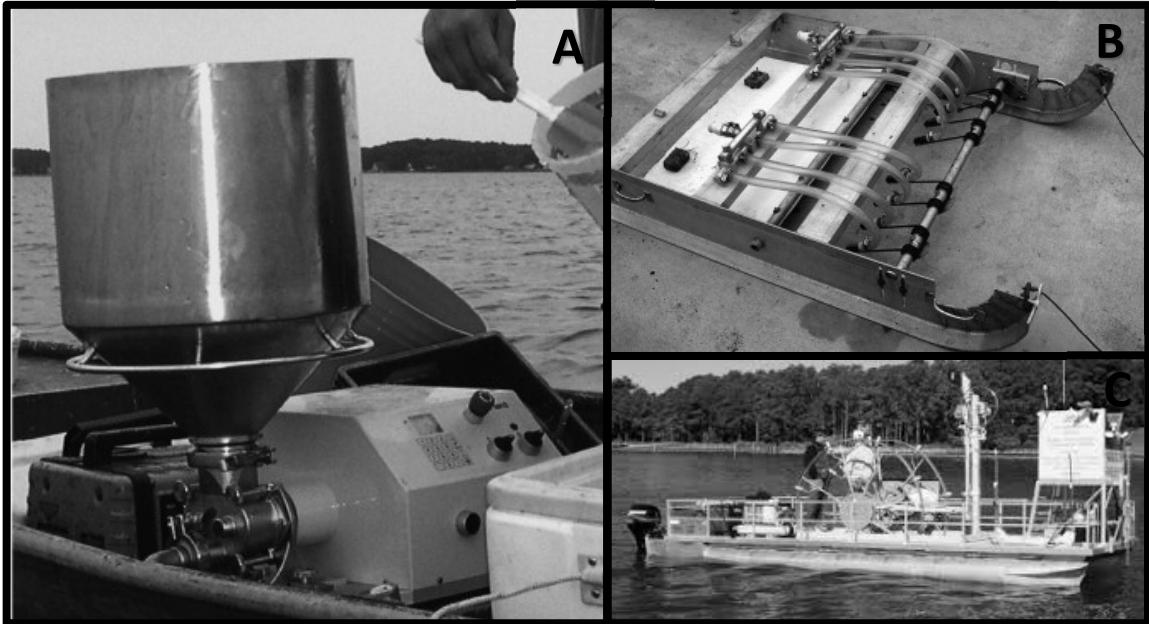
En effet, avec cette méthode, les pousses sont fixées avec des attaches biodégradables à des cadres métalliques à l'intérieur d'une cage de métal et restent sur le substrat jusqu'à l'enracinement des plants (Figure 21, page précédente) (Short *et al.*, 2002b). *Zostera marina* a été utilisée dans cette approche et les individus deviennent rapidement enracinés et indépendants du cadre permettant la récupération et la réutilisation des cadres. D'après Short et ses collaborateurs (2002b), cette méthode présente plusieurs avantages. En effet, le coût par unité de plantation est moins élevé que les autres techniques à racines nues, la cage offre une protection à la bioturbation aux zostères, le matériel est réutilisable, et la transplantation fournit des zones à forte densité (200 individus/m²) (Short *et al.*, 2002b).

3.4.3 La méthode de prélèvement avec tarière : une technique qui a fait ses preuves

L'objectif est d'obtenir des « carottes » (*i.e.* l'ensemble de la plante avec la rhizosphère et la partie végétative) d'herbiers avec les sédiments à l'aide d'une tarière (Figure 22). Le tube principal en PVC (habituellement de 10 à 15 centimètres de diamètre) est utilisé pour extraire des carottes de l'herbier « donneur » et les transporter jusqu'au site à restaurer (Fonseca *et al.*, 1998). Cette méthode est l'une des plus coûteuses (Fonseca *et al.*, 1994), néanmoins elle a été largement utilisée pour la plupart des espèces avec de bons résultats (Fonseca *et al.*, 1998). Il faut également savoir que l'utilisation de cette méthode nécessite que la masse sédimentaire soit suffisamment cohésive pour rester dans le tube.

3.4.4 La méthode des agrafes : efficace mais sujette à débat...

La méthode de base a été largement utilisée depuis son développement à la fin des années 1970 (Derrenbacker & Lewis, 1982 ; Fonseca *et al.*, 1982). Les plantes sont déterrées à l'aide de pelles, les sédiments sont secoués par les racines et les rhizomes, et les plantes, avec les racines et les rhizomes, sont placées dans des réservoirs d'eau de mer (ou des parcs flottants). Les plants sont ensuite fixés à des agrafes avant d'être insérés dans le substrat (Figure 23). Cette méthode de plantation est moins chronophage que l'utilisation de la tarière mais l'étape de fixation des plants aux agrafes prend du temps. Lorsqu'elles sont fixées aux agrafes, ces plantations ont résisté avec succès à des vitesses de marée allant jusqu'à 50 cm/s (Fonseca *et al.*, 1985). Le coût relativement bas et l'applicabilité largement testée en font l'une des méthodes les plus utiles actuellement disponibles (Fonseca *et al.*, 1998). Cependant cette méthode est assez critiquée à cause de l'utilisation d'agrafes métalliques qui pourrait devenir dangereuse avec le temps (*i.e.* morceaux de métal coupants) (Merkel, 1988b). L'usage de deux variantes a été testé avec l'utilisation de bâtons de *popsicle* en bois (Merkel, 1988a), et l'utilisation de bâtons en bambou (Davis & Short, 1997) qui semblent bien fonctionner.



▲ **Figure 24 :** Présentation de deux techniques mécanisées. Premièrement, sur une embarcation, une pompe fournit un mélange de graines de Z. marina et de gel de suspension (A) à travers un tube flexible vers un système de distribution situé sur un traîneau benthique (B) qui crée des sillons dans lesquels un mélange de gélules est extrudé et enterré par un tampon pondéré. Deuxièmement, sur un bateau, deux roues, distantes d'environ 0,91 m, sont attachées à un système de treuil et de contrepoids qui permet aux roues de rouler librement le long du fond lorsque le bateau avance vers l'avant (C). Sur ces roues, des petits compartiments sont présents pour y insérer les plants (technique de repiquage mécanisé). (Crédits Photos : (A-B) Orth et al., 2009 ; (C) Fishman et al., 2004)

► **Figure 25 :** Observation d'une pousse florale. (Crédit Photo : A. Duprat-Brussaut – Doris)



▼ **Figure 26 :** Observation de graines de Z. marina. (Crédit Photo : Granger et al., 2002)



doris.ffessm.fr © Annie DUPRAT-BRUSSAUT

3.4.5 Les méthodes mécanisées : vers une transplantation à grande échelle ?

De nouvelles techniques de transplantation sont apparues avec l'avènement des techniques mécanisées (Figure 24) qui entraînent un changement majeur dans la technologie de transplantations de phanérogames marines depuis le début de l'histoire de la transplantation (Bell *et al.*, 2008 ; Fishman *et al.*, 2004 ; Fonseca *et al.*, 1998 ; Orth *et al.*, 2009 ; Paling *et al.*, 2001a ; Uhrin *et al.*, 2009). Cependant, les techniques mécanisées restent dans la phase de développement pour la plupart des régions (Uhrin *et al.*, 2009) et restent des techniques coûteuses à développer et à mettre en œuvre (Fishman *et al.*, 2004 ; Paling *et al.*, 2001a ; Paling *et al.*, 2001b).

3.4.6 La méthode utilisant les graines : plus complexe mais tout aussi fiable

À la fin des années 1990, de nombreux auteurs ont commencé à expérimenter cette technique (Churchill *et al.*, 1978 ; Granger *et al.*, 2002 ; Orth *et al.*, 2000 ; Thorhaug, 1974). L'approche expérimentale utilisée est fondamentalement la même qu'Addy (1947) qui consistait à récolter des pousses florales (Figure 25) et à les stocker jusqu'à la libération des graines (Figure 26), suivie du stockage hivernal des semences. Les techniques d'ensemencement sont actuellement les plus prometteuses pour la restauration à grande échelle de certains herbiers endommagés (Fonseca *et al.*, 1998). Bien que la technique soit pleine de promesses, il faut garder à l'esprit qu'elle est coûteuse. Les pourcentages de germination en cultures contrôlées sont bons (50 à 80 %) mais beaucoup plus faibles en milieu naturel (5 à 15 %) (Granger *et al.*, 2002). D'ailleurs, l'utilisation de semences directement dans le milieu naturel a été expérimentée par Granger et ses collaborateurs (2002). Ils en ont déduit, d'après le taux de germination théorique en milieu naturel, qu'il fallait utiliser 3 000 à 4 000 graines par mètre carré pour obtenir 300 à 400 plants (ratio 10 : 1). L'obtention de graines dans un herbier de grande taille semble relativement aisée et rapide (Granger *et al.*, 2002).

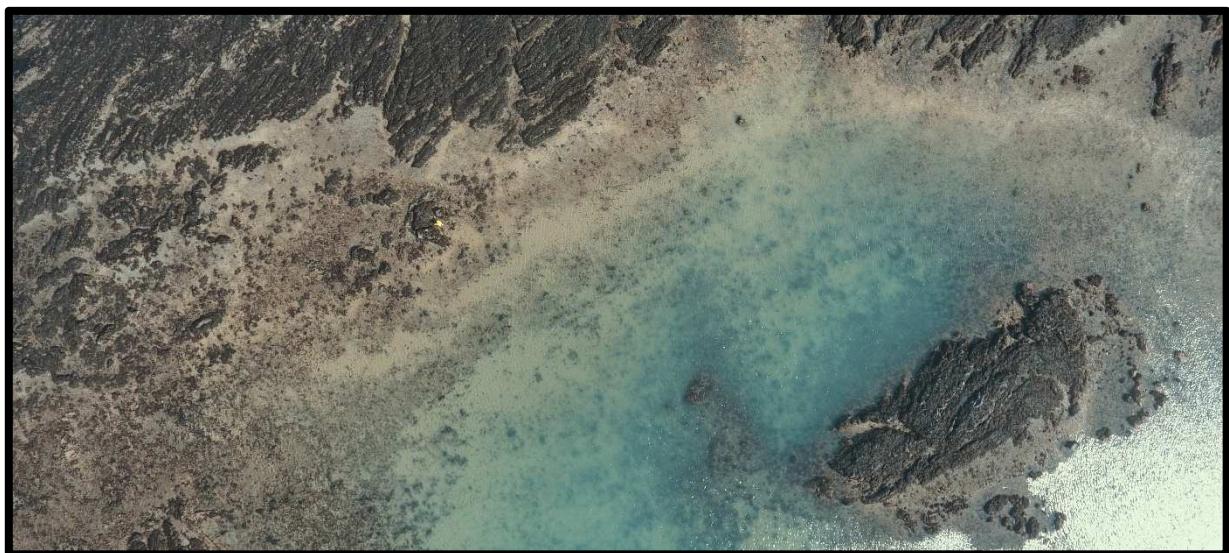
Cependant, la prédation et la stabilisation des graines (régime hydrodynamique) sont deux questions importantes à considérer dans l'utilisation des semences.

4. Le cas concret : mise en place d'un protocole pour la réimplantation d'un herbier de zostères sur le site de Saint-Rémy-des-Landes

L'objectif de cet axe est de proposer, *in fine*, un protocole expérimental permettant de réimplanter et reformer un herbier de zostères sur la commune de Saint-Rémy-des-Landes. Ce protocole est élaboré suivant les différents points que sont le choix du site, l'origine du transplant et les essais de croissance en conditions contrôlées, les méthodes pour l'implantation dans le milieu naturel et le suivi de croissance/mortalités en conditions réelles.



▲ **Figure 27** : Photographie vue du ciel réalisée par un drone DJI™ « Phantom 4 » des trois sites potentiels de réimplantation des zostères, 50580 Saint-Rémy-des-Landes. De gauche à droite : site n°1, site n°2 et site n°3. (Crédit Photo : O. Basuyaux)



▲ **Figure 28** : Photographie vue du ciel du site n°1. (Crédit Photo : O. Basuyaux)



▲ **Figure 29** : Photographies vues du ciel des sites n°2 (A) et n°3 (B). (Crédits Photos : O. Basuyaux)

4.1 Les sites de restauration : les localisations se précisent

Les paramètres géomorphologiques sont les premiers éléments à prendre en compte pour maximiser les chances de réussite d'une restauration. La côte Ouest-Cotentin est réputée pour ses fortes houles, néanmoins, la présence d'îles, et notamment Jersey face au site de Saint-Rémy-des-Landes permet sa protection par atténuation des houles. En revanche, il est à noter que les platiers rocheux, moyennement développés dans cette zone, sont recouverts d'une épaisseur de sable décroissante à mesure que l'on se rapproche de la limite inférieure de la zone intertidale (Lafond, 1984).

Ainsi, trois sites sont potentiellement exploitables sur la commune de Saint-Rémy-des-Landes, visibles sur la Figure 27. Ces différents sites possèdent des caractéristiques propres qu'il est important de faire apparaître.

4.1.1 Site n°1 : un site qui semble avoir toutes les conditions requises

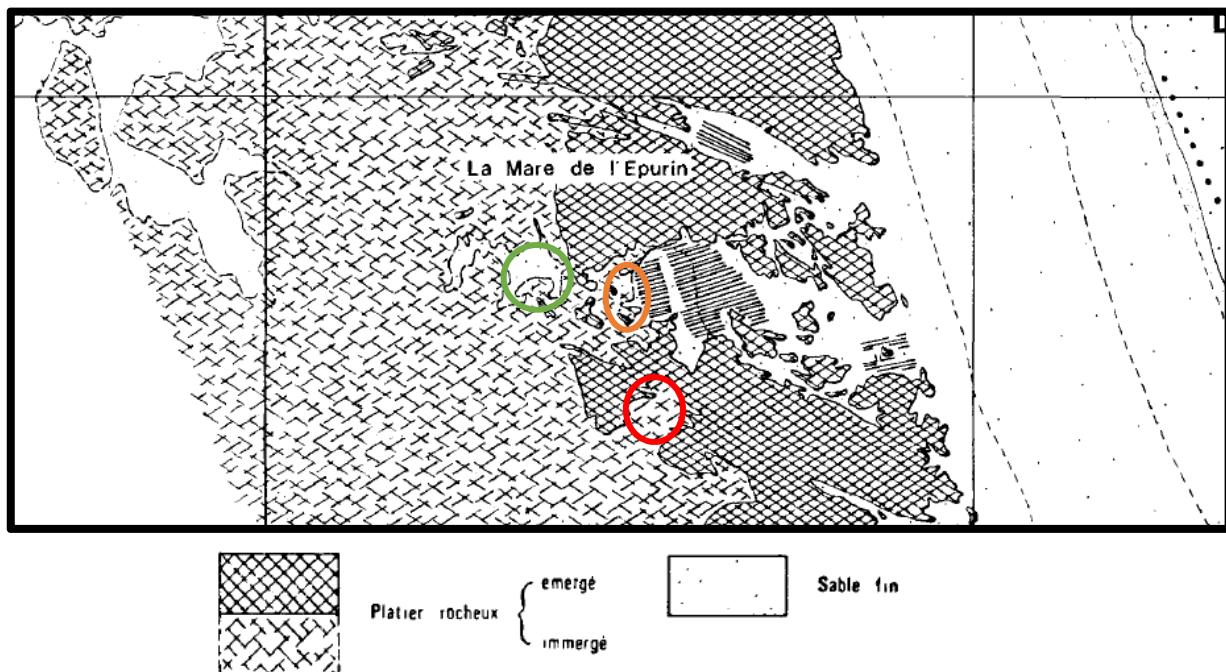
Situé quelques dizaines de mètres au large des tables à huîtres, ce site présente plusieurs avantages. En effet, il est continuellement immergé, avec une bathymétrie intermédiaire entraînant une totale immersion des pieds de zostères tout en permettant le passage des rayons lumineux. De plus, la présence d'un affleurement rocheux constitue une barrière protectrice supplémentaire contre les courants. Sur la Figure 28, il est possible d'observer le substrat plus en détails, composé d'une couche de sable sur un fond de cailloutis.

4.1.2 Site n°2 : la présence d'un herbier parmi les tables ostréicoles ?

Ce deuxième site, également continuellement immergé et visible en Figure 29A, est localisé à cheval sur l'extrémité des tables à huîtres. L'objectif ici est de disposer les pieds au niveau des tables afin qu'ils profitent de la protection de celles-ci contre l'hydrodynamisme. La proximité des huîtres permettrait même d'améliorer la productivité des zostères grâce au mécanisme de filtration des bivalves, limitant la présence extrême de nutriments et de matières en suspension, augmentant l'incidence des rayons lumineux (Wall *et al.*, 2008). Toutefois, la proximité des tables peut avoir une influence négative, par le passage d'engins ostréicoles mécanisés sur les plants.

4.1.3 Site n°3 : une protection naturelle mais un substrat désavantageux

Ce troisième site, visible en Figure 29B, est localisé à quelques dizaines de mètres au sud des tables. Celui-ci est caractérisé par la présence d'affleurements rocheux encerclant une zone continuellement immergée, protégée de l'hydrodynamisme. Le substrat est composé de cailloutis, parfois recouverts d'une fine couche sablo-vaseuse.



▲ **Figure 30** : Extrait de carte représentant le substrat du lieu choisi pour la transplantation avec les sites n°1, n°2, n°3 (vert, jaune, rouge, respectivement). (Lafond, 1984)



▲ **Figure 31** : Photographie aérienne représentant les herbiers de Z. marina (bleu) à Blainville-sur-Mer. La zone jaune représente un parc ostréicole où des parties morcelées de l'herbier peuvent être présentes mais restent difficile à distinguer. (Crédit Photo : Auby et al., 2010)

4.1.4 Discussion sur les sites potentiels : des conditions discriminantes

Ainsi, le site n°2 présente des caractéristiques intéressantes, mais parallèlement trop risquées pour tenter une réimplantation. De même, le site n°3 est moins adapté à la réimplantation de par le substrat très rocheux (Figure 30), limitant la profondeur d'ancrage des zostères qui doit être d'environ 4 centimètres. Pour optimiser la réimplantation, il semblerait judicieux de préférer le site n°1 qui présente les caractéristiques les plus adaptées. Toutefois, sans connaître exactement la nature actuelle du substrat, il est très difficile de prédire le site optimal. L'expérimentateur devra donc s'assurer de la présence d'un maximum de caractéristiques nécessaires au bon développement des plants de zostères, notamment l'épaisseur de sable suffisante.

4.2 L'origine du transplant influe directement sur le taux de réussite de la restauration

Trois possibilités s'offrent à l'expérimentateur quant à l'origine du transplant : le pied est transplanté d'un herbier déjà existant à l'herbier souhaitant être restauré ; le pied est issu de la laisse de mer ; les plants de l'herbier restauré proviennent d'une banque de graines.

4.2.1 Prélèvement à partir d'un herbier existant : la pratique soumise à la législation

Dans un tout premier temps, il est nécessaire dans ce cas de figure d'obtenir une autorisation de prélèvements délivrée par le CSRPN (Conseil Scientifique Régional du Patrimoine Naturel).

Le prélèvement des pieds de zostères peut être effectué dans un herbier proche de grande taille (Blainville-sur-Mer, Basuyaux, 2018, pers. obs.), ayant les mêmes caractéristiques géomorphologiques que le site à restaurer (Figure 31). Cela permet d'obtenir des pieds disposant d'un pool génétique adapté aux conditions locales (Hämmerli & Reusch 2002). Cependant, le pied peut également être prélevé dans un herbier distant, assurant une diversité génétique (Williams & Orth, 1998). Il est également à privilégier un herbier continuellement immergé avec une bathymétrie intermédiaire (*e.g.* immersion totale des zostères avec un bon accès à la ressource lumineuse, accessible à pieds) et protégé partiellement contre le fort hydrodynamisme.

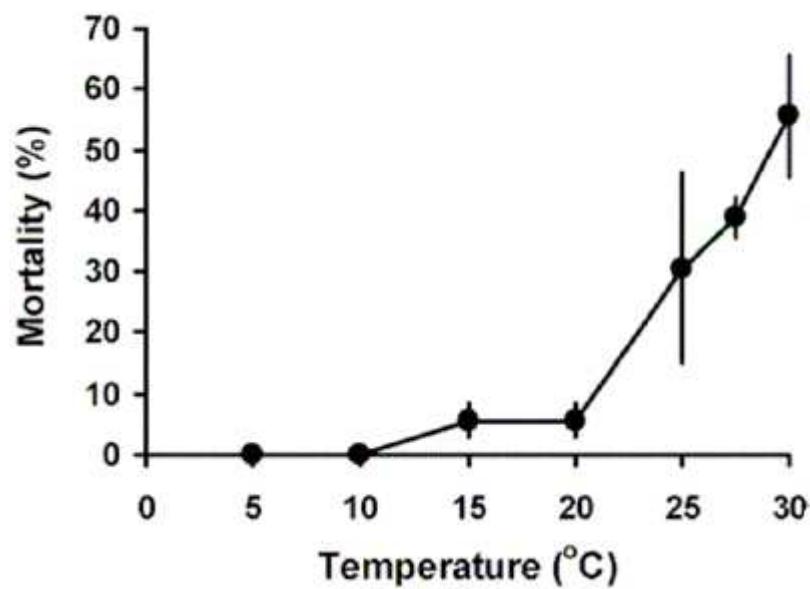
Pour prélever de manière simple, il est conseillé d'utiliser un tube de carottage. Celui-ci est inséré sur le plant cible dans le sédiment, créant une aspiration et piégeant le transplant dans le tube lorsqu'il est retiré du sol. Un capuchon est placé sur l'autre extrémité afin d'éviter de le perdre. De cette manière, le pied est transporté jusqu'au lieu de transplantation (Fonseca *et al.*, 1998).

4.2.2 Récolte en laisse de mer : une alternative viable ?

Si l'autorisation de prélèvements n'est pas délivrée, une solution alternative consiste à récolter les pieds présents en laisse de haute mer. Pour ce faire, il est nécessaire de se rendre sur l'estran à



▲ **Figure 32** : Les laisses de mer contiennent généralement une majorité d'algues échouées. Il se peut qu'après une tempête ou une forte houle, une laisse de mer essentiellement composée de Z. marina soit présente comme sur la photo ci-dessus à Morgat dans le Finistère. (Crédit Photo : F. Lamiot – Wikipédia)



▲ **Figure 33** : Taux de mortalité des pieds de Z. marina en fonction de la température lors d'une expérience en milieu contrôlé. (Auby et al., 2011)

marée descendante, de préférence après de forts courants qui auraient décrochés certains plants d'un herbier (Figure 32).

Il est très important ici de récolter les pieds sans attendre. En effet, les zostères ne supportent pas la dessiccation, et, sous l'ensoleillement, seulement quelques minutes suffisent à dégrader les feuilles, et de une à deux heures pour perdre la capacité photosynthétique (Fonseca *et al.*, 1998). Après récolte, les individus doivent impérativement être maintenus dans de l'eau salée à température ambiante.

De la même manière qu'à partir d'un prélèvement, le pied peut être récolté à proximité ou non de la zone à restaurer. Le principal inconvénient ici est d'obtenir des individus viables n'ayant pas subi de dégâts. Après la récolte, et pour s'assurer de la viabilité des pieds, il est important de tester la reprise de croissance en conditions contrôlées. Pour ce faire, il est judicieux d'observer préalablement la qualité de la feuille, puis d'effectuer une mesure du rendement photosynthétique, statuant du bon état physiologique de l'individu.

4.2.3 Banque de graines : une solution pour éviter le prélèvement de plants sur l'estran

La solution de la banque de graines permet d'esquiver les interdictions de prélèvements – et même parfois de récoltes en laisse de mer, qui, sans être interdites, ne peuvent être facilement justifiées vis-à-vis d'un contrôle. Une demande à l'Ifremer pourrait permettre d'avoir accès aux semences.

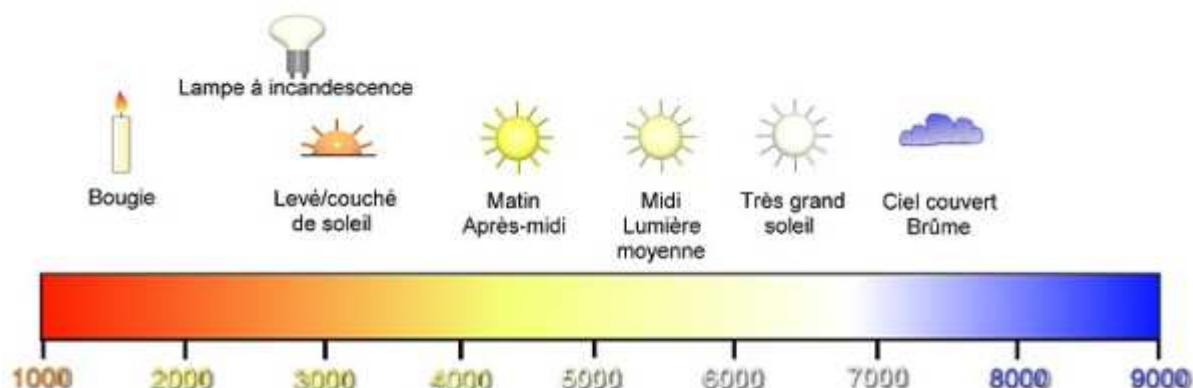
Les graines sont dans un premier temps plantées en bassins sous conditions contrôlées, permettant de débuter la germination et de ne garder que les graines viables. Il faut veiller à respecter certains paramètres, tels que la température, la salinité et l'éclairage.

4.2.3.1. Salinité

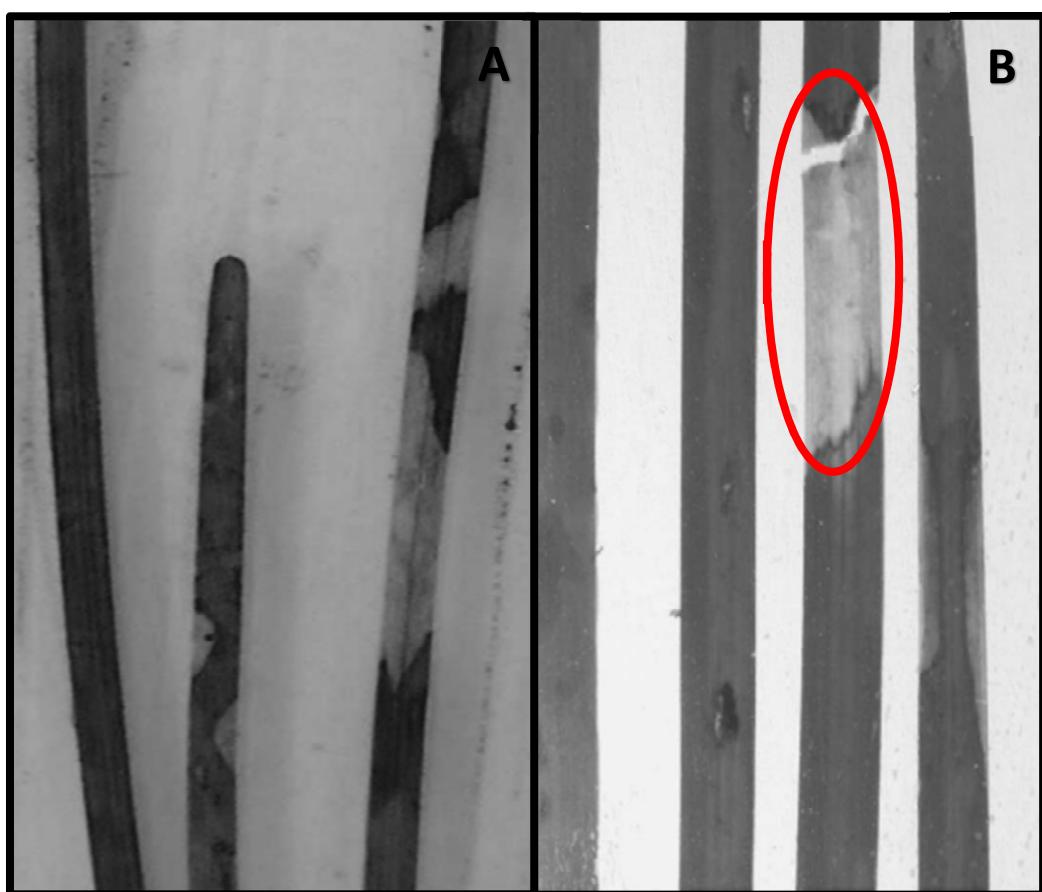
D'après Bachand et ses collaborateurs (2014), si la salinité est supérieure à 25, la croissance d'épiphytes est favorisée, limitant alors la croissance des zostères. En revanche, si la salinité est inférieure à 10, ce sont les algues filamenteuses qui sont alors favorisées. Une salinité de 25 peut donc être préconisée, afin de se rapprocher autant que faire se peut des conditions naturelles, sans toutefois risquer le développement d'épiphytes.

4.2.3.2. Température

En ce qui concerne la température, d'après Niu et ses collaborateurs (2012), une gamme de température de 16 à 17°C permet d'obtenir les meilleurs taux de survie et de croissance pour les jeunes plants de zostères. En revanche, au-delà de 20-25°C, une inhibition de la croissance et une augmentation de la mortalité est observée (Figure 33) (Auby *et al.*, 2011).



▲ **Figure 34** : Schématisation de la correspondance d'une température de couleur avec sa condition d'éclairement naturelle. (Crédit Photo : Lycées académie de Rouen)



▲ **Figure 35** : A : Schémas typiques de dommages dus à la dessiccation sur les feuilles de *Z. marina* récoltées sur le terrain. Les zones endommagées sont de grandes zones non pigmentées avec des marges lisses représentées sur les sections de deux feuilles les plus basses. La feuille la plus à gauche ne présente aucun dommage pour la comparaison. B : Une forte chaleur a été exercée à l'aide d'un pistolet thermique sur des feuilles de *Z. marina*. Ces individus ont été ensuite replacés dans l'eau pendant 2 semaines, les feuilles les plus à droite (cercles) sont nettement endommagées comparées aux témoins négatifs (les deux feuilles en partant de la gauche). (Crédits Photos : (A-B) Boese et al., 2003)

Ainsi, il est préconisé de se placer dans cette gamme, se rapprochant des conditions naturelles qui plus est.

4.2.3.3. Eclairage

Concernant l'éclairage, Bachand et ses collaborateurs (2014) utilisent des tubes fluorescents à 6 500 K et 4 100 K (respectivement 2 700 et 2 800 lumens). La température de couleur est très importante car elle permet de recréer les conditions naturelles d'éclairement (Figure 34). En effet, d'après Wang et ses collaborateurs (2017), des spectres bleu et rouge – créant les conditions naturelles du lever et du coucher du soleil – permettent d'obtenir les meilleurs taux de germination, contrairement aux spectres blancs.

Ainsi, pour le cas de Saint-Rémy-des-Landes, il peut être intéressant d'avoir recours à des éclairages LED comme Wang et ses collaborateurs (2017) (plus efficaces que les tubes néons), disposant de spectres bleus et rouges pour recréer le lever et le coucher du soleil. S'il n'est pas possible d'utiliser des tubes LED, des tubes fluorescents à différentes températures de couleur permettent de recréer les conditions naturelles (Bachand *et al.*, 2014). Deux températures de couleur suffisent pour recréer le spectre naturel quotidien. Un néon à 6 000 K permet d'obtenir la condition d'éclairement maximale (zénith), un néon à 3 000 K – 3 500 K permet lui d'obtenir la condition d'éclairement minimale (lever, coucher du soleil).

La photopériode est également un paramètre très important à prendre en compte pour la germination des graines en conditions contrôlées. Une photopériode d'environ 10 heures d'éclairement par jour permet également de se rapprocher des conditions réelles sans consommer excessivement.

Après la croissance et avant de procéder à la transplantation en milieu naturel, il faut s'assurer de la présence de méristèmes apicaux de rhizomes, constituant la source de nouvelles pousses et d'une croissance horizontale (Fonseca *et al.*, 1998).

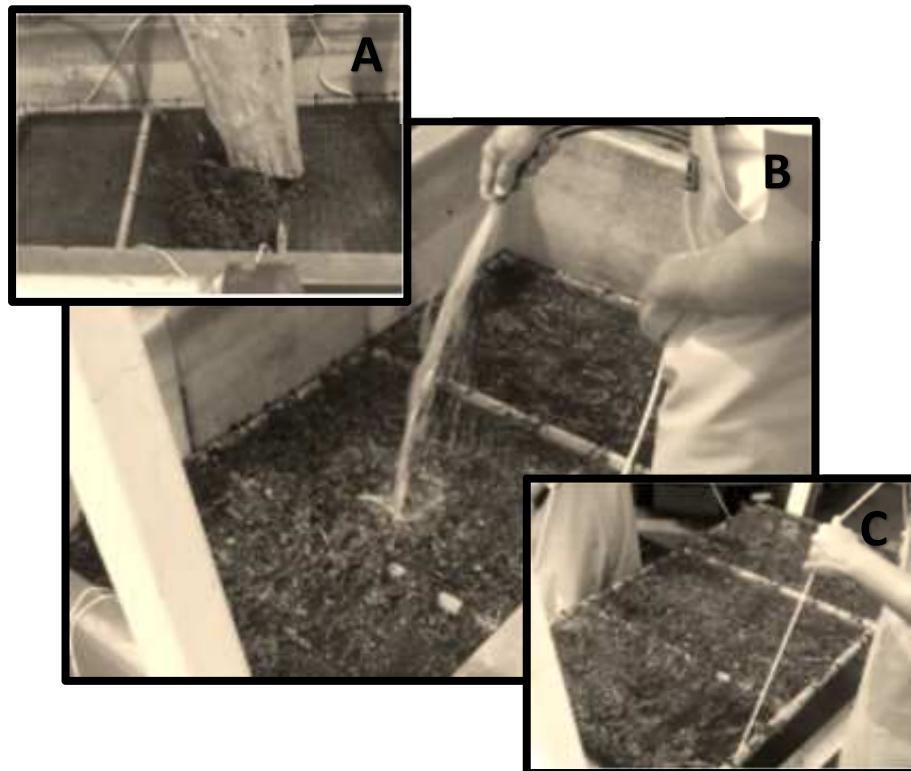
4.2.4 Discussion sur l'origine des transplants : des complications à prendre en compte

La récolte en laisse de haute mer constitue la méthode qui semble la moins viable. En effet, l'exposition à la dessiccation (après avoir subi un arrachage par les courants) n'est pas sans occasionner de forts dommages sur la majorité – si ce n'est la totalité – des pieds de zostères (Figure 35). Leur extrême fragilité implique d'effectuer de nombreux contrôles de la viabilité : état des feuilles, capacité photosynthétique, présence de méristèmes apicaux de rhizomes. Cette méthode n'est d'ailleurs que très peu conseillée dans la littérature.

La méthode de la banque de graines est plus fastidieuse, puisqu'elle nécessite un premier temps de germination et de croissance en bassins (Figure 36) ainsi que la séparation des graines avec



▲ **Figure 36** : Les tiges florifères sont déposées dans un mésocosme. Un drain est monté au fond pour récupérer les premières graines émises par les plants. (Crédit Photo : Granger et al., 2002)



▲ **Figure 37** : Après être restés un certain temps dans le mésocosme, les plants sont placés sur un tamis (treillis quadratique) pour un traitement ultérieur (A). En effet, l'eau de mer va être utilisée pour rincer les plants et séparer les graines pour qu'elles puissent tomber dans un réservoir sous-jacent (B). Enfin, les graines sont récupérées et le matériel végétal sur le tamis est jeté (C). (Crédits Photos : (A-C) Granger et al., 2002)

le matériel végétal (Figure 37). Mais, contrairement à la laisse de mer, elle semble constituer une alternative viable à la transplantation à partir d'un herbier d'origine. En effet, cette dernière est la solution la plus facile et efficace à mettre en œuvre, mais dans le cas où l'autorisation de prélèvements n'est pas délivrée par le CSRPN, la technique par graines est à envisager.

4.3 Les étapes de transplantation : comment maximiser les chances de réussite ?

Une fois les étapes de récolte et de contrôles réalisées, il est temps de passer à la transplantation dans le milieu naturel. En premier lieu, un regroupement des pieds en motte est préféré sur une insertion individuelle, car il semble que les résultats soient meilleurs (Fonseca *et al.*, 1998). Puis vient l'étape de l'ancrage dans le substrat. En effet, les zostères doivent être fixées fermement au substrat afin de ne pas être décrochées à la première marée.

4.3.1 Transplantation directe : une technique simple avec de bons résultats

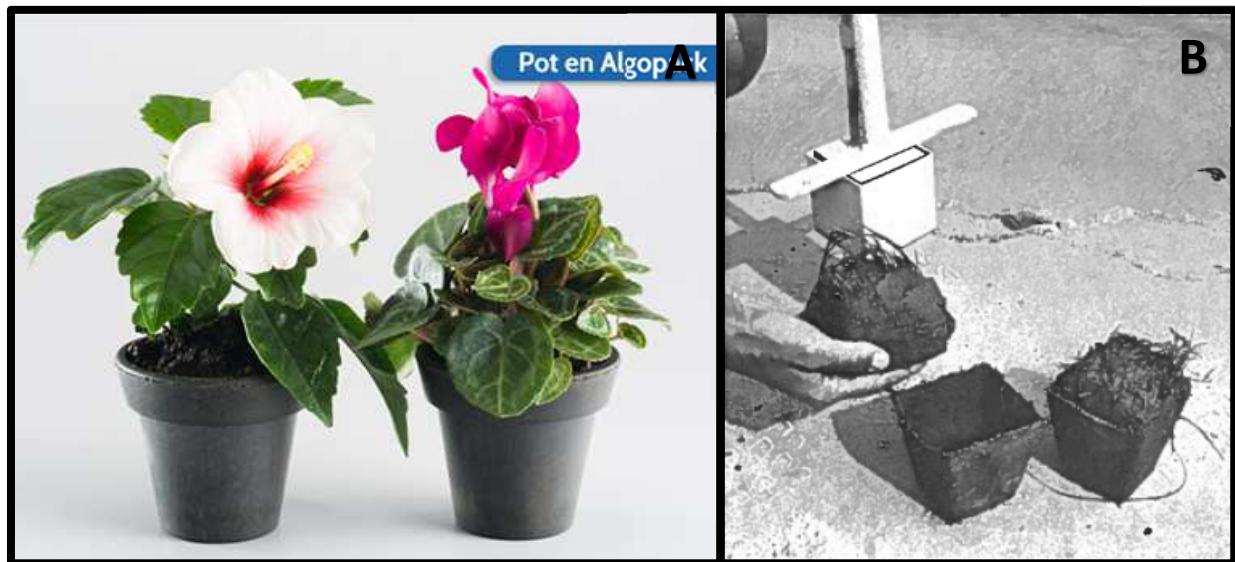
Une méthode peu coûteuse est la transplantation directe, qui ne nécessite pas de matériaux supplémentaires. Un trou est réalisé, d'une dizaine de centimètres de profondeur, dans lequel est placée une motte. Il est important d'appuyer fermement pour faire ressortir les bulles d'air afin de s'assurer d'un bon ancrage résistant aux courants. En plus de ne nécessiter aucun système de retenue, l'expérimentation de Bachand et ses collaborateurs (2014) met en évidence le meilleur taux de survie (jusqu'à 59%). Toutefois, cette technique requiert plus de temps.

4.3.2 Transplantation par pots : l'utilisation d'une matière innovante

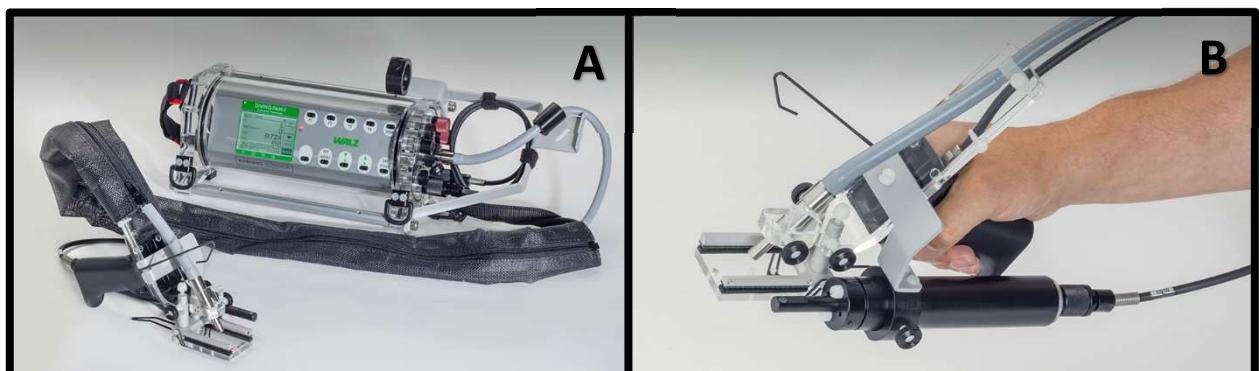
Une seconde méthode, plus innovante, peut être envisagée. Une société basée à Saint-Malo et nommée « Algopack » propose une alternative au plastique avec des matériaux à base d'algues (Figure 38, ci-après).

Il pourrait être très intéressant de transplanter les mottes dans des pots, car c'est une méthode qui a déjà fait ses preuves (Fonseca *et al.*, 1998). L'innovation vient du fait que ces pots, en tourbe habituellement, soient fabriqués à base d'algues. En effet, cette matière est totalement compostable et apporte une fonction fertilisante très intéressante. Il est très important de veiller à bien recouvrir les pots pour éviter la colonisation par les organismes opportunistes. D'ailleurs, les pots doivent être troués pour permettre l'expansion des rhizomes.

Cette technique nécessite des matériaux supplémentaires (pots fabriqués à base d'algues) vis-à-vis d'une transplantation directe, mais bien plus rapide car elle est jusqu'à 63% moins chère en terme de temps de travail (Fonseca *et al.*, 1994), ce qui permettrait de contrebalancer le prix des matériaux. Il serait intéressant d'approcher la société pour réaliser un devis.



▲ **Figure 38** : Exemple de pots réalisés par l'entreprise « Algopack » (A) qui pourraient être utilisés lors de la transplantation par pots (B). (Crédits Photos : (A) Algopack ; (B) Fonseca, 1994)



▲ **Figure 39** : Photographies d'un appareil de mesure de fluorescence Diving-PAM® (A) et son utilisation manuelle (B). (Crédits Photos : Oldinburgh Co., Ltd)

4.3.3 Discussion sur la technique de transplantation : prendre en considérations le temps et l'argent alloués à la mise en place de la restauration

D'un côté, la transplantation directe est une méthode simple, ne nécessitant pas d'investissements dans les matériaux, mais fastidieuse. D'un autre côté, la méthode en pots nécessite un investissement en matériaux, mais une économie dans le temps de travail. Sans devis, il est préférable de se tourner vers la technique directe. En revanche, la fertilisation par les algues est un aspect à prendre en compte. Il pourrait donc être très intéressant de réaliser en parallèle un test de transplantation en bassins sur un nombre limité de pieds ; les résultats pourraient être surprenants.

4.4 Après la transplantation, le suivi scientifique des plants est indispensable afin d'évaluer la réussite ou l'échec de la restauration

Pour estimer la réussite (ou non) de la restauration, plusieurs traits doivent être analysés. Les traits physiologiques sont des bons indicateurs de l'état de santé des végétaux, néanmoins, nécessitent du matériel scientifique adapté. Les traits morphologiques, quant à eux, sont moins précis, mais plus simple à mettre en œuvre. Un protocole de suivi alliant à la fois mesures morphologiques et physiologiques peut être proposé.

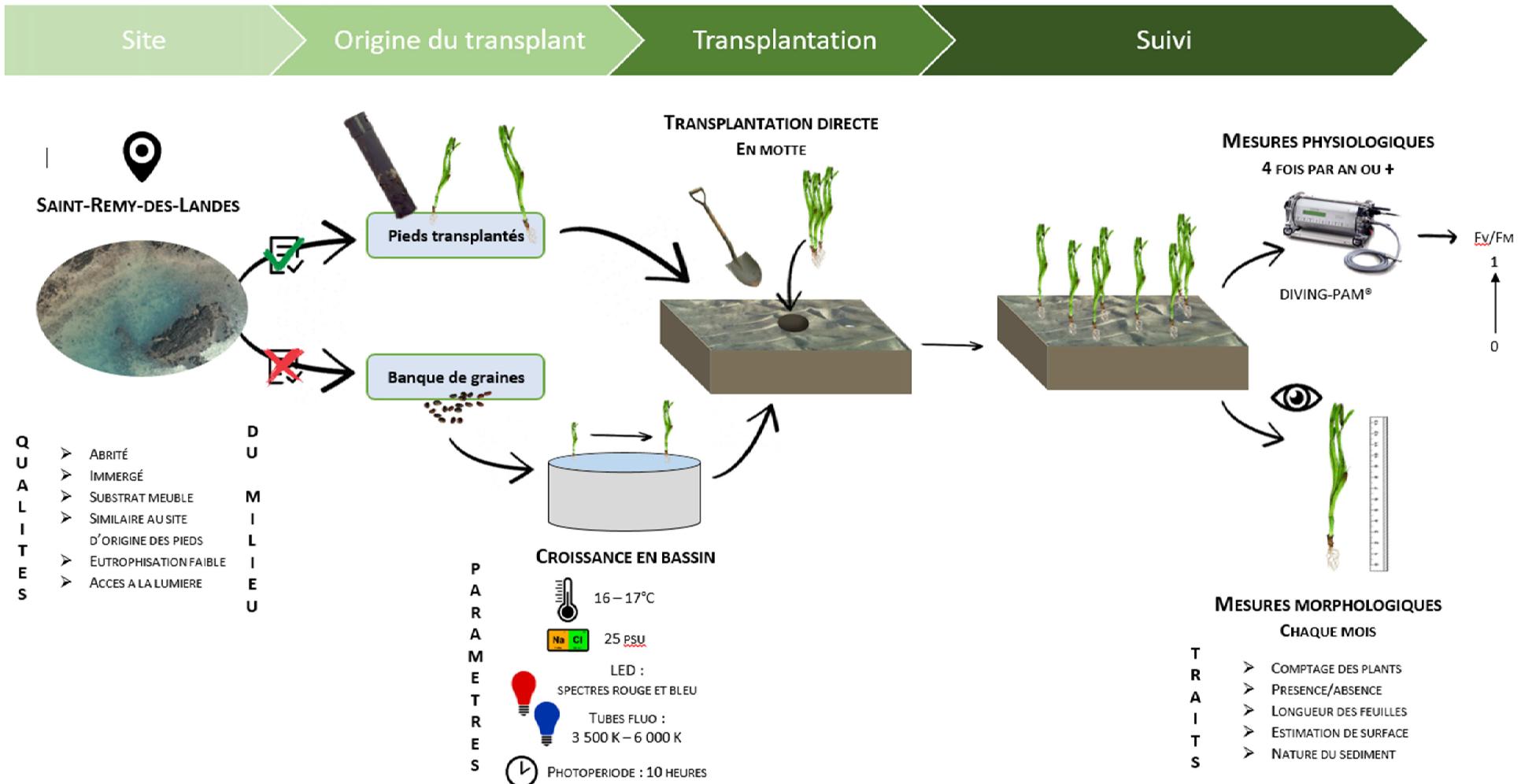
Les mesures physiologiques sont réalisées au moins 4 fois par an, afin d'obtenir une valeur à chaque changement majeur des conditions climatiques (ou à une fréquence plus élevée selon la disponibilité d'un matériel adapté). A l'aide d'un DIVING-PAM® (fluoromètre) (Figure 39), l'émission de fluorescence est mesurée permettant d'obtenir le rendement photosynthétique du photosystème II, et donc l'état physiologique global de l'individu (Beer *et al.*, 1998). Ce rendement, également appelé Fv/Fm, évolue de 0 à 1 et est traduit comme suit :

- **Fv/Fm < 0,3** : état physiologique médiocre.
- **0,3 < Fv/Fm < 0,5** : état physiologique moyen.
- **0,5 < Fv/Fm < 0,7** : état physiologique bon.
- **Fv/Fm > 0,7** : état physiologique très bon.

Les mesures morphologiques sont réalisées tous les mois, car elles nécessitent simplement d'accéder au site de restauration. Les traits mesurés sont les suivants : comptage des plants, présence/absence, longueur des feuilles, estimation de surface et la nature du sédiment (granulométrie) (Hebert *et al.*, 2012).

4.5 Protocole envisagé et limites : un choix objectif

Le site à restaurer se situe dans la commune de Saint-Rémy-des-Landes, cela constituant la première contrainte. En effet, plusieurs zones sont possiblement exploitables, avec une préférence



▲ **Figure 40 :** Protocole schématique proposé pour la restauration d'un herbier de zostères sur le site de Saint-Rémy-des-Landes.

pour le site n°1. Toutefois, il est possible, après vérification sur le terrain, que ces zones ne respectent pas les critères nécessaires pour une bonne transplantation, notamment au niveau de la profondeur et de la nature du substrat. D'autres zones de Saint-Rémy-des-Landes pourraient constituer une meilleure solution à celles proposées précédemment, mais il a été impossible pour nous, rédacteurs, de se rendre sur le terrain afin d'affirmer le potentiel des sites. Il s'agit donc uniquement de spéulation quant au critère de la localisation précise. En revanche, il est bon de savoir que des prairies de *Z. marina* se trouvaient au niveau de la commune de Saint-Rémy-des-Landes avant 1932, puisque des centaines de quintaux de zostères étaient récoltés et vendus à l'état sec (Obaton, 1954).

La seconde contrainte – et sans aucun doute la plus importante – est l'autorisation de prélèvements. Tant qu'elle ne sera pas délivrée, la banque de graines constitue l'alternative la plus viable. La phase de germination sera réalisée en conditions contrôlées, en prenant soin de respecter au mieux les paramètres température, salinité et éclairage. Une fois la présence de méristèmes apicaux de rhizomes détectée, les pieds seront prêts pour la transplantation.

L'étape de transplantation sera réalisée en motte – c'est-à-dire en pieds regroupés – et de manière directe en s'assurant du bon ancrage par l'échappée de bulles d'air. Puis, l'état de santé des individus sera évalué par les mesures morphologiques et physiologiques, réalisées tous les mois et au moins quatre fois par an respectivement. Les traits proposés dans ce protocole permettent de déterminer aisément et sans coûts excessifs la viabilité de la restauration, et peuvent être mesurés *in-situ* et sans dégradation des pieds.

L'ensemble du protocole schématisé est visible en Figure 40 pour plus de lisibilité.

5 Conclusion

Les herbiers de zostères sont des habitats d'intérêt écologique et économique. La réimplantation de ces herbiers dans des secteurs où ils ont fortement régressés voire disparus pour différentes causes (pathologies, activités anthropiques/naturelles) pourrait être avoir un intérêt évident pour la restauration d'un habitat majeur.

Cette pré-étude a permis de mettre en évidence plusieurs points. Tout d'abord, en comparaison avec d'autres études qui ont réussies à restaurer des herbiers de zostères (notamment aux Etats Unis), le site de Saint-Rémy-des-Landes ne remplit pas les conditions optimales pour une réimplantation.

En effet, Obaton (1954) précise que l'herbier présent sur cette commune a disparu dans les années 30, ne laissant que quelques patchs à différents endroits sur l'estran. De plus, la carte de Lafond (1984) démontre l'absence totale d'herbiers de zostères dans les années 80 sur le lieu à restaurer.

Enfin Fonseca et ses collaborateurs (1998) précisent que si aucune observation d'herbier n'est faite sur les dix dernières années par photographies aériennes ou sur place, alors la restauration devrait être reconsidérée ou annulée. Dans les faits, l'absence prolongée des zostères à un lieu donné a modifié complètement l'écosystème. Celui-ci étant stable depuis plusieurs années, une réimplantation de zostères est difficile notamment à cause du nouveau substrat. Diverses analyses peuvent-être être effectuées pour mieux cerner les conditions abiotiques (*e.g.* nature du substrat, tests physico-chimiques de l'eau, turbidité et hydrodynamisme).

Par ailleurs, l'autorisation de prélèvements délivrée par le CSRPN n'étant pas accordée, la transplantation directe n'est pas envisagée. Néanmoins, la réimplantation des zostères sur ce secteur pourrait être réalisée par l'utilisation de graines de *Z. marina*.

Enfin, même si la théorie montre que la transplantation sur l'estran de Saint-Rémy-des-Landes est délicate, il est recommandé de réaliser une étude approfondie des facteurs environnementaux, mais également à être rigoureux sur le suivi des sites transplantés pour maximiser les chances de réussite.

6 Références

ARTICLES ET RAPPORTS SCIENTIFIQUES

- **Addy C. E.** (1947). Eel grass planting guide. *Maryland Conservationist*. 24, 16-17 p.
- **Adams J. B., Bates G. C.** (1994). The tolerance to desiccation of the submerged macrophytes *Ruppia cirrhosa* (Petagna) Grande and *Zostera capensis* (Setchell). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 183, 53-62 p.
- **Alloncle N., Guillaumont L., Levêque L.** (2005). Cartographie des herbiers de zostères. Fiche technique 14 – Projet REBENT. 14 p.
- **Angst B., Philippe M., Urien M., Herry J., Balle-Beganton J., Pasco R., Casse M., Bailly D.** (2014). Synthèse des connaissances sur les herbiers de zostères en appui à leur gestion dans le Golfe du Morbihan. Rapport AMURE et SIAGM. 137 p.
- **Auby I., Bost C. A., Budzinski H., Dalloyau S., Desternes A., Belles A., Trut G., Plus M., Pere C., Couzi L., Feigne C., Steinmetz J.** (2011). Régression des herbiers de zostères dans le Bassin d'Arcachon : état des lieux et recherche des causes. 195 p.
- **Auby I., Oger-Jeanneret H., Sauriau P. G., Hily C., Barillé L.** (2010). Angiospermes des côtes françaises Manche-Atlantique. Propositions pour un indicateur DCE et premières estimations de la qualité. 72 p + annexes.
- **Bachand É., Joubert J. E., Pothier J.** (2014). Restauration de l'herbier de zostère marine (*Zostera marina* Linnaeus) dans la Baie de Mitis, Grand-Mitis. Rapport de caractérisation, Rimouski. 43 p.
- **Bargain A.** (2012). Etude de la structure et de la dynamique des herbiers de *Zostera noltii* par télédétection multi et hyperspectrale. Géographie. Université de Nantes. 251 p.
- **Batiuk R. A., Orth R. J., Moore K. A., Dennison W. C., Stevenson J. C.** (1992). Chesapeake Bay submerged aquatic vegetation habitat requirements and restoration targets: a technical synthesis (No. PB-93-196665/XAB). Virginia Institute of Marine Science, Gloucester Point, Virginia. 246 p.
- **Beck M. W., Heck K. L. J., Able K. W., Childers D. L., Eggleston D. B., Gillanders B. M., Halpern B., Hays C. G., Hoshino K., Minello T. J., Orth R. J., Sheridan P. F., Weinstein, M. P.** (2001). The identification, conservation and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates : a better understanding of the habitats that serve as nurseries for marine species and the factors that create site-specific variability in nursery quality will improve conservation and management of these areas. *BioScience*. 51, 633-641 p.
- **Beer S., Vilenkin B., Weil A., Veste M., Susel L., Eshel A.** (1998). Measuring photosynthetic rates in seagrasses by pulse amplitude modulated (PAM) fluorometry. *Marine Ecology Progress Series*. 293-300 p.
- **Bell S. S., Tewfik A., Hall M. O., Fonseca M. S.** (2008). Evaluation of seagrass planting and monitoring techniques: implications for assessing restoration success and habitat equivalency. *Restoration Ecology*. 16 (3), 407-416 p.
- **Bernard M., Kerninon F.** (2015). Rapport méthodologique des actions herbiers de zostères (actions B5 et C3) du programme LIFE+ « Expérimentation pour une gestion durable et concertée de la pêche à pied récréative en France ». Protocole de suivi stationnel des herbiers de zostères naines et marines. 25 p + annexes.
- **Björk M., Short F., Mcleod E., Beer S.** (2008). Managing Seagrasses for Resilience to Climate Change. UICN, Gland, Switzerland. 56 p.

- Boese B. L., Alayan K. E., Gooch E. F., Robbins B. D. (2003). Desiccation index: a measure of damage caused by adverse aerial exposure on intertidal eelgrass (*Zostera marina*) in an Oregon (USA) estuary. *Aquatic Botany*. 76 (4), 329-337 p.
- Bowden D. A., Rowden A. A., Attrill M. J. (2001). Effect of patch size and in-patch location on the infaunal macroinvertebrate assemblages of *Zostera marina* seagrass beds. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 259 (2), 133-154 p.
- Brun F. G., Vergara J. J., Navarro G., Hernández I., Pérez-Lloréns J. L. (2003). Effect of shading by *Ulva rigida* canopies on growth and carbon balance of the seagrass *Zostera noltii*. *Marine Ecology Progress Series*. 265, 85-96 p.
- Bulthuis D. A., Brand G. W., Mobley M. C. (1984). Suspended sediments and nutrients in water ebbing from seagrass-covered and denuded tidal mudflats in a southern Australian embayment. *Aquatic Botany*. 20 (3-4), 257-266 p.
- Burkholder J. M., Mason K. M., Glasgow Jr H. B. (1992). Water-column nitrate enrichment promotes decline of eelgrass *Zostera marina* : evidence from seasonal mesocosm experiments. *Marine Ecology Progress Series*. 163-178 p.
- Burkholder J. M., Tomasko D. A., Touchette B. W. (2007). Seagrasses and eutrophication. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 350 (1-2), 46-72 p.
- Camp D. K., Cobb S. P., Van-Breedveld J. (1973). Overgrazing of seagrasses by a regular urchin *Lytechinus variegatus*. *Bioscience*. 23, 37-38 p.
- Churchill A. C., Cok A. E., Riner M. I. (1978). Stabilization of subtidal sediments by the transplantation of the seagrass *Zostera marina* (Linnaeus). New York Sea Grant Report Series. NYSSGP-RS-78-15. 48 p.
- Cochón G., Sánchez J. M. (2005). Variations of seagrass beds in Pontevedra (North-Western Spain): 1947-2001. *Thalassas*. 21 (2), 9-19 p.
- Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R. V., Paruelo J., Raskin R. G., Sutton P., Van den Belt M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*. 387, 253-260 p.
- Cunha A., Santos R., Gaspar P., Bairros M. (2005). Seagrass landscape-scale changes in response to disturbance created by the dynamics of barrier-islands: a case study from Ria Formosa (South Portugal). *Estuarine, Coastal, and Shelf Science*. 64, 636-644 p.
- Davis R. C., Short F. T. (1997). Restoring eelgrass, *Zostera marina* (Linnaeus), habitat using a new transplanting technique : the horizontal rhizome method. *Aquatic Botany*. 59 (1-2), 1-15 p.
- Davis R. C., Short F. T., Burdick D. M. (1998). Quantifying the effects of green crab damage to eelgrass transplants. *Restoration Ecology*. 6, 297-302 p.
- Den Hartog C. (1987). Wasting disease, and other dynamic phenomena in *Zostera* beds. *Aquatic Botany*. 27 (1), 3-14 p.
- Dennison W. C. (1987). Effects of light on seagrass photosynthesis, growth and depth distribution. *Aquatic Botany*. 27 (1), 15-26 p.
- Dennison W. C., Aller R. C., Alberte R. S. (1987). Sediment ammonium availability and eelgrass (*Zostera marina*) growth. *Marine Biology*. 94 (3), 469-477 p.
- Dennison W. C., Orth R. J., Moore K. A., Stevenson J. C., Carter V., Kollar S., Bergstrom P. W., Batiuk R. A. (1993). Assessing water quality with submersed aquatic vegetation. *BioScience*. 43 (2), 86-94 p.
- Duarte C. M. (1991). Seagrass depth limits. *Aquatic botany*. 40 (4), 363-377 p.
- Duarte C. M. (1995). Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. *Ophelia*. 41, 87-112 p.

- **Duarte C. M.** (1999). Seagrass ecology at the turn of the millenium : challenges for the new century. *Aquatic Botany*. 65, 7-20 p.
- **Duarte C. M.** (2000). Marine biodiversity and ecosystem services: an elusive link. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 250 (1-2), 117-131 p.
- **Dumbauld B. R., Ruesink J. L., Rumrill S. S.** (2009). The ecological role of bivalve shellfish aquaculture in the estuarine environment : A review with application to oyster and clam culture in the West Coast (USA) estuaries. *Aquaculture*. 290, 196-233 p.
- **Duval-Jouve M. J.** (1873). Particularites des *Zostera marina* (Linnaeus) et *Zostera nana* (Roth). *Bulletin de la Société botanique de France*, 20 (4), 81-91 p.
- **Fazey I., Fischer J., Lindenmayer D.** (2005). What do conservation biologists publish ? *Biological Conservation*. 124, 63-73 p.
- **Fischer-Piette E., Heim R., Lami R.** (1932). Note préliminaire sur une maladie bactérienne des Zostères. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences*. 195, 1420-1423 p.
- **Fishman J. R., Orth R. J., Marion S., Bieri J.** (2004). A comparative test of mechanized and manual transplanting of eelgrass, *Zostera marina*, in Chesapeake Bay. *Restoration Ecology*. 12 (2), 214-219 p.
- **Fonseca M. S.** (1994). A Guide to Planting Seagrasses in the Gulf of Mexico. Texas A&M University, Sea Grant College Program. Galveston, Texas. TAMU-SG-94-601. 26 p.
- **Fonseca M. S.** (2011). Addy revisited : what has changed with seagrass restoration in 64 years?. *Ecological Restoration*. 29 (1-2), 73-81 p.
- **Fonseca M. S., Kenworthy W. J., Courtney F. X., Hall M. O.** (1994). Seagrass planting in the southeastern United States: methods for accelerating habitat development. *Restoration Ecology*. 2 (3), 198-212 p.
- **Fonseca M. S., Kenworthy W. J., Griffith E., Hall M. O., Finkbeiner M., Bell S. S.** (2008). Factors influencing landscape pattern of the seagrass *Halophila decipiens* in an oceanic setting. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 76, 163–174 p.
- **Fonseca M. S., Kenworthy W. J., Thayer G. W.** (1981). Transplanting of the Seagrasses *Zostera marina* and *Halodule wrightii* for the Stabilization of Subtidal Dredged Material. Annual Report, Beaufort Laboratory, Beaufort, N.C.
- **Fonseca M. S., Kenworthy W. J., Thayer G. W.** (1982). A Low-Cost Planting Technique for Eelgrass (*Zostera marina* Linnaeus). National Marine Fisheries Service. Beaufort Laboratory, Beaufort, N.C. 15 p.
- **Fonseca M. S., Kenworthy W. J., Thayer G. W.** (1998). Guidelines for the conservation and restoration of seagrasses in the United States and adjacent waters. NOAA Coastal Ocean Program Decision Analysis Series No. 12. NOAA Coastal Ocean Office, Silver Spring, MD. 222 p.
- **Fonseca M. S., Kenworthy W. J., Thayer G. W., Heller D. Y., Cheap K.M.** (1985). Transplanting of the seagrasses *Zostera marina* and *Halodule wrightii* for sediment stabilization and habitat development on the East Coast of the United States. U.S. Army Corps of Engineers, Washington, D.C. Technical Report EL-85-9. 63 p.
- **Fournier J.** (2009). Dépêche ministérielle du 13 mars 1933 : état des herbiers français. CRESCO, Dinard. 62 p.
- **Frost M. T., Rowden A. A., Attrill M. J.** (1999). Effect of habitat fragmentation on the macroinvertebrate infaunal communities associated with the seagrass *Zostera marina* (Linnaeus). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 9 (3), 255-263 p.

- **Govert S., Kyramarios M., Lepoint G., Pergent-Martini C., Bouquegneau J. M.** (2003). Variations à différentes échelles spatiales de l'herbier à *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile ; effets sur les paramètres physico-chimiques du sédiment. *Oceanologica acta*. 26 (2), 199-207 p.
- **Grouhel-Pellouin A., Fortune M., Manach S., Retho M., Allenou J. P., Lejolivet A., Cochennec-Laureau N.** (2015). Qualité biologique des masses d'eau littorales pour la DCE en Loire-Bretagne. Eléments de qualité angiospermes: les herbiers de zostères-bilan 2015. 25 p.
- **Guillaumont B., Hamon D., Lafond L-R., Le Rhun J., Levasseur J., Piriou J-Y.** (1987). Cartographie biomorphosédimentaire du golfe normano-breton au 1/25000 sous forme de polygones. 57 p.
- **Hämmerli A., Reusch T. B. H.** (2002). Local adaptation and transplant dominance in genets of the marine clonal plant *Zostera marina*. *Marine Ecology Progress Series*. 242, 111-118 p.
- **Harlin M. M., Thorne-Miller B.** (1981). Nutrient enrichment of seagrass beds in a Rhode Island coastal lagoon. *Marine Biology*. 65 (3), 221-229 p.
- **Harrison P. G.** (1982). Comparative growth of *Zostera japonica* (Ascherson & Graebner) and *Z. marina* (Linnaeus) under simulated intertidal and subtidal conditions. *Aquatic Botany*. 14, 373-379 p.
- **Harrison P. G.** (1987). Natural expansion and experimental manipulation of seagrass (*Zostera sp.*) abundance and the response of infaunal invertebrates. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 24, 799-812 p.
- **Hebert M., Dupré N., Barral M., Messiaen G., Oheix J., Deslous-Paoli J. M., Roque d'Orbcastel E., Laugier T.** (2012). Programme de réimplantation d'herbiers de phanérogames (*Zostera noltii/Ruppia cirrhosa*) dans les lagunes de Bages, Ingril et Thau (Languedoc-Roussillon-France). 31 p.
- **Hily C., Bajjouk T.** (2010). Fiche de synthèse Habitat n°5 "Herbiers". 13 p.
- **Hovel K. A., Lipcius R. N.** (2002). Effects of seagrass habitat fragmentation on juvenile blue crab survival and abundance. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 271 (1), 75-98 p.
- **Irlandi E. A.** (1994). Large-and small-scale effects of habitat structure on rates of predation: how percent coverage of seagrass affects rates of predation and siphon nipping on an infaunal bivalve. *Oecologia*. 98 (2), 176-183 p.
- **Irlandi E. A.** (1997). Seagrass patch size and survivorship of an infaunal bivalve. *Oikos*. 511-518 p.
- **Irlandi E. A., Ambrose Jr W. G., Orlando B. A.** (1995). Landscape ecology and the marine environment: how spatial configuration of seagrass habitat influences growth and survival of the bay scallop. *Oikos*. 307-313 p.
- **Kenworthy W. J., Fonseca M. S.** (1992). The use of fertilizer to enhance growth of transplanted seagrasses *Zostera marina* (Linnaeus) and *Halodule wrightii* (Ascherson). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 163 (2), 141-161 p.
- **Kerninon F.** (2012). Premières actions de mise en place d'un réseau d'observation des herbiers de l'Outre-mer. Rapport de stage. Université de Bretagne Occidentale, 137 p.
- **Krause-Jensen D., Sagert S., Schubert H., Boström C.** (2008). Empirical relationships linking distribution and abundance of marine vegetation to eutrophication. *Ecological Indicators*. 8 (5), 515-529 p.
- **Lafond L. R.** (1984). Etude régionale intégrée du golfe Normand-Breton-secteur Cotentin centre-Etude morphologique de la zone intertidale. 76 p.

- **Lami R.** (1941). L'utilisation des végétaux marins des côtes de France. *Revue de botanique appliquée et d'agriculture coloniale*. 21 (243), 653-670 p.
- **Lapointe B. E., Clark M. W.** (1992). Nutrient inputs from the watershed and coastal eutrophication in the Florida Keys. *Estuaries*. 15 (4), 465-476 p.
- **Lee K. S., Dunton K. H.** (1996). Production and carbon reserve dynamics of the seagrass *Thalassia testudinum* in Corpus Christi Bay, Texas, USA. *Marine Ecology Progress Series*. 201-210 p.
- **Mahéo R., Denis P.** (1987). Les bernaches hivernant dans le Golfe du Morbihan (Sud Bretagne) et leur impact sur les herbiers de zostères : premiers résultats. *Société nationale de protection de la nature et d'acclimatation de France*. 42 (Sup. 4), 25-46 p.
- **Martin P., Sébastien D., Gilles T., Isabelle A., De Montaudouin X., Emery É., Claire N., Christophe V.** (2010). Long-term evolution (1988–2008) of *Zostera sp.* meadows in Arcachon Bay (Bay of Biscay). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 87 (2), 357-366 p.
- **Merkel K. W.** (1992). A field manual of transplantation techniques for the restoration of pacific coast eelgrass meadows. Pacific Southwest Biological Services, Inc. National City, CA. 42 p.
- **Mills K. E., Fonseca M. S.** (2003). Mortality and productivity of eelgrass *Zostera marina* under conditions of experimental burial with two sediment types. *Marine Ecology Progress Series*. 255, 127-134 p.
- **Nebout T., Godet L., Fournier J.** (2008). Inventaire cartographique des herbiers de phanérogames marines de la Côte d'Emeraude et de Chausey. Etat en 2002 (d'Erquy à Granville). Muséum Naturelle d'Histoire Naturelle, Dinard. 20 p.
- **Nebout T., Olivier F., Fournier J.** (2009). Rapport suivi DCE 2008. Rapport Ifremer, Dinard. 42 p.
- **Niu S., Zhang P., Liu J., Guo D., Zhang X.** (2012). The effect of temperature on the survival, growth, photosynthesis, and respiration of young seedlings of eelgrass *Zostera marina* (Linnaeus). *Aquaculture*. 350, 98-108 p.
- **Obaton F.** (1954). L'évolution de la prairie sous-marine à *Zostera marina* en un point de la côte normande: Saint-Rémy-des-Landes. *Société des Sciences Naturelles de Cherbourg*. 46, 69-73 p.
- **Orth R. J.** (1975). Destruction of eelgrass *Zostera marina* by the cownose ray, *Rhinoptera bonasus*, in the Chesapeake Bay. *Chesapeake Science*. 16, 205-208 p.
- **Orth R. J., Carruthers T. J. B., Dennison W. C., Duarte C. M., Heck Jr K. L., Hugues A. R., Kendrick G. A., Kenworthy J. W., Olyarnik S., Short F. T., Waycott M., Williams S. L.** (2006). A global crisis for seagrass ecosystems. *Bioscience*. 56 (12), 987-996 p.
- **Orth R. J., Harwell M. C., Bailey E. M., Bartholomew A., Jawad J. T., Lombana A. V., Moore K. A., Rhode J. M., Woods H. E.** (2000). A review of issues in seagrass seed dormancy and germination: implications for conservation and restoration. *Marine Ecology Progress Series*. 277-288 p.
- **Orth R. J., Marion S. R., Granger S., Traber M.** (2009). Evaluation of a mechanical seed planter for transplanting *Zostera marina* (eelgrass) seeds. *Aquatic Botany*. 90 (2), 204-208 p.
- **Paling E. I., van Keulen M., Wheeler K., Phillips J., Dyhrberg R.** (2001a). Mechanical seagrass transplantation in Western Australia. *Ecological Engineering*. 16 (3), 331-339 p.
- **Paling E. I., van Keulen M., Wheeler K., Phillips J., Dyhrberg R., Lord D. A.** (2001b). Improving mechanical seagrass transplantation. *Ecological Engineering*. 18 (1), 107-113 p.
- **Pérez M., Romero J., Duarte C. M., Sand-Jensen K.** (1991). Phosphorus limitation of *Cymodocea nodosa* growth. *Marine Biology*. 109 (1), 129-133 p.

- **Pergent-Martini C., Pergent G.** (2000). Marine phanerogams as a tool in the evaluation of marine trace-metal contamination: an example from the Mediterranean. *International Journal of Environment and Pollution*. 13 (1-6), 126-147 p.
- **Peuziat I.** (2004). Plaisanciers en quête d'espaces naturels et de tranquillité: illusion ou réalité?. Le cas de l'archipel de Glénan (France). *Norois. Environnement, aménagement, société*. 193, 103-115 p.
- **Pezy J-P, C. Delecrin, A. Baffreau, O. Basuyaux, J-C Dauvin** (2019). Zostera marina macrofauna biodiversity in an anthropogenic oyster farming ecosystem from the English Channel. *Marine Pollution Bulletin* 21 December 2018
- **Philippart C. J. M.** (1994). Interactions between *Arenicola marina* and *Zostera noltii* on a tidal flat in the Wadden Sea. *Marine Ecology Progress Series*. 111, 251-257 p.
- **Phillips R. C.** (1974). Transplantation of seagrasses, with special emphasis on eelgrass, *Zostera marina* (Linnaeus). *Aquaculture*. 4, 161-176 p.
- **Powell G. V. N., Schaffner E. C.** (1991). Water trapping by seagrasses occupying bank habitats in Florida Bay. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 32, 43-60 p.
- **Ralph P., Short F. T.** (2002). Impact of the wasting disease pathogen, *Labyrinthula zosterae*, on the photobiology of eelgrass *Zostera marina*. *Marine Ecology Progress Series*. 226, 265-271 p.
- **Rasheed M. A.** (1999). Recovery of experimentally created gaps within a tropical *Zostera capricorni* (Ascherson) seagrass meadow, Queensland, Australia. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 235 (2), 183-200 p.
- **Rasmussen E.** (1973) Systematics and ecology of the Isefjord marine fauna (Denmark). *Ophelia*. 11, 1-507 p.
- **Reed B. J., Hovel K. A.** (2006). Seagrass habitat disturbance: how loss and fragmentation of eelgrass *Zostera marina* influences epifaunal abundance and diversity. *Marine Ecology Progress Series*. 326, 133-143 p.
- **Sand-Jensen K.** (1975). Biomass, net production and growth dynamics in an eelgrass (*Zostera marina*) population in Vellerup Vig. *Ophelia*. 14, 185-201 p.
- **Schwarzchild A. C., MacIntyre W. G., Moore K. A., Libelo E. L.** (1994). *Zostera marina* (Linnaeus) growth response to atrazine in root-rhizome and whole plant exposure experiments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 183 (1), 77-89 p.
- **Short F. T.** (1987). Effects of sediment nutrients on seagrasses: literature review and mesocosm experiment. *Aquatic Botany*. 27 (1), 41-57 p.
- **Short F. T., Burdick D. M., Kaldy J. E.** (1995). Mesocosm experiments quantify the effects of eutrophication on eelgrass, *Zostera marina*. *Limnology and oceanography*. 40 (4), 740-749 p.
- **Short F. T., Burdick D. M., Wolf J. S., Jones, G. E.** (1993). Eelgrass in Estuarine Research Reserves Along the East Coast, USA. *Piscataqua Regions Estuaries Partnership Publications*. 393 p.
- **Short F. T., Davis M.W., Gibson R.A., Zimmerman C. E.** (1985). Evidence for phosphorus limitation in carbonate sediments of the seagrass *Syringodium filiforme*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 20, 419-430 p.
- **Short F. T., Davis R. C., Kopp B. S., Short C. A., Burdick D. M.** (2002a). Site-selection model for optimal transplantation of eelgrass *Zostera marina* in the northeastern US. *Marine Ecology Progress Series*. 227, 253-267 p.
- **Short F. T., Ibelings B. W., Den Hartog C.** (1988). Comparison of a current eelgrass disease to the wasting disease in the 1930s. *Aquatic Botany*. 30 (4), 295-304 p.
- **Short F. T., Kopp B. S., Gaeckle J., Tamaki H.** (2002b). Seagrass ecology and estuarine mitigation: a low-cost method for eelgrass restoration. *Fisheries science*. 68, 1759-1762 p.

- **Short F. T., McRoy C. P. (1984).** Nitrogen uptake by leaves and roots of the seagrass *Zostera marina* (Linnaeus). *Botanica Marina*. 27 (12), 547-556 p.

- **Short F. T., Wyllie-Echeverria S.** (1996). Natural and human-induced disturbance of seagrasses. *Environmental Conservation*. 23, 17-27 p.
- **Smith S. V., Kimmerer W. J., Laws E. A., Brock R. E., Walsh T. W.** (1981). Kanohohe Bay sewage diversion experiment: perspectives on ecosystem responses to nutritional perturbation. *Pacific Science*. 35, 278-296 p.
- **Thayer G. W., Wolfe D. A., Williams R. B.** (1975). Impact of Man on seagrass systems. *American Scientist*. 63, 288-296 p.
- **Thorhaug A.** (1974). Transplantation of the seagrass *Thalassia testudinum* (König). *Aquaculture*. 4, 177-183 p.
- **Townsend E., Fonseca M.** (1998). The influence of bioturbation on seagrass landscape patterns. *Marine Ecology Progress Series*. 169, 123-132 p.
- **Twilley R. R., Kemp W. M., Staver K. W., Stevenson J. C., Boynton W. R.** (1985). Nutrient enrichment of estuarine submersed vascular plant communities. 1. Algal growth and effects on production of plants and associated communities. *Marine Ecology Progress Series*. 179-191 p.
- **Uhrin A. V., Hall M. O., Merello M. F., Fonseca M. S.** (2009). Survival and expansion of mechanically transplanted seagrass sods. *Restoration Ecology*. 17 (3), 359-368 p.
- **Valentine J. F., Heck K. L., Harper P., Beck M.** (1994). Effects of bioturbation in controlling turtlegrass (*Thalassia testudinum* Banks ex Konig) abundance: Evidence from field enclosures and observations in the northern Gulf of Mexico. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 178, 181-192 p.
- **Valentine R., Heck K. A.** (1991). The role of sea urchin grazing in regulating subtropical seagrass meadows: Evidence from field manipulations in the northern Gulf of Mexico. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 154, 215-230 p.
- **Valiela I., Costa J., Foreman K., Teal J. M., Howes B., Aubrey D.** (1990). Transport of groundwater-borne nutrients from watersheds and their effects on coastal waters. *Biogeochemistry*. 10 (3), 177-197 p.
- **Van der Werff A.** (1938). A new parasitic organism in *Zostera marina*. *Chronica Botanica*. 4, 498-499.
- **Van Dijk J. K., van Tussenbroek B. I., Jiménez-Durán K., Márquez-Guzmán G. J., Ouborg J.** (2009). High levels of gene flow and low population genetic structure related to high dispersal potential of a tropical marine angiosperm. *Marine Ecology Progress Series*. 390, 67-77 p.
- **Walker D. I., McComb A. J.** (1992). Seagrass degradation in Australian coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*. 25 (5-8), 191-195 p.
- **Wall C. C., Peterson B. J., Gobler C. J.** (2008). Facilitation of seagrass *Zostera marina* productivity by suspension-feeding bivalves. *Marine Ecology Progress Series*. 357, 165-174 p.
- **Wang M., Tang X., Zhang H., Zhou B.** (2017). Nutrient enrichment outweighs effects of light quality in *Zostera marina* (eelgrass) seed germination. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 490, 23-28 p.
- **Waycott M., Duarte C. M., Carruthers T. J., Orth R. J., Dennison W. C., Olyarni, S., Calladine A., Fourqurean J. W., Heck Jr K. L., Hughes A. R., Kendrick, G. A., Kenworthy W. J., Short F. T., Williams S. L.** (2009). Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 106 (30), 12377-12381 p.
- **Webster P. J., Rowden A. A., Attrill M. J.** (1998). Effect of shoot density on the infaunal macro-invertebrate community within a *Zostera marina* seagrass bed. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 47 (3), 351-357 p.

- **Wilcox B., Murphy D.** (1985). Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *American Naturalist*. 125, 879-887 p.
- **Williams S. L., Orth R. J.** (1998). Genetic diversity and structure of natural and transplanted eelgrass populations in the Chesapeake and Chincoteague Bays. *Estuaries*. 21 (1), 118-128 p.
- **Zieman J. C.** (1976). The ecological effects of physical damage from motor boats on turtle grass beds in southern Florida. *Aquatic Botany*. 2, 127-139 p.
- **Zimmerman R. C., Reguzzoni J. L., Alberte R. S.** (1995). Eelgrass (*Zostera marina* Linnaeus) transplants in San Francisco Bay : role of light availability on metabolism, growth and survival. *Aquatic Botany*. 51 (1-2), 67-86 p.

CHAPITRES D'OUVRAGES

- **Derrenbacker J., Lewis R. R.** (1982). *Seagrass habitat restoration, Lake Surprise, Florida Keys. Mangrove Systems*. (132-154 p.). In : Stoval R. H. (1982). Proceedings on the 9th Annual Conference on Wetlands Restoration and Creation. Hillsborough Community College, Tampa, Florida. 277 p.
- **Fonseca M. S., Kenworthy W. J., Homziak J., Thayer G. W.** (1979). *Transplanting of eelgrass and shoalgrass as a potential means of economically mitigating a recent loss of habitat*. (279-326 p.). In : Cole D. P. (1979). Proceedings of the 6th Annual Conference on Wetlands Restoration and Creation. Environmental Studies Center, Hillsborough Community College, Tampa, Florida. 357 p.
- **Harlin M. M.** (1993). *Changes in major plant groups following nutrient enrichment*. (173-187 p.). In: McComb J. (1993). Eutrophic Shallow Estuaries and Lagoons. CRC Press, Inc., Boca Raton, Florida. 252 p.
- **Mannino A., Santulli A., Sara G.** (2006). *The shallow seagrass system in West Sicily (Italy) : a large reservoir of organic matter available to upper consumers*. In : Gambi M. C., Borg J. A., Buia M. C., Di Carlo G., Pergent-Martini C., Pergent G., Procaccini G. (2006). Proceedings of the Mediterranean Seagrass Workshop 2006. *Biologia Marina Mediterranea*. 4 (13), 60-63 p.
- **Merkel K. W.** (1988a). *Eelgrass transplanting in south San Diego Bay, California*. (27-28 p.). In : Merkel K. W., Hoffman R. S. (1988). Proceedings of the California Eelgrass Symposium, Chula Vista, California. 78 p.
- **Merkel K. W.** (1988b). *Growth and survival of transplanted eelgrass: the importance of planting unit size and spacing*. (70-78 p.). In : Merkel K. W., Hoffman R. S. (1988). Proceedings of the California Eelgrass Symposium, Chula Vista, California. 78 p.
- **Rasmussen E.** (1977) *The wasting disease of eelgrass (*Zostera marina*) and its effects on environmental factors and fauna*. In: McRoy C. P., Helliferish C. (1977) Seagrass ecosystems, a scientific perspective. Marcel Dekker, New York. 51 p.
- **Spalding M., Taylor M., Ravilious C., Short F., Green E.** (2003). *Global overview, the distribution and status of seagrasses*. In : Green E., Short F. (2003). The World Atlas of Seagrasses (38-47 p.). University of California Press, Berkeley, California. 310p.
- **Terrados J., Borum J.** (2004). *Why are seagrasses important ? Goods and services provided by seagrass meadows*. (17 p.). In : Borum J., Duarte C. M., Krause-Jensen D., Greve T. M. (2004). European seagrasses : an introduction to monitoring and management. EU Project Monitoring and Managing of European Seagrasses. *The M&MS project*. 88 p.

DOCUMENTATIONS ADMINISTRATIVES OFFICIELLES

- **Convention de Barcelone** (1977). Convention pour la protection de la mer Méditerranée contre la pollution. Journal officiel n° L 240 du 19 août 1977. 50 p.
- **Convention de Berne** (1979). Convention relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe. Conseil de l'Europe. Série des traités européens - n° 104. 19 août 1979. 11 p.
- **Journal officiel de l'Union européenne** (2008). DIRECTIVE 2008/56/CE DU PARLEMENT EUROPÉEN ET DU CONSEIL du 17 juin 2008 établissant un cadre d'action communautaire dans le domaine de la politique pour le milieu marin (directive-cadre « stratégie pour le milieu marin »).
- **Ministère de l'agriculture, de la pêche et de l'environnement** (1994). Arrêté du 9 mai 1994 relatif à la liste des espèces végétales protégées en région Provence-Alpes-Côte d'Azur. Article 1
- **Ministère de l'agriculture, de la pêche et de l'environnement** (1995). Arrêté du 27 avril 1995 relatif à la liste des espèces végétales protégées en région Basse-Normandie complétant la liste nationale. Article 1
- **OSPAR, Commission** (2008). Case Reports for the OSPAR List of Threatened and/or Declining Species and Habitats. London, United Kingdom. ISBN 978-1-905859-97-9.

OUVRAGES

- **Cabioch J., Floc'h J. Y., Le Toquin A., Boudouresque C. F., Meinesz A., Verlaque M.** (2014). Algues des mers d'Europe, 3^{ème} édition. *Delachaux et Niestlé*. 272 p.
- **Den Hartog C.** (1971). The Sea-Grasses of the World. *North Holland Publishing Company*. 275 p.
- **Granger S., Traber M., Nixon S.W., Keyes R.** (2002). A practical guide for the use of seeds in eelgrass (*Zostera marina* Linnaeus) restoration. Part I. Collection, processing, and storage. *Malia Schwartz*. Rhode Island Sea Grant, Narragansett, R.I. 20 p.
- **Green E. P., Short F. T.** (2003). World Atlas of Seagrasses. *University of California Press*. Berkeley, California. 310 p.
- **Hemminga M., Duarte C.** (2000). Seagrass Ecology. *Cambridge University Press*. United Kingdom. 298 p.
- **Michaud R.** (1985). La mousse de mer. *Les éditions Léméac Inc.* 221 p.