

Master 2 : Exploitation Durable des Ecosystèmes Littoraux
Rapport de Stage

**Suivi écologique des herbiers de la côte Sud Caraïbe
de la Martinique et impact des ancrages des bateaux de
plaisance**



Claire SERMAGE



Sous la direction de
Jean-Philippe MARECHAL

Janvier à Juin 2006

SOMMAIRE

SOMMAIRE	1
REMERCIEMENTS	2
RAPPORT BIBLIOGRAPHIQUE	3
RAPPORT DE STAGE.....	13
1) Introduction	14
2) Présentation des sites d'étude.....	15
3) Matériels et Méthodes	17
a) Utilisation des photographies aériennes et des cartographies des biocénoses marines existantes	17
b) Délimitation des zones d'herbier pour l'année 2006	17
c) Evaluation de la densité des plants de phanérogames par zone d'étude	18
d) Analyse écotoxicologique	20
e) Fréquentation des zones d'échantillonnage par les bateaux de plaisance	21
f) Traitement statistique des données.....	21
4) Résultats	22
a) Analyse des photographies aériennes et des cartographies des biocénoses marines : ...	22
b) Délimitation des herbiers dans les zones de mouillage et hors mouillage :.....	27
c) Densité des plants de phanérogames sur les ZM et ZHM d'herbier de Grande Anse et Sainte-Anne :.....	28
d) Fréquentation des bateaux de plaisance :	31
e) Ecotoxicologie :.....	31
f) Evènements météorologiques depuis 1951 :	32
5) Discussion	33
BIBLIOGRAPHIE	38
ANNEXES	42

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier toute l'équipe de l'Observatoire du Milieu Marin Martiniquais, dans un premier temps Jean-Philippe Maréchal pour m'avoir offert ce stage et fait confiance pour sa réalisation, dans un second temps, Bernard Renaudie, président de l'OMMM, pour m'avoir accueilli au sein de sa structure. Puis remercier Cécile Pérès et Hélène Legrand pour leur soutien, leur apport de connaissances et tous ces moments partagés.

Je voudrais remercier toutes les personnes qui m'ont apporté leur aide logistique dans la réalisation du terrain : Yann Rousseau, les clubs de plongées Paradis plongée (Marin) et Plongée Passion (Grande Anse). Je tiens à dire un grand merci à Rémi de Paradis plongée pour son soutien et son investissement dans la cause de l'environnement marin.

Je souhaite aussi remercier les structures ou personnes qui m'ont fourni de nombreuses informations : la Diren pour les photographies aériennes, Mr Gandrille du laboratoire universitaire Géode pour le jeu de photos de 1992, Antoine Kergomard pour les informations météorologiques.

Et pour finir tout ceux qui m'ont soutenu pendant ces 6 mois, mes colocataires (Marilyn, Claude et Loïc), Flo et tous les autres, ma famille, les potes (Ingrid, Clara, Haizea, ZuNien, etc.) sans oublier ceux qui sont restés en métropole.

RAPPORT BIBLIOGRAPHIQUE

A. Généralités sur les herbiers de phanérogames marines :

▪ Qu'est-ce qu'un herbier ?

Les herbiers de phanérogames sont un des écosystèmes les plus productifs du milieu marin (McRoy & Helfferich, 1977 ; Van Tussenbroek, 1998 ; McAgostini *et al.*, 2003 ; Hily, 2003 ; Martinez-Daranas *et al.*, 2005 ; Duffy, 2006). Il s'agit d'un groupe fonctionnel comprenant une soixantaine d'espèces de plantes à fleurs vivant en milieu aquatique.

Elles sont constituées de feuilles pouvant absorber les nutriments directement dans la colonne d'eau, de faisceaux conducteurs, de rhizomes (réseau de tiges souterraines), de racines et de fleurs (Den Hartog, 1970 ; McRoy & Helfferich, 1977 ; Laborel-Deguen, 1984, *site internet 1*) (Figure 1), globalement très proche des plantes terrestres. Souvent confondues avec les algues elles sont pourtant très différentes. Elles possèdent des tissus spécialisés et la photosynthèse est réalisée dans les chloroplastes des cellules foliaires (*site internet 2*). Les plants se multiplient par reproduction sexuée ou par propagation végétative (bouturage ou multiplication) (Den Hartog 1971).

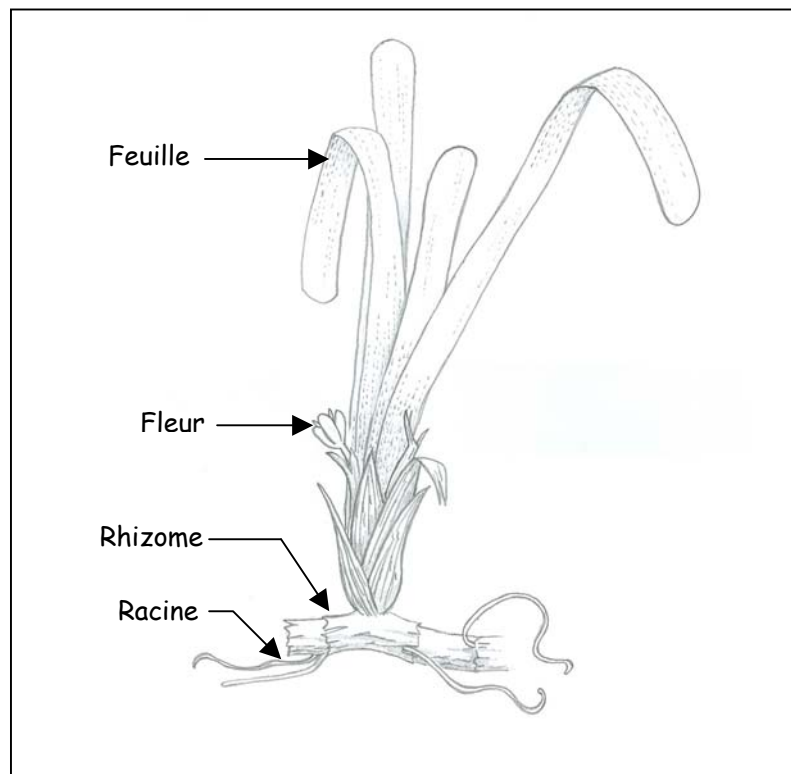


Figure 1 : schéma d'une espèce de phanérogame marine *Thalassia testudinum* Banks (ex König) (dessin Cécile Pérès/OMMM d'après Chauvaud).

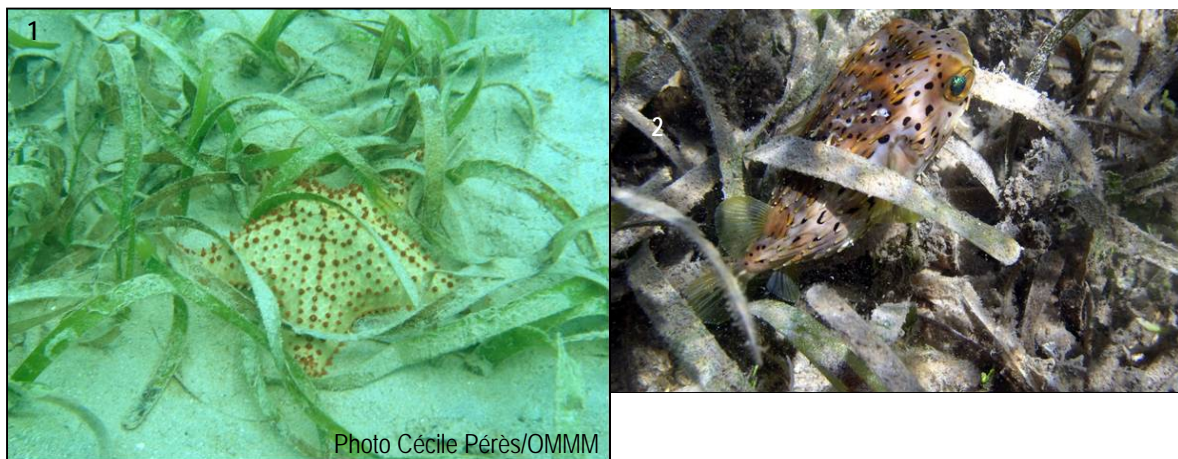
Les phanérogames marines dérivent de plantes terrestres qui se seraient adaptées progressivement au milieu marin en s'acclimatant d'abord à l'eau douce, puis aux eaux saumâtres et finalement à l'eau de mer (Den Hartog, 1970). Cette adaptation a impliqué des changements anatomiques, morphologiques et physiologiques complexes (*site internet 3*). A la différence des plantes terrestres, elles ne possèdent pas une tige solide pour les maintenir « debout ». Elles le sont par la flottabilité naturelle de l'eau qui leur permet d'avoir une certaine flexibilité lorsqu'elles sont exposées aux courants et aux vagues (*site internet 4*). Les

nutriments sont absorbés par le système racinaire mais aussi dans la colonne d'eau par les feuilles. Les phanérogames marines se développent sur des fonds meubles sableux où elles établissent des prairies sous-marines appelées communément « herbiers ». Ce sont les seuls végétaux marins, avec les algues chlorophycées du genre *Caulerpa*, pouvant constituer une végétation dense et persistante sur substrats meubles. La profondeur optimale de développement des herbiers est limitée par la clarté de l'eau et l'éclairement qui en résulte (nécessaire à la photosynthèse). Ils se développent généralement dans les eaux peu profondes (de la surface jusqu'à 20m de profondeur).

▪ Rôle et Importance :

Les herbiers de phanérogames abritent des ressources naturelles importantes, notamment pour la pêche (oursins). Leurs valeurs écologiques et économiques (Turner & Schwarz, 2006) proviennent de :

- Fort niveau de productivité,
- Maintient de la clarté de l'eau en retenant les sédiments fins et autres particules grâce à leurs feuilles,
- Le système racine-rhizome leur permet de s'ancrer pour résister à l'action des vagues et de puiser les nutriments dans le sol,
- Stabilisation du sol avec leurs racines et rhizomes (ralentissement de l'érosion du sol).
- Abris pour de nombreux juvéniles et adultes de poissons, crustacés et mollusques,
- Sources de nourriture pour beaucoup d'animaux, aussi bien la plante directement que l'épiflore et l'épifaune,
- Les phanérogames en décomposition fournissent de la nourriture pour les détritivores, les vers, les holothuries, les crabes et les filtreurs comme les ascidies,
- Dissipe l'énergie des vagues,
- Aire de frai et de nurserie pour de nombreux poissons (Livingston, 1982 ; Baelde 1990 ; Hily, 2003 ; Duffy, 2006).



Photos 1 et 2 : Faune vivant des les herbier. Photo 1 : étoile de mer. Photo 2 : juvénile de poisson.

L'épiflore et l'épifaune donnent aux herbiers un lien supplémentaire dans la chaîne alimentaire de l'écosystème côtier. Ces épiphytes ont une forte productivité (30% de la productivité de l'écosystème herbier) et participent de façon non négligeable à la biomasse totale (Laborel & Laborel-Deguen, 1990 ; Duffy, 2006 ; *site internet 3*). En plus de la complexification de l'écosystème herbier par les épiphytes, celle-ci augmente lorsque plusieurs espèces se développent ensemble. Les herbiers sont alors catalogués comme des écosystèmes constructeurs car ils créent leur propre habitat. Les phanérogames sont sensibles aux changements de qualité de l'eau. Ces plantes sont de bons indicateurs biologiques de l'état de santé des écosystèmes côtiers.

B. Les herbiers des milieux tropicaux et de la Martinique :

Les herbiers de phanérogames marines font partie des trois écosystèmes marins tropicaux avec les récifs coralliens et la mangrove tout trois en étroite connexion (UNESCO, 1983). Seulement 6 espèces de 2 familles sont présentes dans les petites Antilles. La famille des Hydrocharitacées (monocotylédones, aquatiques, flottantes ou submergées) qui rassemble les espèces *Thalassia testudinum*, *Halophila decipiens* et *Halophila baillonis* et la famille des Potamogetonacées (monocotylédones, plantes herbacées aquatiques pérennes) avec les espèces *Syringodium filiforme*, *Halodule wrightii* et *Halodule beaudettei* (Laborel-Deguen & Laborel, 2000). Une clé de détermination est donnée en annexe 1. La structure des herbiers, leur biomasse et leur productivité sont encore mal connues dans les Antilles françaises. Ces paramètres varient en fonction des conditions écologiques locales et de la composition spécifique de l'herbier (Laborel-Deguen & Laborel, 2000).

La Martinique possède de nombreuses baies abritées et zones protégées par les récifs coralliens favorisant l'installation, sur des surfaces étendues et peu profondes, de prairies sous marines qui vont jouer un rôle considérable dans l'économie des écosystèmes littoraux et la protection des ses côtes (Laborel-Deguen, 1984). Deux espèces prédominent localement : *T. testudinum* et *S. filiforme*. Elles se différencient par leur morphologie et leur physiologie.

- *Thalassia testudinum* Banks (ex König) :

C'est une plante droite et grossière, elle est proche de la posidonie de Méditerranée par son aspect physique et son importance écologique cependant elles appartiennent à deux familles distinctes (Gobert, 2002). Les feuilles forment des rubans larges à bout arrondi, au nombre de 2 à 6 par pied. Elles mesurent 4 à 15 mm de large et 1,5 à 7 cm de long. Neuf à 15 veines parallèles sont connectées perpendiculairement par des veines transversales séparées de 1 mm (Littler & Littler, 2000) (Figure 1). Les plants mâles et femelles sont distincts. Les fleurs mâles, très peu nombreuses, sont peu visibles, blanchâtres et portées par un court pédoncule. Les fleurs femelles, une seule par plante, sont formées d'un seul pistil qui se transforme en un fruit légèrement épineux (Laborel & Laborel-Deguen, 1990). Elle se développe de préférence de la surface à -5 m et parfois jusqu'à 15 m de profondeur de façon exceptionnelle. Cette espèce affectionne les sédiments de sables fins coquillés et parfois les sables grossiers mêlés de débris coralliens ou des vases fines. La floraison a lieu de février à juin. Cette espèce a un taux de croissance des feuilles moyen, de 2 à 4 mm par jour. La croissance peut atteindre 2,5 cm par semaine. Un herbier à *T. testudinum* dense compte environ 600 pieds/m² (Laborel-Deguen & Laborel, 2000).

C'est une espèce climacique, résistante aux stress environnementaux (envasement, turbidité) mais sensible à l'échauffement, à l'émersion et aux pollutions (surtout organiques) (Laborel-Deguen, 1984). Lorsque le rhizome est endommagé (hélices des bateaux), l'herbier peut être restauré en 2 à 5 ans (Dawes *et al.*, 1997). La production annuelle varie de 296 à 1569 gMS/m²/an, avec un pic maximal au printemps et minimum en hiver (McRoy & Helfferich, 1977 ; Laborel-Deguen, 1984 ; Chauvaud, 1997 ; Van Tussenbroek, 1998 ; Martinez-Daranas *et al.*, 2005). Les variations de productivité peuvent s'expliquer par des événements météorologiques ou par la localisation de la plante (lagon ou baie) (Van Tussenbroek, 1998 ; Martinez-Daranas *et al.*, 2005). Les herbiers à *Thalassia* hébergent une faune et une flore épiphyte et une faune mobile considérable comprenant des espèces d'intérêt commercial (mollusques, échinodermes, poissons). Parmi toutes ces espèces qui fréquentent les herbiers, peu sont de véritables brouteurs de feuilles constituant une menace réelle pour les herbiers. Ils fréquentent surtout l'herbier comme lieu de reproduction, de nurserie ou de refuge. *T. testudinum* est présente dans toute la région Caraïbe.



Photo 3 : *Thalassia testudinum*.

- *Syringodium filiforme* Kütz :

C'est une plante très reconnaissable par ses feuilles cylindriques, longues et grêles (diamètre de 1 à 2 mm). Elle porte deux à trois feuilles par pied, d'une longueur variant entre 15 et 35 cm (Littler & Littler, 2000), (Figure 2).

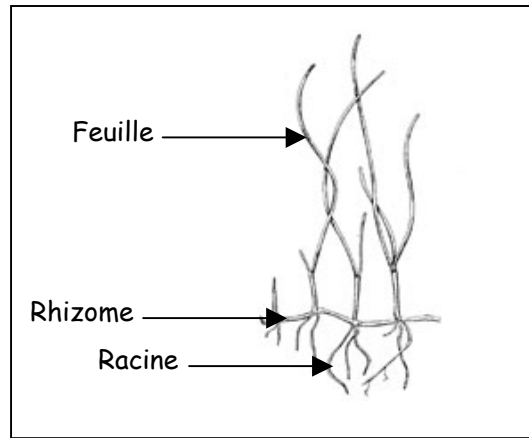


Figure 2 : Schéma de *Syringodium filiforme* (illustration de U.S. Fish and Wildlife service).

Les plantes mâle et femelles sont séparées. Les fleurs groupées en épis sont petites et verdâtres (Laborel & Laborel-Deguen, 1990). La floraison a lieu de janvier à octobre, avec des pics de reproduction entre avril et juillet. Cette espèce s'établit aussi bien sur du sable compact que de la vase et constitue de vastes pelouses s'étendant de la surface jusqu'à 20 m de profondeur. Elle forme des peuplements purs ou des herbiers mixtes avec *T. testudinum*, avec lesquelles elles semblent entrer en compétition quand la salinité est basse (Den Hartog, 1970). C'est une espèce opportuniste, moins résistante mais se réimplantant mieux et plus rapidement. Son taux photosynthétique varie entre 292 et 1095 g/C.m²/an, elle produit en moyenne 90 g de MS/m²/jour et a une élancement des feuilles de 8,5 mm/jour (McRoy & Helfferich, 1977 ; *site internet 4*). Un herbier à *S. filiforme* dense compte environ 3100 pieds/m² (McRoy & Helfferich, 1977). Comparé à *T. testudinum*, *S. filiforme* croît plus rapidement mais son rôle écologique est moins important, d'où le peu de données disponibles. *S. filiforme* est présente dans la région Caraïbe, aux Bermudes et aux Bahamas.



Photo 4 : Herbier de *Syringodium filiforme*.

L'étude de Laborel-Deguen (1984) évaluait à une dizaine de milliers d'hectares la surface des herbiers autour de la Martinique. Cependant dans les régions très battues de la côte atlantique, peu connues et incomplètement répertoriés, il est vraisemblable que les herbiers

soient beaucoup moins répandus et ne colonisent qu'une faible partie des sédiments littoraux, surtout dans les baies abritées. Une étude sur les biocénoses marines de la Martinique est en cours de réalisation (Legrand, en cours) et apportera des informations complémentaires précieuses sur leur répartition.

C. Les menaces :

Les herbiers de phanérogames sont soumis à de nombreuses menaces biotiques et abiotiques (Duffy, 2006). Les effets dépendent de la nature et de la sévérité de la menace et de la partie de la plante endommagée.

- Les menaces naturelles :

De nombreux facteurs naturels endommagent ou menacent les phanérogames. Les tempêtes produisent d'importants dégâts. Les vagues créées par le vent peuvent casser ou déraciner les plantes des herbiers. Les effets sont minimes quand les feuilles et structures végétatives sont affectées, mais beaucoup plus durable lorsque les racines et rhizomes sont touchés. D'après Cruz-Palacios et Van Tussenbroek (2005), les effets des ouragans affectent peu *T. testudinum* et beaucoup plus *S. filiforme* (70% de dommages). Cette différence est due à la structure du système d'ancrage dans le sédiment, les racines et rhizome de *T. testudinum* étant beaucoup plus solides. Les tempêtes tropicales sont souvent accompagnées de pluies diluviennes qui apportent une quantité massive d'eau douce, chargée en boue, contribuant fortement à la dégradation des écosystèmes côtiers (Carex environnement, 1999). De plus, un certain nombre d'animaux peuvent être dérangeants pour les herbiers comme les oursins, le lamantin ou les tortues. Très peu d'invertébrés marins sont physiologiquement capables de digérer la cellulose. Par conséquent, les dommages qu'ils pourraient occasionner chez les phanérogames sont négligeables. Seuls les oursins, qui peuvent brouter 0,5 g de matière sèche par jour et à long terme (> 3,5 ans) peuvent provoquer d'importants dégâts, parfois irréversibles si les racines et rhizomes sont atteints (Heck & Valentine, 1995). Certaines espèces de crabes, poissons, raies peuvent aussi abîmer les racines et rhizomes et déchirer les feuilles en se dissimulant dans l'herbier.

- L'impact direct ou indirect des activités anthropiques

En plus des menaces naturelles, il existe d'autres facteurs d'endommagement beaucoup plus aggravant : les activités humaines. Celles-ci peuvent avoir un impact direct ou indirect sur les phanérogames. La population mondiale est en pleine expansion et vit de façon disproportionnée sur le littoral. La santé des herbiers de phanérogames est fortement corrélée à la quantité de lumière qui pénètre dans la colonne d'eau. La clarté de l'eau est très affectée par la quantité et la composition des eaux pluviales. Cet impact indirect représente la plus grande menace pour les écosystèmes côtiers (Green & Short, 2003). Les eaux de pluie drainent le milieu urbain et rural où les activités humaines sont nombreuses. Elles transportent vers le milieu marin des produits chimiques aussi bien ménagers, agricoles qu'industriels. Les pollutions ménagères sont dues à des problèmes de gestion des déchets et du réseau de collecte des eaux usées qui est inexistant dans certaines communes (Carex environnement, 1999). Les pollutions agricoles sont la conséquence d'une utilisation accrue des engrais et pesticides (3690t/an en Martinique). Les pollutions industrielles résultent des

rejets d'hydrocarbures, de métaux lourds et de l'industrie de la canne à sucre qui produit des rejets acides et riches en matières organiques (Carex environnement, 1999). Les deux principales sources de pollution en Martinique sont la population et les distilleries (DIREN, 1996). En effet, la plus grande part des apports en azote et matière organique est due aux pollutions domestiques (OMMM, 2004). Ces apports sont en général favorables au développement du phytoplancton. Ils peuvent engendrer des blooms phytoplanctonique qui réduisent la clarté de l'eau et par conséquent l'accès à la lumière.

Un facteur de nuisance pour les herbiers de phanérogames est l'hypersédimentation. Elle peut être induite par l'homme de différentes façons : la déforestation et les nombreux travaux de terrassement effectués sur les côtes. En Martinique, la déforestation a débuté au XVIIe siècle à des fins agricoles et s'est poursuivie et accentuée. De plus, l'essor du tourisme a favorisé les constructions hôtelières le long du littoral. Ces phénomènes engendrent l'érosion des sols et les transports solides vers le milieu marin (Carex environnement, 1999 ; OMMM, 2004).

La surexploitation des ressources naturelles est aussi une pression anthropique majeure. La pression de pêche dans les Antilles s'exerce sur les écosystèmes récifaux et les herbiers de phanérogames marines. Toutes les études portant sur l'évaluation des ressources marines de la Martinique s'accordent pour dire que les stocks pêchés (poissons, lambis, langoustes et oursins) sont aujourd'hui surexploités, ce qui perturbe le fonctionnement des écosystèmes côtiers, notamment le réseau trophique.

D'autres facteurs anthropogéniques, cette fois-ci beaucoup plus directs (actions mécaniques), peuvent altérer l'état de santé des herbiers, tels que le draguage, chalutage, la pêche, la plongée sous-marine, la navigation de commerce ou de plaisance (Diren, 1996 ; Short & Willy-Echeverria, 1996 ; Carex environnement, 1999 ; OMMM, 2004 ; Duffy, 2006).

D. Impact des mouillages des bateaux de plaisance

La plaisance : définition adoptée par le Service Territorial de la Marine Marchande et des Pêches Maritimes, l'expression « navire de plaisance » regroupe tous les navires qui relèvent de l'une des 2 catégories suivantes (Service de la Mer de la Province Sud, SMPS) :

- « navire à usage privé n'entrant pas dans la définition des « navires à passagers¹ » et pratiquant à titre gratuit une navigation sportive ou touristique,
- Navire à Utilisation Collective (N.U.C), c'est-à-dire tout navire à voile d'une longueur inférieure à 25 m sur lequel sont embarquées à titre onéreux, sous la responsabilité du propriétaire, de son représentant ou de son préposé, lui-même embarqué, des personnes effectuant une navigation sportive, touristique ou de formation nautique non professionnelle » (*Secrétariat d'Etat à la Mer, 1987*).

Cette définition recouvre 2 types de navires, les voiliers et les bateaux à moteur pratiquant une activité extraprofessionnelle et non commerciale.

Le dictionnaire propose une définition plus générale liée à l'objectif de la plaisance : « activité exercée pour l'agrément ou le sport ». Dans notre étude nous nous limiterons aux bateaux à voile.

¹ Navire à passager : « tout navire qui transporte plus de 12 passagers, si la longueur est supérieure ou égale à 12 m, ou plus de 6 passagers si sa longueur est inférieure. Sont exclus de cette définition les navires à voile d'une longueur inférieure à 25 m, quel que soit le nombre de passagers ».

L'ancrage de bateaux de plaisance provoque des cassures sur les fonds coralliens et la destruction des herbiers de phanérogames marines par l'action des chaînes des bateaux (OMMM, 2004).

Une étude menée en Martinique par l'OMMM (2004) sur l'impact de la fréquentation des sites de plongée sur les coraux met l'accent sur les dégâts causés par les ancres de bateaux de plongée sous-marine. Les mouillages sauvages sont interdits dans la plupart des pays du monde dont les côtes sont bordées par des récifs coralliens. La mise en place de structures d'amarrage est indispensable pour la préservation des fonds sous-marin.

De nombreuses études ont montré l'impact négatif des ancres des bateaux. Hasting *et al.* (1995), ont étudié l'impact de la fréquentation de 2 baies à partir de photographies aériennes sur une période de 51 ans. Une diminution de 18% du recouvrement des herbiers a pu être constatée. Les dommages les plus importants sont réalisés lors du cycle d'ancrage qui se divise en 3 phases : jeter de l'ancre, le temps de mouillage et relevage de l'ancre. C'est lors des deux dernières phases que les dégâts les plus importants sont occasionnés. Une étude réalisée sur *Posidonia oceanica* a montré que lors d'un cycle, 50 pieds/m² en moyenne sont arrachés (Francour *et al.*, 1999). Une estimation plus globale dit que 0,5 % de l'herbier est endommagé par an et par bateau (Creed & Amado Filho, 1999). Les effets sont une diminution de la densité suivie soit d'un recouvrement, soit une destruction de l'herbier selon la partie de la plante touchée (Creed & Amado Filho, 1999). Toutefois, les dommages peuvent être minimisés par le développement de plans de gestion de ces sites fortement fréquentés par les bateaux de plaisance (Backhurst & Cole, 2000). Les activités de loisirs ont un impact localisé mais intense. Elles peuvent bénéficier de ces plans afin de diminuer leurs effets (Backhurst & Cole, 2000). Ces solutions peuvent concerner le type d'ancre utilisée (certaines ayant un impact moindre sur les herbiers (Milazzo *et al.*, 2004)), et l'installation de structures telles que les corps-morts ou ponton flottant. Les flotteurs doivent être personnalisés de façon à rendre toute autre utilisation difficile. La fixation au fond peut se faire de manières différentes selon la nature du substrat : un anneau fixé dans la roche, une gueuse en béton pour les fonds meubles, ou différents type d'ancrage spécifique comme « Harmony » (OMMM, 2004 ; Neptune environnement).

E. Méthodes d'analyse et de suivi des herbiers de phanérogames marines.

Les perturbations, qu'elles soient naturelles ou anthropiques, ont des conséquences sur l'aire de recouvrement, la délimitation des limites inférieures et supérieures de distribution bathymétrique, la densité, la biomasse, la structure des tiges et racines, la couverture en épiphytes, les espèces associées, etc. (Pergent-Martini *et al.*, 2005).

L'exploitation du littoral ayant évolué il est important d'identifier les variations temporelles des herbiers de phanérogames. L'analyse des photographies aériennes sur une longue période permet de mettre en évidence les changements dans la distribution des zones d'herbiers (Robbins, 1997 ; Kendrick *et al.*, 2002 ; Agostini *et al.*, 2003 ; Leriche *et al.*, 2006). L'estimation de la couverture par analyse de photos aériennes repose sur l'identification de contours de taches à faible profondeur pouvant ressembler à des zones d'herbiers. Les contours sont reportés sur un fond de carte par le biais d'un logiciel de cartographie (Ganzin *et al.*, 2004 ; Cayol, 2006). Le développement des activités humaines le long du littoral favorise les dégradations des écosystèmes côtiers. Dans un souci de gestion de ces écosystèmes, des suivis sont mis en place pour voir l'évolution des dégradations.

L'installation de transects fixes sur des sites d'étude définis à l'avance et échantillonnés de façon régulière permet de caractériser les changements à partir d'un point zéro (Hily, 2003 ; Green & Short, 2003). Des études plus ponctuelles ayant des objectifs précis (un lieu, un type de perturbation) sont menées et portent en général sur les variations spatiales et structurelles des herbiers (Van Tussenbroek, 1998 ; Francour, 1999 ; Creed & Amado Filho, 1999 ; Fourqurean *et al.*, 2001 ; Ganzin, 2004 ; Agostini *et al.*, 2003 ; Leriche *et al.*, 2006). Différents protocoles ont été établis pour ces types d'études en fonction des objectifs. L'étude de la densité donne des informations importantes concernant la vitalité et la dynamique des phanérogames et peut révéler un impact humain sur l'environnement. L'analyse du recouvrement fournit des informations sur l'état de santé des herbiers (Pergent-Martini *et al.*, 2005). Les stratégies d'échantillonnage sont différentes en fonction de la structure et de la taille de l'herbier.

Une méthode d'évaluation rapide a été mise en place par Bouchon *et al.* (2003). Elle consiste à évaluer l'état de santé grâce à une échelle de quatre conditions de l'herbier (Etat 1 : herbier monospécifique à *T. testudinum*, Etat 2 : herbier mixte à *T. testudinum* et *S. filiforme*, Etat 3 : herbier envahi par des macroalgues et qui subit un envasement, Etat 4 : herbier très clairsemé sous l'influence de l'invasion de algues et de l'effet d'envasement). La densité des phanérogames et la longueur de leurs feuilles sont deux paramètres également pris en compte. Le nombre de plants/m² est évalué par quadrats de 10 x 20 cm pour chacune des espèces. La hauteur de la canopée est estimée par la mesure de la longueur maximale des feuilles de 100 plants pris au hasard dans l'herbier.

D'autres stratégies permettant d'étudier la distribution et l'abondance ont été mises en place. L'une consiste en un échantillonnage stratifié le long de transects de 50 m avec 10 points par transect déterminés au hasard (Fourqurean *et al.*, 2001) et l'autre en un échantillonnage au hasard à l'intérieur de l'herbier (Duarte & Kirkman, 2003).

RAPPORT DE STAGE

1) Introduction

Avec le développement des activités humaines le long du littoral ces dernières décennies, les écosystèmes côtiers sont soumis à des pressions anthropiques, qui s'ajoutent aux pressions naturelles existantes. L'importance écologique des écosystèmes littoraux a amené la communauté scientifique à évaluer l'impact des pressions sur leur fonctionnement (Laborel-Deguen & Laborel, 2000 ; Pergent-Martini *et al.*, 2005).

Les herbiers de phanérogames forment des écosystèmes particuliers de grand intérêt écologique et patrimonial, reconnus au niveau international en tant qu'habitats remarquables (Hily, 2003). Ces zones de très forte diversité biologique jouent un rôle fonctionnel essentiel en tant qu'aires de reproduction, nurserie et de nourrissage.

Les herbiers sont de plus en plus utilisés comme indicateur biologique en raison de leur rôle écologique, de leur large distribution, de leur sédentarité et de leur sensibilité aux modifications de la zone littorale (Short & Willie-Echeverria, 1996 ; Pergent-Martini *et al.*, 2005).

En région tropicale, le développement des herbiers, entre la mangrove et le récif corallien, lui confère un rôle important de filtre écologique (Laborel-Deguen & Laborel, 2000). Bien que la communauté scientifique porte un intérêt grandissant à cet écosystème, les Antilles françaises restent méconnues.

Une étude ancienne (Laborel-Deguen, 1984) évaluait à une dizaine de milliers d'hectares la surface des herbiers autour de la Martinique. Des recherches plus récentes estiment que les herbiers recouvrent aujourd'hui environ 4636 ha (Legrand, 2006) dont 3888 ha situés sur la côte sud méridionale (Chauvaud, 1997). La diminution de surface entre ces 2 estimations n'a pas fait l'objet d'étude spécifique. Une régression des zones d'herbier est observée à l'échelle mondiale. Elle illustre les effets des perturbations des écosystèmes littoraux (Fourqurean *et al.*, 2001 ; Leriche *et al.*, 2006).

Afin de mettre en œuvre des mesures de préservation, l'estimation de la dynamique des herbiers sous l'influence des pressions anthropiques doit être réalisée (Leriche *et al.*, 2006). Ces travaux demandent plusieurs types d'informations : cartographie, surface de recouvrement, densité, etc. Parmi les différentes méthodes de cartographie des herbiers, l'analyse des photographies aériennes apparaît comme le meilleur procédé pour cartographier les prairies de phanérogames peu profondes (Kendrick *et al.*, 2002 ; Leriche *et al.*, 2006).

La clarté de l'eau est le principal facteur de distribution des phanérogames. La turbidité peut augmenter lors d'un apport massif de particules par les eaux de ruissellement ou un émissaire en mer. D'autres facteurs peuvent entraîner la dégradation des herbiers à des échelles plus localisées. Les ancres et chaînes de bateaux ont une incidence négative sur les herbiers en arrachant les plants de phanérogames par balayage du fond (Hasting *et al.*, 1995 ; Francour *et al.*, 1999 ; Creed et Amado Filho, 1999 ; Milazzo *et al.*, 2004)

Le but de cette étude est d'étudier l'évolution d'une partie des herbiers de phanérogames de la Martinique sur le long terme (1951 – 2006), notamment caractériser les variations au cours du temps, et d'évaluer l'impact des ancres des bateaux sur la qualité écologique des zones d'herbier en comparant des zones de mouillage avec des zones sans mouillage. Des photographies aériennes ont été utilisées pour analyser les changements de superficies. Ces analyses ont été complétées par des évaluations de la densité des plants de phanérogames dans des zones de mouillage et hors mouillage.

2) Présentation des sites d'étude

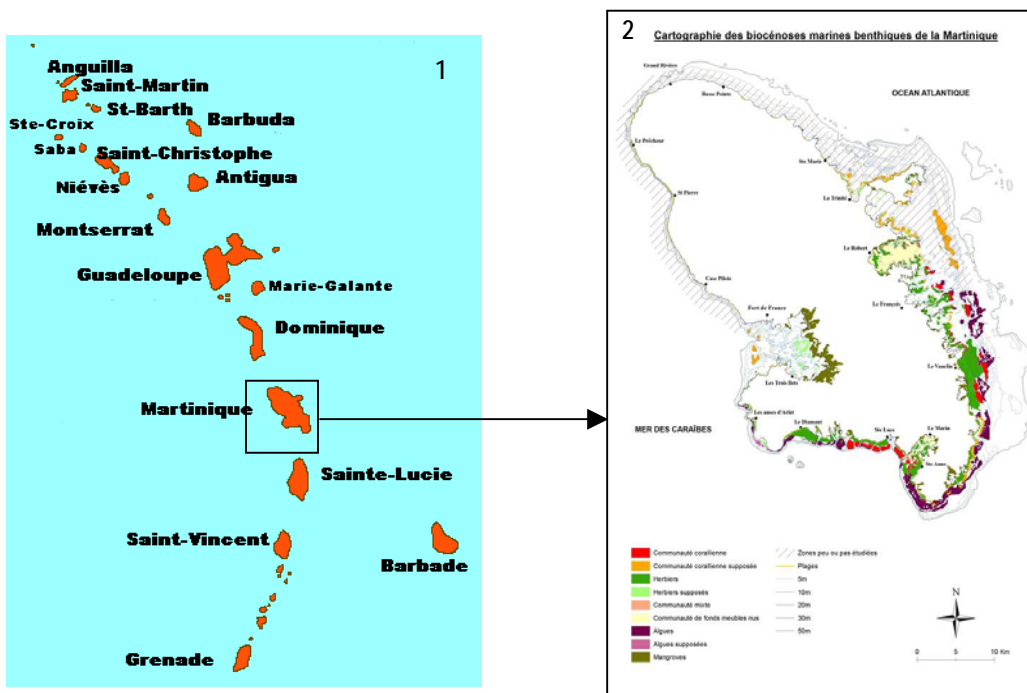
- **Présentation de la Martinique :**

La Martinique, île des petites Antilles de l'Arc Antillais, est située entre La Dominique et Sainte Lucie. Elle est bordée à l'est par l'océan Atlantique et à l'ouest par la mer des Caraïbes (Carte 1 et 2). L'île a, depuis 1946, le statut de département français d'outre-mer (DOM). La Martinique a une surface de 1100 km², une longueur de 75 km et une largeur variant de 12 à 35 km au maximum. Les côtes s'étendent sur 350 km, le littoral est caractérisé par une alternance de plages de sable fin, de côtes rocheuses, de falaises et de baies semi fermées (IEDOM, *site internet 5* ; INSEE, *site internet 6*).

Le climat est tropical humide. Deux zones géographiques s'opposent : le Sud peu accidenté, est ensoleillé et sec ; le Nord, montagneux, est majoritairement pluvieux. L'île est soumise aux alizés et les vents sont principalement de secteur est. La température de l'air oscille entre 20 et 30°C pour une moyenne annuelle de 26°C, celle de la mer entre 26 et 29°C. La saison sèche, de décembre à mai, alterne avec la saison des pluies, de juin à novembre, ou période cyclonique.

La population est de 395 000 habitants, soit une densité de 367 habitants par km². Du fait du relief montagneux, la population est principalement concentrée sur les communes de Fort-de-France, du Lamentin et de Schoelcher (soit environ 170 000 habitants) qui sont toutes des communes littorales (24 des 36 communes sont côtières)(IEDOM, *site internet 5*). L'économie est avant tout basée sur le tourisme et les services, mais les activités traditionnelles telles que l'agriculture et la pêche demeurent actives. L'impact des activités humaines est particulièrement important dans la zone côtière : surpêche, plaisance, problèmes de traitement des eaux usées, rejets de polluants industriels et agricoles, sont autant de pressions notables en Martinique (Diren, 1996 ; Carex environnement, 1999 ; OMMM 2004).

Les 3 principales biocénoses marines du littoral martiniquais sont les récifs coralliens, les herbiers de phanérogames marines et la mangrove (Bouchon, 1990) (Carte 2).



Cartes 1 et 2 : Carte des Petites Antilles (1) (Source Diren) et carte de la Martinique (2) (Source : H. Legrand).

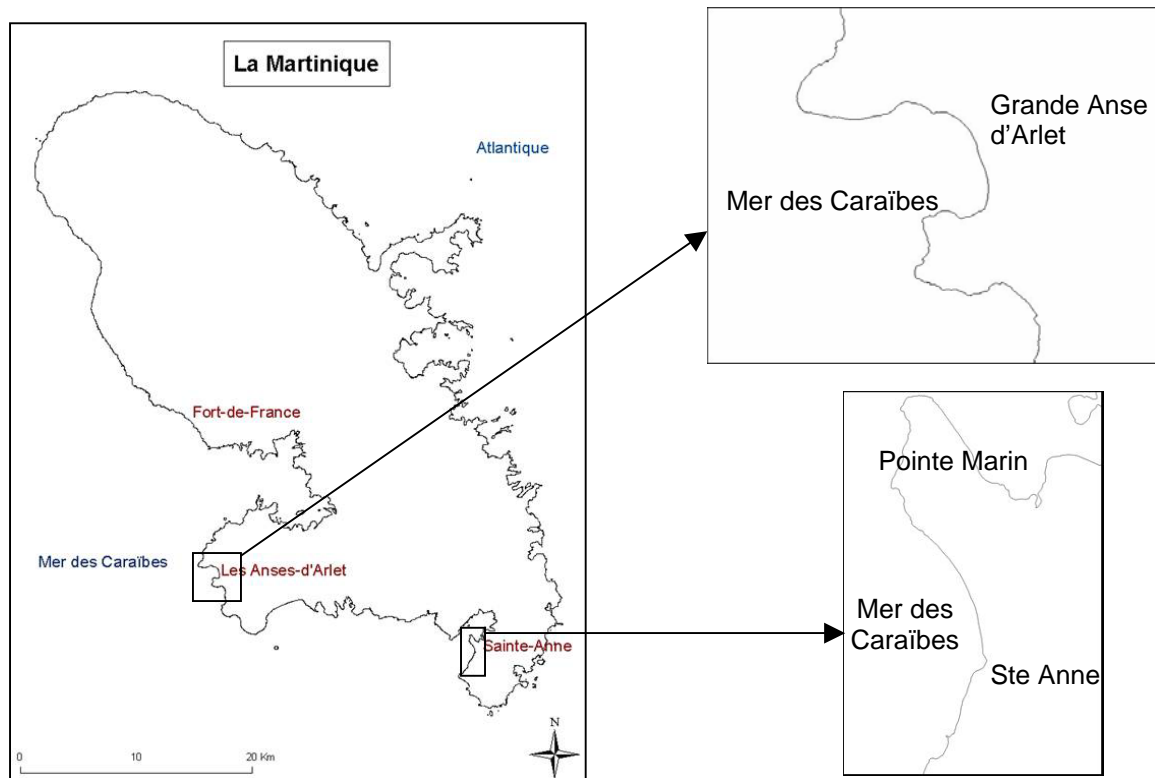
- **Choix des sites d'étude**

Les sites ont été sélectionnés selon le niveau de fréquentation par les bateaux de plaisance. D'après la synthèse bibliographique et cartographique réalisée par le bureau d'étude CAREX environnement (1999), les herbiers sont bien développés dans les baies et sur la côte sud de l'île (entre les Anses d'Arlet et Le Vauclin où ils s'étendent sur 3900 ha). La même étude répertorie 25 sites de mouillage, les plus fréquentés par les bateaux étant ceux situés entre Sainte Luce et Sainte Anne et face à la commune des Anses d'Arlet.

L'ensemble de ces informations, en complément des photographies aériennes IGN (collection de 1951 à 2004), a permis de choisir 2 zones d'études (Carte 3) :

- Grande Anse des Anses d'Arlet (GA).
- La plage de la pointe Marin de Sainte Anne (SA).

Fin 2003, une zone spécifique a été délimitée à 300 m du rivage sur les 2 sites et dédiée au mouillage des bateaux



Carte 3 : Carte de la Martinique et localisation des sites d'étude (Source : SHOM).

3) Matériels et Méthodes

a) Utilisation des photographies aériennes et des cartographies des biocénoses marines existantes

La base de photographies aériennes des campagnes IGN Martinique de 1951, 82, 88, 92, 2000 et 2004 de la bande littorale, a permis d'analyser l'évolution des zones d'herbier sur une période de 53 ans. La cartographie des biocénoses marines de Chauvaud (1997) qui décrit entre autre les zones d'herbier selon une typologie propre définie dans la thèse, a été utilisée en complément des photographies IGN.

Les photographies aériennes de 1951, 82, 88 et 92 et les cartes de Chauvaud ont été géoréférencées à l'aide du logiciel Arcview 9.1 (Système d'Information Géographique). Cette étape n'a pas été nécessaire pour les orthophotos 2000 et 2004, par définition déjà géoréférencées.

La photo-interprétation, employée pour déterminer la nature des fonds marins à travers la couche d'eau, n'est possible que sur des zones de faible profondeur (10 m maximum). La qualité de l'image et son exploitation dépendent à la fois des conditions météorologiques, de l'état de la surface, de la turbidité et de la luminosité lors de la prise de vue. L'ensemble de ces facteurs conditionne les possibilités d'extraction de l'information recherchée. La résolution fine des photographies aériennes (50 cm) n'est pas un critère de lisibilité des images (Ganzin *et al.*, 2004 ; Hily, 2003).

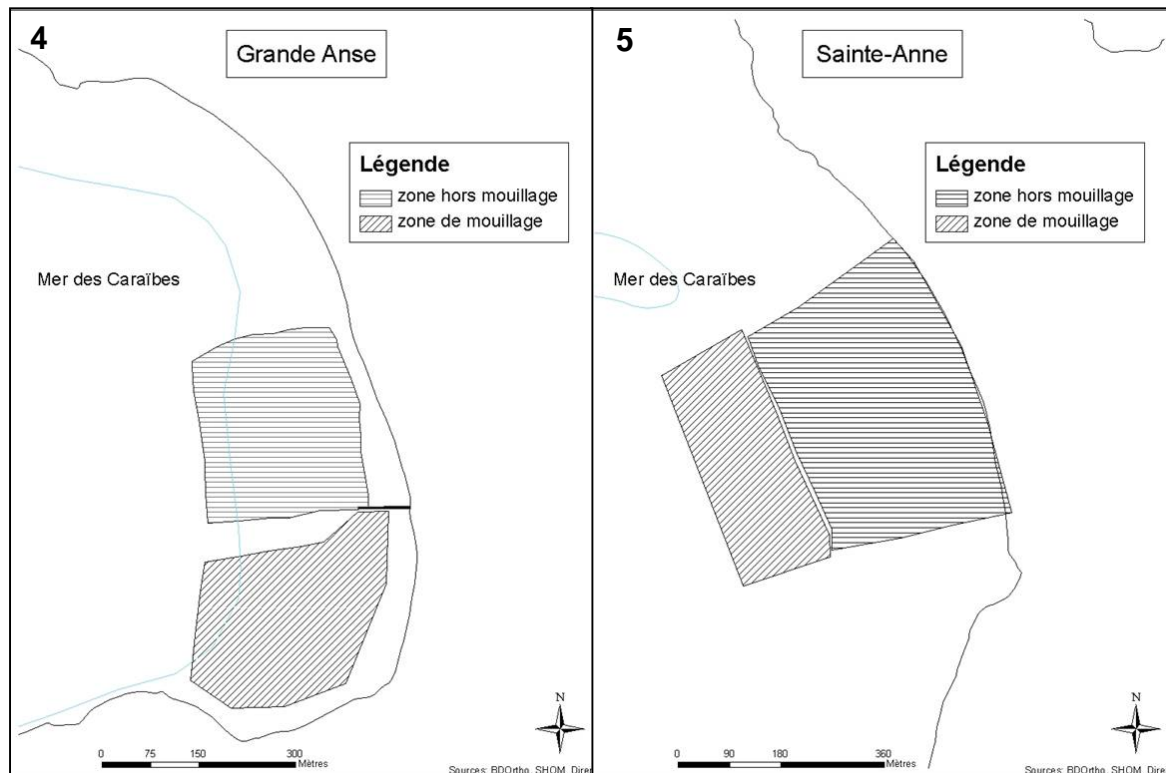
Pour les zones marines, la superposition des cartes géoréférencées du SHOM (Service Hydrographique et Océanographique de la Marine) dans le logiciel SIG fournit une information précise sur la bathymétrie et le trait de côte de la Martinique.

Les photographies aériennes géoréférencées de chaque campagne ont été utilisées pour délimiter les zones d'herbiers sur les 2 sites d'étude et calculer les surfaces de recouvrement. Les différentes superficies calculées ont été comparées entre chacune des campagnes et corrélées d'une part, aux événements climatiques majeurs et d'autre part, pour la période 2000, 2004 et 2006, à l'évolution de la fréquentation par les bateaux.

b) Délimitation des zones d'herbier pour l'année 2006

Une étude de terrain a été entreprise pour indiquer précisément les limites des herbiers actuels. La dernière campagne IGN de 2004 a été utilisée pour tracer les contours approximatifs et des vérifications ont été réalisées *in situ*. Les zones de contrôles ont été déterminées d'après l'analyse des photos aériennes et en fonction de la nature homogène ou dispersé (« en patch ») de l'herbier. Chaque site d'étude est divisé en 2 secteurs : une zone de mouillage (ZM) et une zone hors mouillage (ZHM) (Carte 4 et 5). Ce fractionnement a pour objectif d'étudier l'impact des mouillages sur la superficie des zones d'herbier et la densité des plants de phanérogames. L'herbier de Sainte-Anne étant plutôt homogène, la délimitation s'est faite uniquement à partir des photos aériennes et dans les 2 zones (ZM et ZHM). Des vérifications terrain ont été effectuées sur Grande Anse en raison de la structure dispersée de l'herbier. Dans un premier temps, la baie a été prospectée en bateau pour vérifier la nature réelle des zones d'herbier délimitées d'après les photos (au large et au centre). Puis dans un second temps une délimitation précise des contours des patches a été réalisée par équipe de 2 plongeurs, chacune munie d'un GPS (Global Positioning System). Les équipes ont suivi les

contours des herbiers en enregistrant régulièrement des points en surface pour tracer les limites des patches (Carte 4 et 5).



Carte 4 et 5 : Délimitation des zones d'herbiers sur Grande Anse (1) et Sainte Anne (2). Chaque carte présente deux zones distinctes selon qu'elles sont autorisées au mouillage ou non (ZM et ZHM).

c) Evaluation de la densité des plants de phanérogames par zone d'étude

Sainte Anne :

L'échantillonnage s'est fait le long de transects de 50m (Fourqurean *et al.*, 2001). Dix points d'échantillonnage ont été déterminés au hasard le long de chaque transect et 3 réplicats ont été réalisés à chaque point. Les comptages du nombre total de plants par espèces ont été réalisés dans des quadrats métalliques de 10 x 20 cm (Bouchon et al, 2003). Six transects (T1, T2, T3, T4, T5 et T6) déterminés au hasard dans chaque zone d'étude ont été réalisés (Carte 7). Le travail de terrain a été effectué par binôme en plongée sous marine, une troisième personne assurant la sécurité en surface.

La sélection au hasard des transects a été faite à l'aide d'une grille de coordonnées X et Y dessinée sur la carte du site d'échantillonnage sous SIG (Figure 1). Les axes X et Y ont été numérotés et des combinaisons de 2 chiffres ont été déterminées au hasard par attribution d'un nombre aléatoire à chaque coordonnée d'abscisse et d'ordonnée, lorsque les coordonnées obtenues se trouvent en dehors des zones d'échantillonnage une nouvelle combinaison de 2 chiffres est déterminée. La détermination des stations sur le transect a été établit en divisant le transect de 50m tous les 0,25m, puis un nombre aléatoire a été attribué à chaque valeur et des combinaisons de 10 chiffres ont été déterminées pour chaque transect (Frontier, 1982).

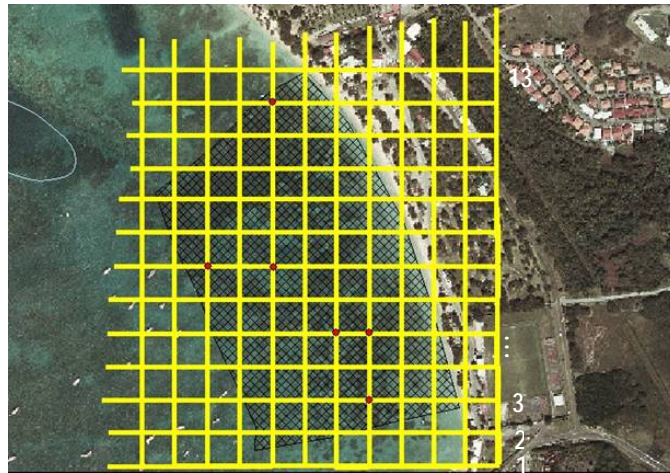
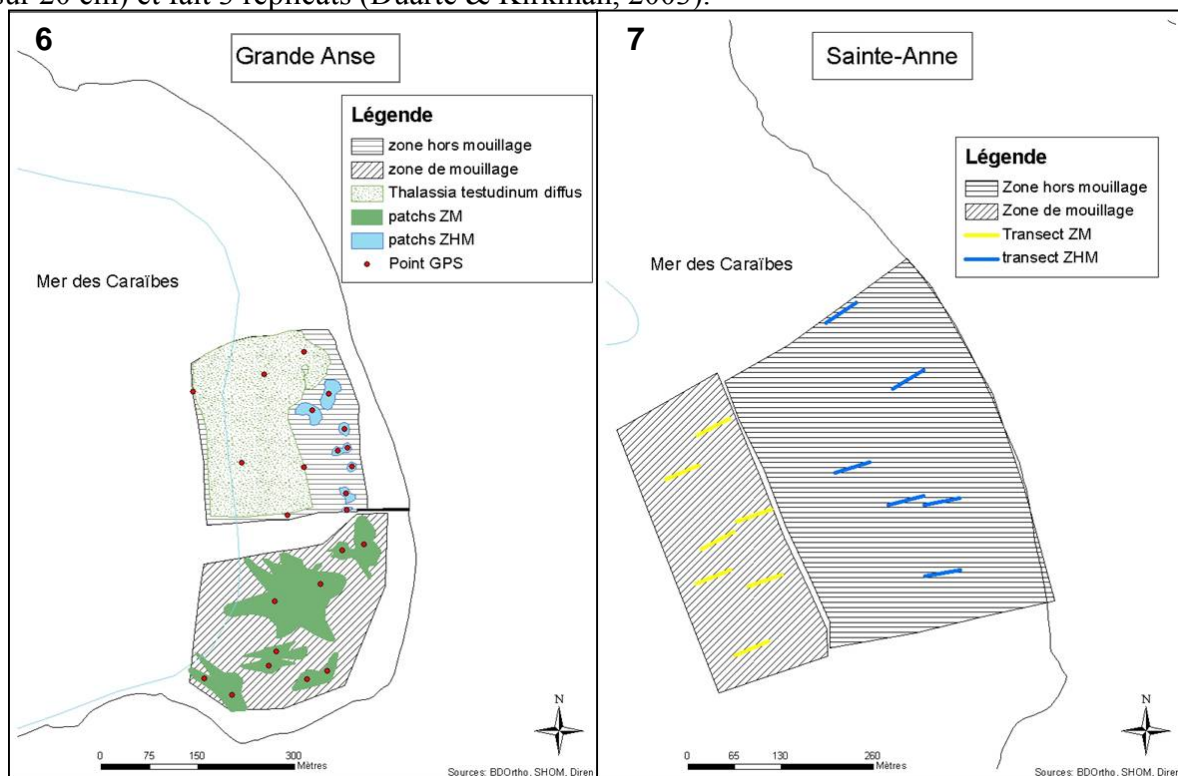


Figure 1 : Grille de coordonnées X et Y qui permet de déterminer la position des transects dans les 2 zones d'échantillonnage, les points rouges représentent les coordonnées des transects déterminées aléatoirement.

Grande Anse :

La délimitation a permis de mettre en avant la structure des herbiers aussi bien dans la zone de mouillage, constituée d'herbier en patch, que dans la zone hors mouillage constituée d'une partie diffuse de *T. testudinum* et d'herbier en patch (Carte 6). Les « patches » et le secteur diffus ont été échantillonnés individuellement et de façon aléatoire. Des coordonnées spatiales X et Y ont été définies sous SIG afin de se repérer sur le terrain grâce à un GPS. Dix points d'échantillonnage ont été réalisés par patch et sur le secteur diffus (Fourqurean *et al.*, 2001). Ils ont été définis au hasard sur les sites à échantillonner. Le terrain a été fait en plongée sous marine par binôme. Le plongeur, une fois sur le patch ou la partie diffuse, nage dans n'importe quelle direction et parcourt une distance quelconque ensuite il lâche le quadrat (10 sur 20 cm) et fait 3 réplicats (Duarte & Kirkman, 2003).



Carte 6 et 7 : Répartition des points d'échantillonnage pour les mesures de densité de phanérogames par herbier sur chacun des sites analysés.

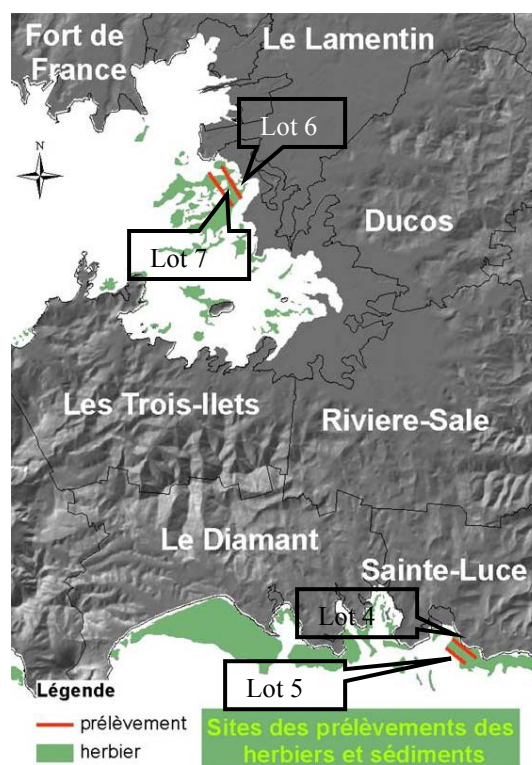


Photo Cécile Pérès/OMMM

Photo 1 : Plongeur effectuant un comptage de densité.

d) Analyse écotoxicologique

Une analyse écotoxicologique comparative (métaux lourds et pesticides) entre les herbiers de la baie de Fort de France (zone « polluée ») et ceux de la côte sud Caraïbe (zone « non-polluée ») devait être réalisée en collaboration avec l'université de Toulon. Une étude récente ayant été commandée par la Diren en 2005, cette partie du stage n'a pas été réalisée. Toutefois, la mise à disposition des données métaux lourds et pesticides par la Diren a permis d'appréhender succinctement la problématique pollution dans le cadre de la politique de gestion des zones marines côtières en Martinique. Les prélèvements ont été effectués pour la zone « polluée » dans la baie de Génipa (lots 6 et 7) et pour la zone « non-polluées » sur le secteur de Trois-Rivières (lots 4 et 5) (Carte 8).



Carte 8 : Prélèvements pour l'étude écotoxicologique. A chaque lot des échantillons de phanérogames et de sédiment ont été prélevés. Les prélèvements des différents lots ont été effectués à des distances variables de la cote : lot 4 à 5m, lot 5 à 40m, lot 6 à 150m et lot 7 à 300m.

e) Fréquentation des zones d'échantillonnage par les bateaux de plaisance

L'étude de la fréquentation des sites de Grande Anse et de la plage de la pointe Marin à Sainte Anne par les bateaux de plaisance s'est faite d'une part, à partir des photographies aériennes afin de voir s'il y avait une augmentation de la plaisance depuis 1951. D'autre part, par un comptage régulier du nombre de voiliers sur les 2 sites d'étude a été réalisés en semaine, les WE et pendant les vacances scolaires, à l'aide de jumelle afin de définir les tendances annuelles de la fréquentation.

f) Traitement statistique des données

Les données sur les densités de plants par herbiers, en fonction des zones de mouillage/sans mouillage et des espèces de phanérogames ont été analysées par des méthodes statistiques dans l'objectif de détecter des différences significatives entre les secteurs étudiés. Le test de Ryan-Joiner a été utilisé pour tester la normalité des données.

Pour les variables suivant une loi normale, la méthode d'analyse de variance à un critère de classification (ANOVA - MINITAB) a été employée. Pour les données ne suivant pas une loi normale, et en raison de l'utilisation de petits échantillons (10 points par transect) le test non paramétrique de Mann-Whitney a été utilisé (MINITAB) pour comparer les zones deux à deux.

Dans un premier temps nous avons comparé les patches ou transects d'une même zone pour déterminer l'homogénéité de l'herbier. Puis dans un second temps, nous avons comparé les zones entre-elles afin de détecter l'effet des mouillages.

4) Résultats

a) Analyse des photographies aériennes et des cartographies des biocénoses marines :

L'analyse des photographies aériennes (IGN 1951, 1982, 1988, 1992, 2000, 2004) avec le logiciel Arcview 9.1 a permis de cartographier les herbiers sur le littoral des communes de Grande Anse (GA) et Sainte-Anne (SA) et de calculer leurs aires de recouvrement pour chacune des années. Les résultats montrent des changements (régression et augmentation) des superficies totales des herbiers sur GA et SA entre les années 1951 et 2004 (figure 2).

La superficie de la zone d'herbier de GA a diminué entre 1951 et 2004 d'environ 10%. Ce changement n'a pas été progressif et deux périodes de régression majeures sont mises en évidence entre 1951 et 1982 (31 ans, -20%) et entre 1997 et 2000 (3 ans, -44%).

Les observations faites sur la région de SA montrent une stabilité de la surface globale de la zone d'herbier, avec une variation d'environ +/- 10% par rapport à la surface calculée en 1951. Deux régressions sont aussi mises en évidence, entre 1951 et 1982, avec une diminution de la surface équivalente à celle observée sur GA (22%), et entre 1992 et 1997 (environ 10%). Toutefois, les résultats de 1997 relatifs à l'étude de Chauvaud (1997) ne prennent pas en compte une étendue de 30 000 m² identifiée comme zone d'herbier en 2000, 2004 et 2006, ainsi qu'en 1992. Avec la valeur corrigée de la surface totale des herbiers sur GA, la régression n'est plus visible et les résultats plus cohérents avec les années précédentes et suivantes (Figure 5).

Dans les deux cas, après chaque régression et entre deux campagnes photographiques, une augmentation de la superficie des herbiers est observée.

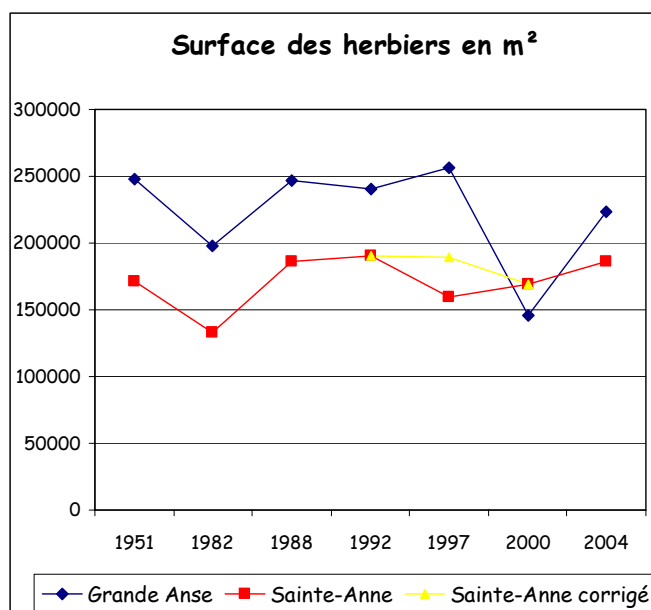


Figure 2 : Surface de recouvrement des herbiers (en m²) de Grande Anse et Sainte-Anne d'après l'analyse des campagnes de photos aériennes IGN de 1951, 1982, 1988, 2000 et 2004 et de la cartographie des biocénoses marines de Chauvaud 1997.

Les résultats présentés précédemment, qui concernent la surface totale des zones d'herbiers, ne renseignent pas sur la structure même de l'herbier (dense ou clairsemé). Cette différence peut toutefois être révélée par une analyse plus fine des photographies aériennes. En comparant les photos deux à deux, il a été possible d'identifier précisément les zones où les herbiers ont régressé ou, au contraire, recolonisé les fonds sableux (Tableau 1, Carte 6 et 7).

	Grande Anse		Sainte Anne	
	herbier dense	herbier clairsemé	herbier dense	herbier clairsemé
1951	247773	0	171350	0
1982	129234	68197	133078	0
1988	246786	0	186440	0
1992	179074	61259	190551	0
1997	196538	59447	159684	0
2000	137461	8153	55606	113836
2004	42550	180671	150829	35646

Tableau 1 : Surface (en m²) des herbiers denses et clairsemés sur les 2 sites d'étude. D'après l'analyse des photos aériennes IGN de 1951, 1982, 1988, 2000 et 2004 et de la cartographie des biocénoses marines de Chauvaud 1997.

Grande Anse (Carte 9) :

La comparaison des photos de 1951 et 1982 montre une régression de 20% de la surface totale de l'herbier et un éclaircissement dans la zone Nord (35% de la surface de l'herbier). En 1988, l'herbier est dense et uniforme et semble régénéré en quasi totalité. En 1992, un léger recul de 3% de la zone d'herbier et un éclaircissement de 25% dans la même partie nord qu'en 1982 sont mis en évidence.

Sur les cartographies de Chauvaud de 1997, les zones d'herbier « clair » de 1992 sont à nouveau denses mais certaines parties de l'herbier dense sont devenues claires au niveau de parties où l'herbier a toujours été dense. Par contre la superficie totale est équivalente à celle calculée en 1988. En 2000, l'aire totale de l'herbier chute de 41%. Entre 2000 et 2004, la surface de l'herbier augmente très significativement (31%). Des zones dépourvues d'herbiers en 2000 ont été colonisées. Deux secteurs d'éclaircissement sont identifiés au centre et au Sud de l'anse. La surface des herbiers denses dans la partie Nord a également augmenté.

Sainte-Anne (Carte 10) :

La comparaison des photographies de 1951 et 1982 met en évidence une réduction de la superficie de l'herbier de 22%. En 1988, la surface de l'herbier est supérieure à celle de 1951. L'herbier recouvre complètement son aire d'origine et semble s'être étendu. De 1988 à 1992 la surface de couverture évolue peu. Toutefois, l'herbier semble s'étaler en périphérie des contours de la limite inférieure de 1988. La diminution de la superficie des herbiers en 1997 (7%) est probablement due à la méthode employée par Chauvaud pour la cartographie des biocénoses marines (cf. a)). En 2000, comme pour Grande Anse, l'aire totale de l'herbier diminue de 18% par rapport à 1997 et l'éclaircissement représente environ 70% de la zone. En 2004, suite à la mise en place de la zone des 300m par la commune, l'herbier est dense à 100%. Cependant à l'extérieur de la zone des 300m (ZM) une partie des herbiers reste clairsemée (20%).

Surface totale des herbiers dans la ZHM

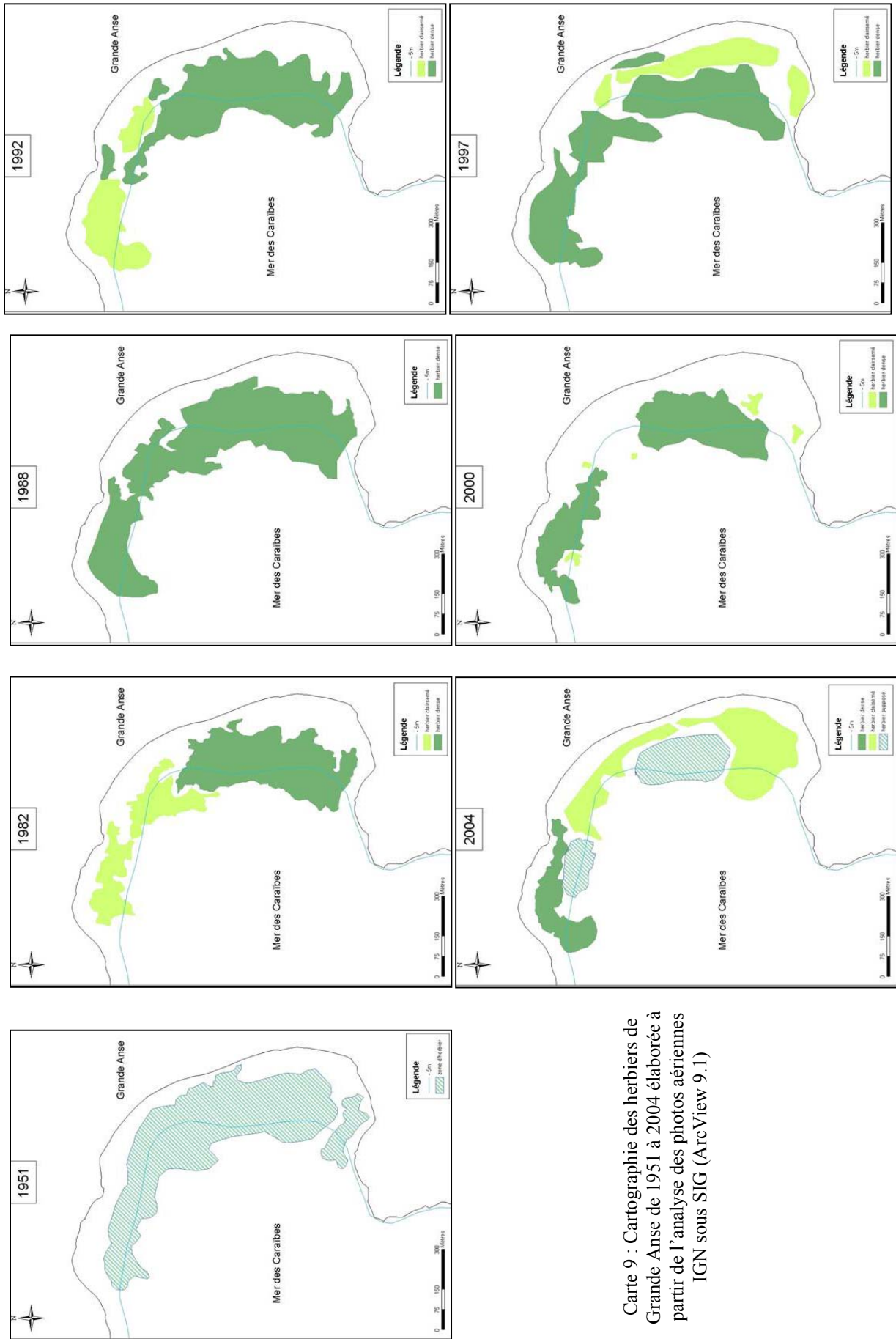
Sur les 2 sites, une étude plus précise des photos aériennes a été menée pour comparer la superficie des herbiers dans les zones de mouillage et hors mouillage

Sur GA, la comparaison des herbiers entre 2000 et 2004 a permis d'identifier des surfaces de recouvrement de 74% et 77% respectivement dans la ZHM, soit 3% d'augmentation.

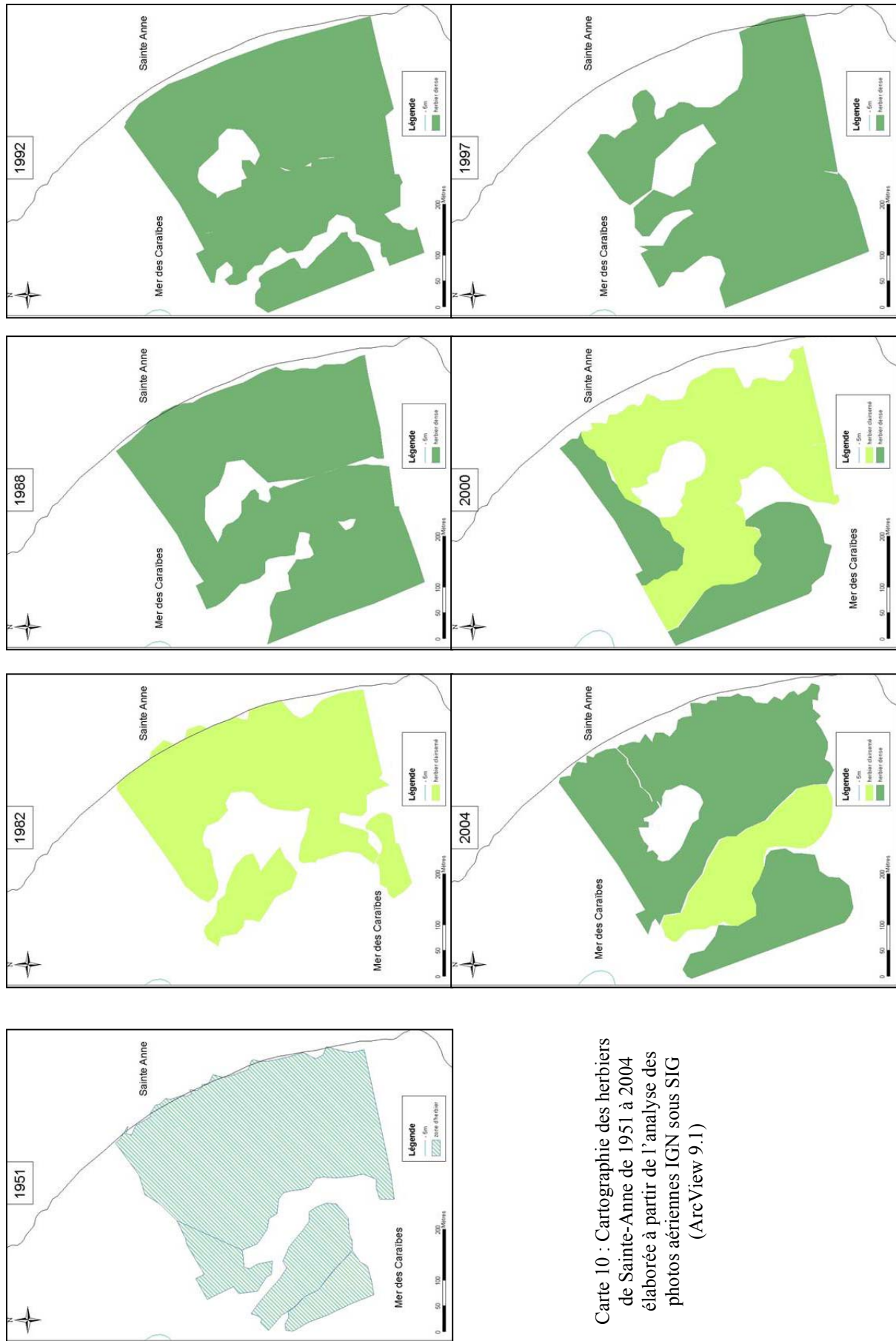
Sur SA, la comparaison des photographies aériennes de 2000 et 2004 montre une densification et une extension des zones d'herbiers en 4 ans, (Photo 2 A et B). La surface de l'herbier dans la ZHM de 121620 m² en 2000 est passée à 138523 m² en 2004, soit 11% d'augmentation.



Photos 2 et 3 : Photographies aériennes de la plage Pointe Marin de Sainte Anne en 2000 (A) et 2004 (B). Sur la photo 2004 (B) la surface des herbiers a nettement augmenté par rapport à l'année 2000 (le cadre noir représente le secteur pris en compte pour cette analyse, soit 150169 m²)



Carte 9 : Cartographie des herbiers de Grande Anse de 1951 à 2004 élaborée à partir de l'analyse des photos aériennes IGN sous SIG (ArcView 9.1)



Carte 10 : Cartographie des herbiers de Sainte-Anne de 1951 à 2004 élaborée à partir de l'analyse des photos aériennes IGN sous SIG (ArcView 9.1)

b) Délimitation des herbiers dans les zones de mouillage et hors mouillage :

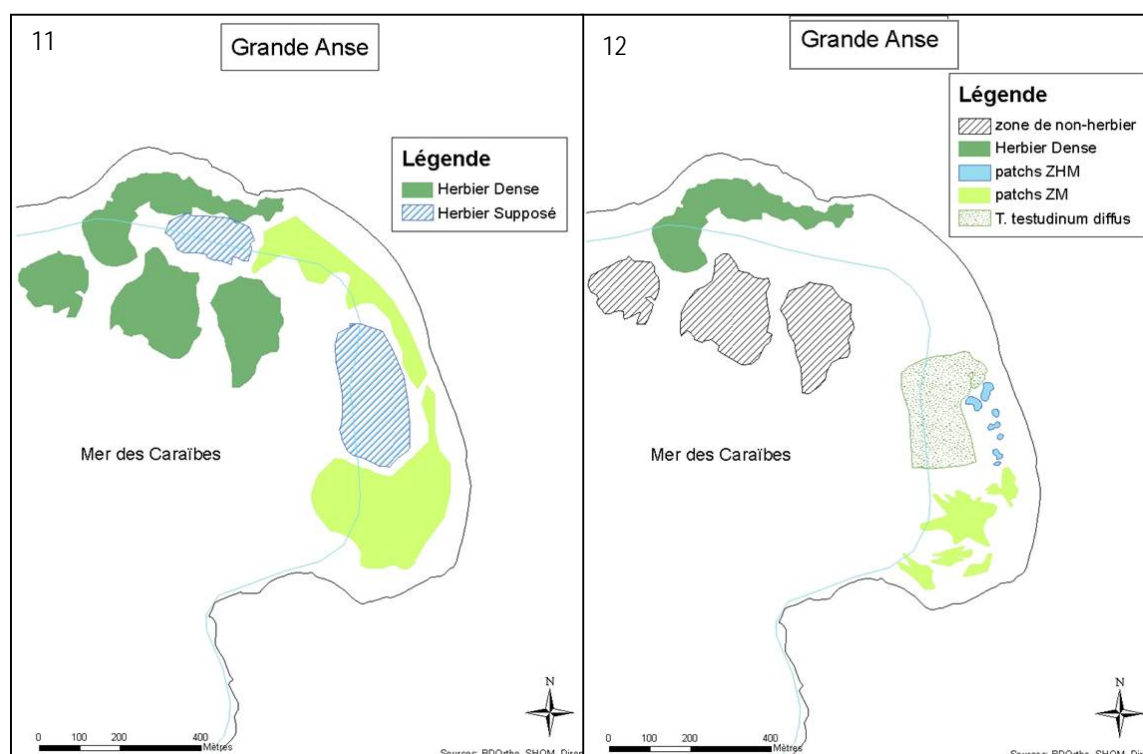
L'analyse des photographies aériennes de 2004 a permis de mettre en évidence la structure des herbiers des 2 sites.

Pour SA, l'herbier est plutôt homogène et dense. Sur ce site, la délimitation, dans la ZM et la ZHM, a été effectuée à partir des photographies aériennes de 2004 et a permis de calculer leur étendue (Tableau 2), des vérités terrain n'ont pas semblé nécessaire en raison de la structure de l'herbier.

Pour GA, l'herbier est moins dense et plus dispersé, des vérités terrain ont été réalisées pour déterminer les limites des patches et évaluer la surface de recouvrement réelle. La partie des vérités de terrain réalisée en bateau a permis de constater que certaines zones d'herbier délimitées à partir des photographies aériennes étaient en réalité des amas d'algues et de récifs coralliens morts (Carte 8 et 9). Chauvaud (1997) a cartographié ces zones en un mélange herbiers et algues. Les vérités de terrain effectuées dans les ZHM et ZM ont mis en avant les limites et la structure des herbiers (Carte 9). Dans la ZM, l'herbier a une configuration « en patch ». Dans la ZHM, l'herbier est clairsemé et se divise en deux parties : le première présente du *T. testudinum* très diffus qui s'étend sur 43564 m² alors que la seconde est composée d'herbier dit « en patch ». L'étendue des herbiers dans les deux zones (ZM et ZHM) est présentée dans le tableau 2 :

	Grande Anse	Sainte-Anne
Zone hors mouillage	68%	92%
Zone de mouillage	39%	78%

Tableau 2 : Etendue des herbiers dans la zone de mouillage et zone hors mouillage sur les deux sites d'étude.

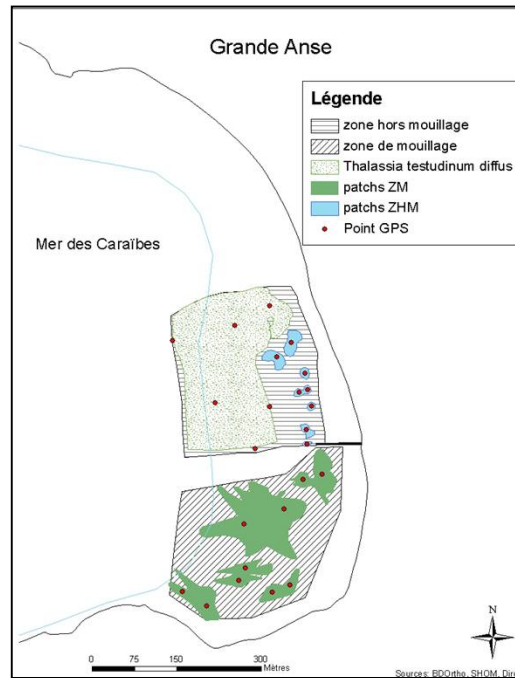


Cartes 11 et 12 : Cartographie des herbiers de Grande Anse à partir des photos aériennes 2004 (11) et après les vérités de terrain (12).

c) Densité des plants de phanérogames sur les ZM et ZHM d’herbier de Grande Anse et Sainte-Anne :

La densité est souvent utilisée pour décrire la structure d’un écosystème. Le nombre moyen de plants /m² a été évalué.

Grande Anse :



Carte 13 : Structure des herbiers de Grande Anse dans ZM et ZHM.

Dans la ZHM, *S. filiforme* représente plus de 95% de l’herbier total. Dans la zone de mouillage, cette espèce domine à 99%.

	Zone hors mouillage	Zone de mouillage
	<i>S. filiforme</i>	<i>S. filiforme</i>
Patch 1	2687±857	0
Patch 2	3347±735	1770±569
Patch 3	3510±645	1102±351
Patch 4	2603±275	3335±609
Patch 5	2997±979	3247±855
Patch 6	1217±331	
Patch 7	3503±325	
Moyenne	2487±1240	1891±1426

Tableau 3 : Tableau récapitulatif des densités moyennes de plants de phanérogames par patch dans les zones de mouillage et hors mouillage.

La zone d’herbier diffus mise en évidence dans la ZHM lors de la délimitation des herbiers de GA (Carte 10) est composée en moyenne de 134±70 pieds/m² de *T. testudinum* et de 35±157 pieds/m² de *S. filiforme*.

Les densités de *S. filiforme* des patches 1 à 5 et 7 sont en moyennes toutes supérieures à 2000 pieds/m² (figure 3A et Tableau 3). Toutefois, l’analyse statistique montre que les densités des patches sont significativement différentes (ANOVA : F = 7,71 ; P < 0,05). Cette différence vient essentiellement du patch 6 avec une densité de *S. filiforme* de 1217±331 plants/m². La

présence de *T. testudinum* réduit le nombre de plants de *S. filiforme* pour une même surface échantillonnée (Annexe 2).

Dans la zone de mouillage (figure 3B), la densité des patchs est aussi significativement différente (ANOVA : $F = 65,71$; $P < 0,05$) (Annexe 3, Tableau 1). L'herbier « en patchs » ne constitue pas une zone homogène. Les deux zones d'échantillonnage (ZM et ZHM) sont difficilement comparables statistiquement d'une part, en raison de la présence de la zone diffuse de *T. testudinum* dans le secteur interdit au mouillage et d'autre part, en raison du nombre différent de patchs dans chaque zone, de leur caractère homogène d'un côté et non-homogène de l'autre.

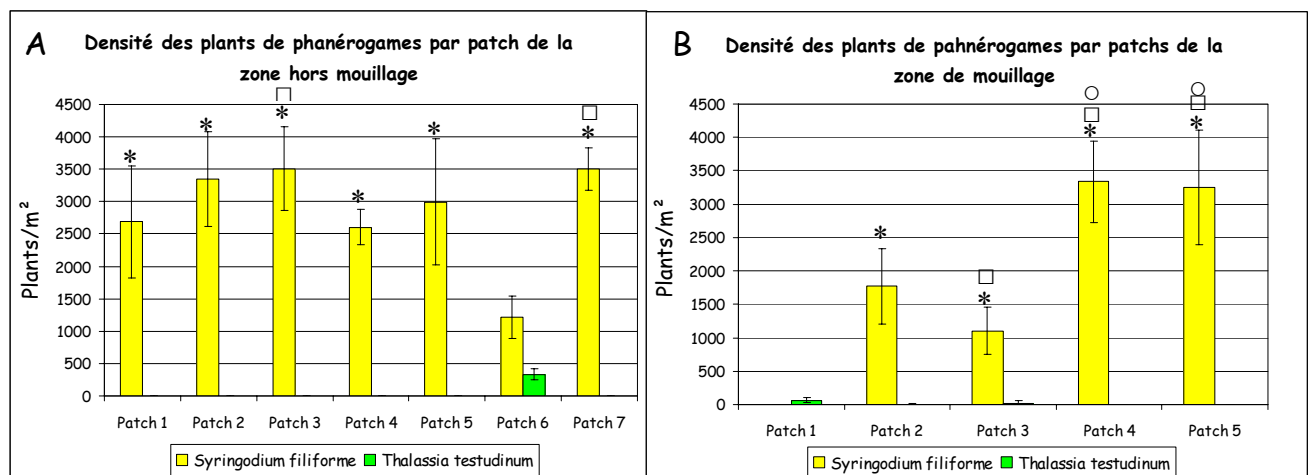


Figure 3 : Densité (nombre de pieds/m²) de *Thalassia testudinum* et *Syringodium filiforme* pour les 2 zones (avec ou sans bateaux). A : * différent du patch 6 à $\alpha=0,05$; □ différent du patch 4 à $\alpha=0,05$. B : * différent du patch 1 à $\alpha=0,01$; □ différent du patch 2 à $\alpha=0,01$; ○ différent du patch 3 à $\alpha=0,01$.

Le pourcentage de représentation de *T. testudinum* étant négligeable dans les zones d'herbier dominées par *S. filiforme*, cette espèce n'a pas été prise en compte dans la suite de l'étude comparative sur les densités de plants de phanérogames des deux zones du site.

Sainte Anne :

Les densités de *T. testudinum* et *S. filiforme* dans la ZM sont respectivement de 66 ± 27 pieds/m² et 289 ± 337 pieds/m². Dans la ZHM, les valeurs calculées sont de 183 ± 111 pieds/m² de *T. testudinum* et 1406 ± 771 pieds/m² de *S. filiforme*. Sur ce site *T. testudinum* représente plus de 10% de l'herbier total.

Dans la ZHM (Figure 4A), la densité de *T. testudinum* est différente entre les transects T1-T3, T1-T5, T2-T3, T3-T4, T3-T5 et T5-T6 (Annexe 3, tableau 2). T3 et T5 présentent respectivement la densité la plus faible (23 ± 53 pieds/m²) et la plus élevée (322 ± 173 pieds/m²). Les différences de densité de *S. filiforme* sont aussi significatives selon les transects (Annexe 3). T4 et T6 présentent respectivement la densité la plus faible (190 ± 601 pieds/m²) et la plus élevée (2493 ± 1260 pieds/m²). Toutefois les densités moyennes de T1, T2, T3, T5 et T6 sont supérieures à 1000 pieds/m². La zone d'herbier est plutôt homogène.

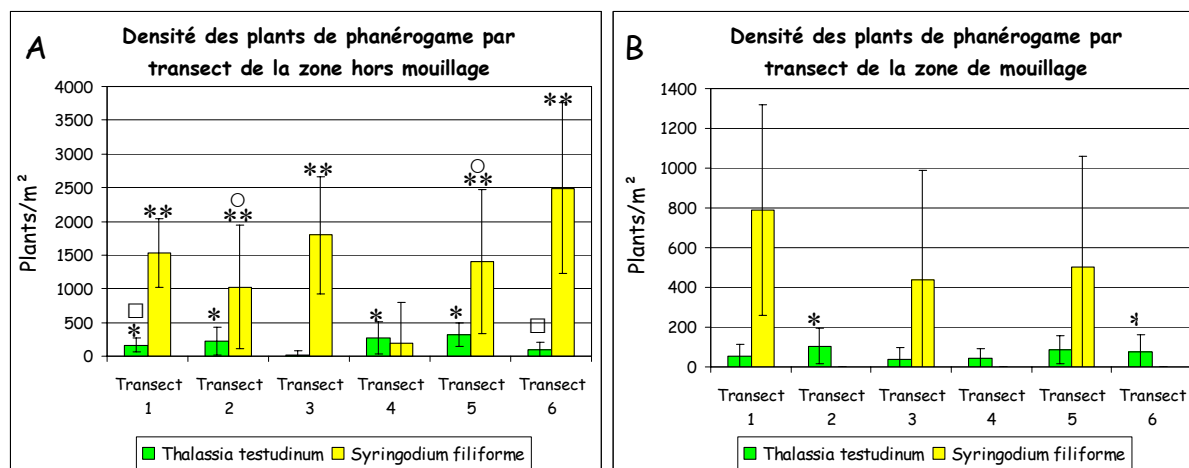


Figure 4 : Densité (nombre de pieds/m²) de *Thalassia testudinum* et de *Syringodium filiforme* par transect sur les zones de mouillage et hors mouillage. A : Pour *T. testudinum* : * différent du transect 3 à $\alpha=0,05$; □ différent du transect 5 à $\alpha=0,05$; pour *S. filiforme* : ** différent du transect 4 à $\alpha=0,01$; ○ différent du transect 6 à $\alpha=0,05$. B : Pour *T. testudinum* : * différent du transect 3 à $\alpha=0,05$.

Dans la zone de mouillage (figure 4B), les valeurs des densités de *T. testudinum* sont significativement différentes entre T2-T3 et T3-T6. T3 présente la densité en *T. testudinum* la plus faible (37 ± 60 pieds/m²). Ces résultats montrent que la répartition de cette espèce est non-homogène.

Pour *S. filiforme*, des différences significatives sont mises en évidence sur l'ensemble de la zone, principalement en raison de son absence des transects 2, 4 et 6 (Annexe 3, Tableau 2), la répartition de cette espèce dans cette zone est non homogène.

La comparaison des densités de *T. testudinum* et de *S. filiforme* entre les deux zones échantillonnées n'est pas possible statistiquement en raison de la non-homogénéité des résultats. Mais des différences s'observent au niveau des densités des deux espèces de phanérogames (Tableau 4). Pour *T. testudinum*, la densité minimum de la zone hors mouillage (72 plants/m²) est inférieure à la densité maximum de la zone de mouillage (93 plants/m²). Pour *S. filiforme* le minimum de la zone hors mouillage (635 plants/m²) est supérieur au maximum de la zone de mouillage (626 plants/m²).

En travaillant sur les densités moyennes les plus fortes par transect (surlignées dans le tableau 4), un facteur 3 peut être calculé entre la ZM et la ZHM, soit des zones d'herbier trois fois plus denses dans les secteurs protégés..

	Zone hors mouillage		Zone de mouillage	
	<i>T. testudinum</i>	<i>S. filiforme</i>	<i>T. testudinum</i>	<i>S. filiforme</i>
Transect 1	163±101	1533±512	53±62	788±531
Transect 2	217±206	1025±914	105±90	0
Transect 3	23±53	1795±872	37±60	440±548
Transect 4	272±245	190±601	42±52	0
Transect 5	322±173	1400±1065	88±71	503±556
Transect 6	98±115	2493±1260	73±89	0
Moyenne	183±111	1406±771	66±27	289±337

Tableau 4 : Tableau récapitulatif des densités moyennes de plants de phanérogames par transect dans les zones de mouillage et hors mouillage, en **jaune clair** les densités les plus élevées par transects.

d) Fréquentation des bateaux de plaisance :

Le dénombrement des bateaux à partir des photographies aériennes indique une augmentation croissante de la plaisance à partir des années 50 (Tableau 5). A partir de 2004 le nombre de bateaux diminue, notamment après la mise en place de la zone de mouillage fin 2003.

Pour SA les résultats ne permettent pas de voir une réelle augmentation de la fréquentation.

	Nombre de bateaux	
	Grande Anse	Ste Anne
1951	0	0
1982	23	1
1988	38	28
1992	47	0
2000	95	20
2004	53	25

Tableau 5 : Nombre de bateaux présents sur les photographies aériennes de 1951 à 2004.

Les comptages effectués à GA et SA entre février et juin 2006 montrent que la fréquentation décroît progressivement. Sur cette période en moyenne pour GA il y a eu 52±10 voiliers et pour SA 44±13 voiliers (Figure 5).

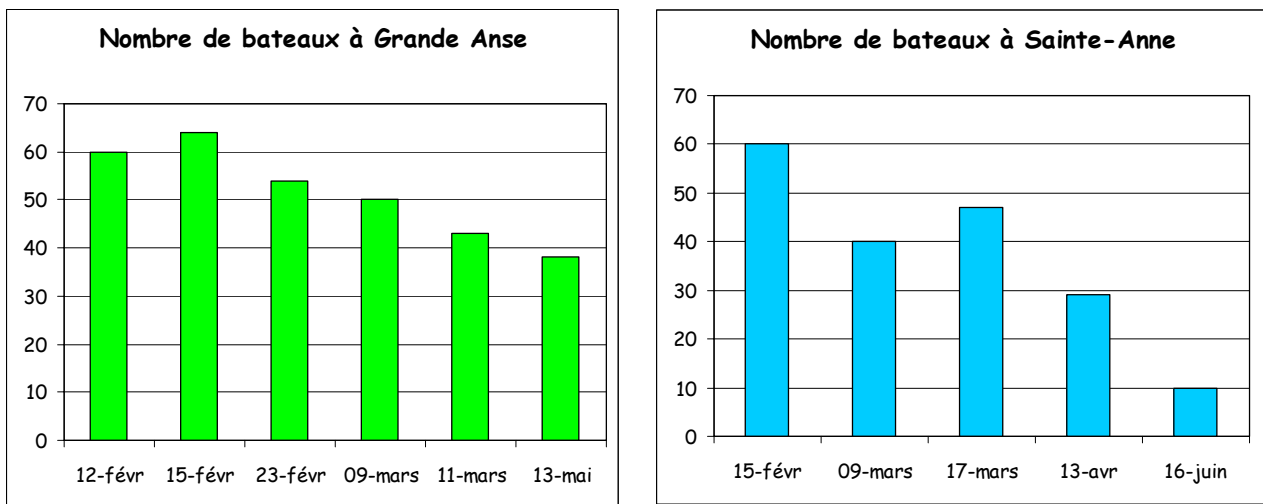


Figure 5 : Fréquentation des bateaux sur Grande Anse et Ste Anne de janvier à juin 2006.

e) Ecotoxicologie :

Les seuils de détection des techniques d'analyse des pesticides étant très bas (0,1 et 0,01 mg/kg de matière sèche) ceux-ci n'ont pas pu être mis en évidence dans les prélèvements d'herbiers et de sédiments.

Les techniques de détection des métaux lourds par analyse multi résidus mises en œuvre ont permis de détecter huit composants dans les différents prélèvements (Tableau 6).

	Baie de Fort de France				Côte Sud Caraïbe			
	Lot 6		Lot 7		Lot 4		Lot 5	
	Sédiment	Herbier	Herbier	Sédiment	Herbier	Sédiment	Herbier	Sédiment
Arsenic	23,8	6,8	23,8	25,8	4,7	4,5	3,7	5,0
Cadmium	0,9	0,8	1,1	1,6	0,3	< 0,2	0,5	0,4
Chrome	7,7	2,4	6,4	10,0	4,7	8,6	3,5	23,8
Cuivre	17,2	5,9	19,8	28,9	7,0	8,8	5,8	60,7
Mercure	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0,0	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0,1
Nickel	2,9	3,1	3,7	4,6	3,4	1,9	2,6	7,0
Plomb	5,4	3,0	3,7	5,8	11,7	12,9	8,4	27,0
Zinc	25,8	12,4	31,2	44,8	24,5	23,7	27,7	93,3

Tableau 6 : Résultats des analyses de métaux lourds (mg/kg de poids sec).

Les plus fortes concentrations ont été détectées dans les sédiments les plus éloignés de la côte (lot 5 et 7). Les concentrations en métaux lourds dépassant le niveau I de référence (annexe 4) sont celles de l'arsenic et du cadmium pour la baie de Fort de France et celle du cuivre pour la Côte Sud Caraïbe.

f) Evènements météorologiques depuis 1951 :

Schéma mettant en relation les évènements climatique de la Martinique depuis 1951 (en noir les tempêtes tropicales, en rouge les ouragans) avec les superficies des herbiers (en m²) sur les deux sites d'étude :

Site d'étude	Type d'herbier	1951	1982	1988	1992	1997	2000	2004
Grande Anse	Dense	247773	129234	246786	179074	196538	137461	42550
	Clairsemé	0	68197	0	61259	59447	8153	180671
Ste Anne	Dense	171350	133078	186440	190551	159684	55606	150829
	Clairsemé	0	0	0	0	0	113836	35646

Gilbert, 1988

Lenny, 1999

Abby, 1960
Edith, 1963
Judith, 1966
Beulah, 1967
Dorothy, 1970
David, 1979
Allen, 1980
Gert, 1981

Cindy, 1993
Debby, 1994
Iris, 1995
Marilyn, 1995

5) Discussion

Des changements significatifs de la surface totale des herbiers sont observés sur les périodes 1951-1982 et 1997-2000, avec des amplitudes variables, essentiellement des réductions majeures (1951-1982 : 20% pour GA, 22% pour SA ; 1997-2000 : 41% pour GA et 18% pour SA). Sur les autres périodes analysées (entre chaque campagne IGN), les superficies des herbiers évoluent peu (+/- 3%).

Les variations importantes enregistrées entre 1951-1982 et 1997-2000 ont été corrélées aux événements climatiques, ouragans et tempêtes tropicales enregistrés durant ces périodes. Entre 1951 et 1982, de nombreux faits cycloniques sont recensés dont deux de grande envergure : David en 1979 et Allen en 1980, ouragans de classe 5 (vent > 249 km/h) (*sites Internet 6 et 7*). Les zones d'herbiers clairsemés observées sur les photos de 1982 peuvent correspondre à des reliquats ou bien un herbier recolonisant le milieu (Carte 9 et 10). Il est difficile de ne se prononcer en raison du manque d'informations concernant les herbiers de phanérogames durant cette période. Jusqu'en 1988 aucun événement météorologique majeur n'a été répertorié. En 6 ans, la zone d'herbier recouvre la même superficie qu' en 1951. Entre 1988 et 1997 les surfaces des herbiers évoluent peu il y a un éclaircissement d'environ 25 % de la superficie totale. En 1999 la tempête tropicale Lenny a engendré des houles de 4 à 5 m sur la côte Caraïbe. Les effets de cette houle pourraient expliquer en partie la diminution de la superficie des herbiers, de 41 % sur Grande Anse et de 18 % sur Sainte-Anne, calculée entre 1997 et 2000. Cruz-Palacios & Van Tussenbroek (2005) ont montré qu'en Australie, les ouragans ont détruit des milliers de km² d'herbiers de phanérogames avec des degrés différents selon la composition spécifique. Deux types de dommages sont mis en évidence suite au passage de cyclone : recouvrement des herbiers par le sédiment et déracinement des plants de phanérogames. Certaines espèces comme *T. testudinum*, dont le rhizome et les racines ont une structure très solide, sont bien ancrées dans le substrat et très résistantes aux tempêtes. Les herbiers à *S. filiforme*, espèce opportuniste qui colonise rapidement les fonds vierges, peuvent disparaître très rapidement (jusque 70 % (Cruz-Palacios & Van Tussenbroek, 2005)). En fonction de la partie de la plante endommagée les conséquences ne sont pas identiques. Si les racines et rhizomes sont touchés, il peut y avoir mort de la plante (Dawes *et al.*, 1997 ; Cruz-Palacios & Van Tussenbroek, 2005). Les zones d'herbiers clairsemés de 2000 peuvent être des reliquats de 1997 ou bien un nouvel herbier recolonisant le milieu. En 1997, Chauvaud a catalogué les zones d'herbier comme des herbiers à *T. testudinum* or les densités ont montré que *S. filiforme* domine à plus de 90 % pour Grande Anse et plus de 80 % sur Sainte-Anne. Les herbiers clairsemés présents en 2000 sont sûrement du *S. filiforme* recolonisant les fonds.

Les évolutions mineures de l'herbier peuvent provenir d'une diminution de l'éclaircissement, notamment l'apport inhabituel de particules dans l'eau (nutriments, sédiment, bloom phytoplanctonique), de variations des paramètres physico-chimiques (salinité, température), du broutage intensif par les herbivores (oursins, lamantins, tortues) ou encore de dommages mécaniques (dragage, moteur des bateaux, ancres) (Kendrick *et al.*, 2002). Dans les régions tropicales, l'intensité du broutage des phanérogames par les oursins a été estimée à 0,5gMS/oursin/jour. Toutefois, cette pression ne semble pas affecter la croissance de *T. testudinum* de façon irréversible. En effet cette espèce est capable de compenser un broutage intense mais court au niveau des feuilles, en mobilisant et transportant les stocks de nutriments au niveau du rhizome. Par contre pour une période continue de broutage par les oursins (environ 3,5 ans) le rhizome peut être partiellement coupé. Dans ce cas-là les dégâts peuvent être irréversibles et entraîner la mort de l'herbier (Heck & Valentine, 1995).

D'une manière générale les herbiers ont tendance à s'éclaircir. Sur GA les herbiers clairsemés représentent 80 % de la surface totale et sur SA 20 %.

L'éclaircissement des herbiers est un signe de détérioration de cet écosystème. Le facteur anthropique le plus commun dans la perturbation des phanérogames marines est la réduction de la qualité de l'eau par apport massif de nutriments, particules ou polluants (Short & Willy-Echeverria, 1996). C'est dans ce but que l'étude écotoxicologique a été menée.

L'absence de résultats pour la contamination des herbiers de la baie de Fort de France et la côte sud caraïbe par les pesticides et herbicides peut-être du à la technique d'analyse employée. Les seuils de détection utilisés dans l'analyse multi résidus (compris entre 0,01 et 0,1 mg/kg de MS) sont élevés et pourraient être à l'origine d'une non détection de certains polluants. Plusieurs études ont été menées sur l'impact de certains herbicides (dont le Diuron) au niveau de la physiologie des phanérogames. Les résultats obtenus ont montrés que chez 3 espèces de phanérogames marines tropicales des concentrations en Diuron de 10 à 100 µg/l dans l'eau et de 0,1-0,2 µg/kgMS entraînent une diminution de la photosynthèse dans les 2 heures qui suivent l'exposition aux polluants (Haynes *et al.*, 2000 ; McMahon *et al.*, 2005).

Les seuils de quantification des méthodes d'analyse employées pour les métaux lourds sont pour le mercure de 0,2 mg/kg de poids frais et de 0,2 mg/kg de poids sec pour les autres. A part le cadmium, l'arsenic pour la baie de Fort de France et le cuivre pour la côte sud, les concentrations des autres métaux testés ne dépassent pas les niveaux d'alerte définis par des arrêtés nationaux (Annexe 4). Les résultats indiquent que les concentrations des sédiments sont supérieures à celles trouvées dans les phanérogames. Une étude réalisée par Prange & Dennison en 2000, sur la réponse physiologique d'espèces de phanérogames aux métaux lourds, a montré que pour des concentrations en cuivre de 0,03 mg/l dans l'eau, la photosynthèse diminue. Dans cette étude, les auteurs s'intéressent aussi à l'accumulation des métaux dans les différentes parties de la plante. Ils constatent que les phanérogames sont de bons bioaccumulateurs et que cela dépend de l'affinité de la plante pour tel ou tel élément trace. Par exemple chez l'espèce *Halodule uninervis* les concentrations de cuivre sont de l'ordre de 1000 mg/kg MS pour les feuilles et 100 mg/kg MS pour les racines. Ces valeurs sont loin de celles obtenues sur les herbiers de la Martinique. Une étude sur les effets des polluants au niveau physiologique de la plante en complément de l'analyse des concentrations pourrait fournir des informations supplémentaires sur ce type de perturbations. Les pollutions au cadmium et à l'arsenic relevées dans la baie de Fort de France peuvent être liées aux rejets des stations d'épuration, au lessivage des sols, à l'utilisation d'engrais superphosphatés, ou à la forte concentration d'industries. Au niveau de la côte sud les prélèvements ont été effectués à coté de Trois-Rivières où la présence d'une distillerie pourrait favoriser la pollution par le cuivre.

Bien que la diminution de la qualité de l'eau soit le principal facteur de dégradation des phanérogames, les dommages mécaniques sont aussi cause de détérioration. En effet, les dégâts provoqués par les bateaux (dragage, ancrages, moteurs, etc.) peuvent dégrader directement (enfouissement, arrachement) ou indirectement (turbidité de l'eau) les communautés d'herbiers (Dawes *et al.*, 1997).

Pour lutter contre les effets des mouillages forains et mieux organiser les zones de mouillage, les communes littorales ont plusieurs outils juridiques à disposition.

Les communes des Anses d'Arlet et de Sainte-Anne ont délimité une zone de mouillage à environ 300 m du bord pour SA et au niveau de la partie droite de la baie pour GA. En 4 ans, les surfaces des herbiers de GA et SA ont augmenté de 3 % et 11% respectivement dans les ZHM. L'analyse des densités de phanérogames sur SA supporte les bénéfices du

fractionnement, avec des taux de plants/m² trois fois supérieurs dans la ZHM que dans la ZM (pour *T. testudinum* : 322±173 et 105±90 plants/m², pour *S. filiforme* : 2493±1260 et 788±531 plants/m²). Pour GA, les densités ont montré que les herbiers de la ZHM sont plutôt homogènes alors que dans la ZM ils ne le sont pas. Ces résultats confirment les avantages de cette délimitation.

L'analyse des densités, en complément de celle des photos aériennes, a permis aussi de préciser la structure des herbiers « en patch » de GA. Den Hartog (1971) a montré qu'une distribution spatiale irrégulière naturelle pouvait être expliquée en partie par le mode de reproduction sexuée et la propagation végétative (bouturage ou multiplication) des phanérogames. Ce type de répartition est sans doute aussi le reflet de l'amplitude et de la fréquence des perturbations subies par l'herbier, notamment les tempêtes (Cruz-Palacios & Van Tussenbroek, 2005), la pression du broutage (Heck & Valentine, 1995) et les activités humaines (Short & Willy-Echeverria, 1996) (Figure 6). Sans perturbation, l'herbier colonise tout le substrat de manière uniforme (Gobert, 2002). Par contre, lorsque les phanérogames subissent des dégradations cela provoque le déclin localisé des conditions de croissance et de survie. Au-delà d'un certain seuil, les perturbations entraînent la mortalité des plantes et des taches de sable apparaissent.

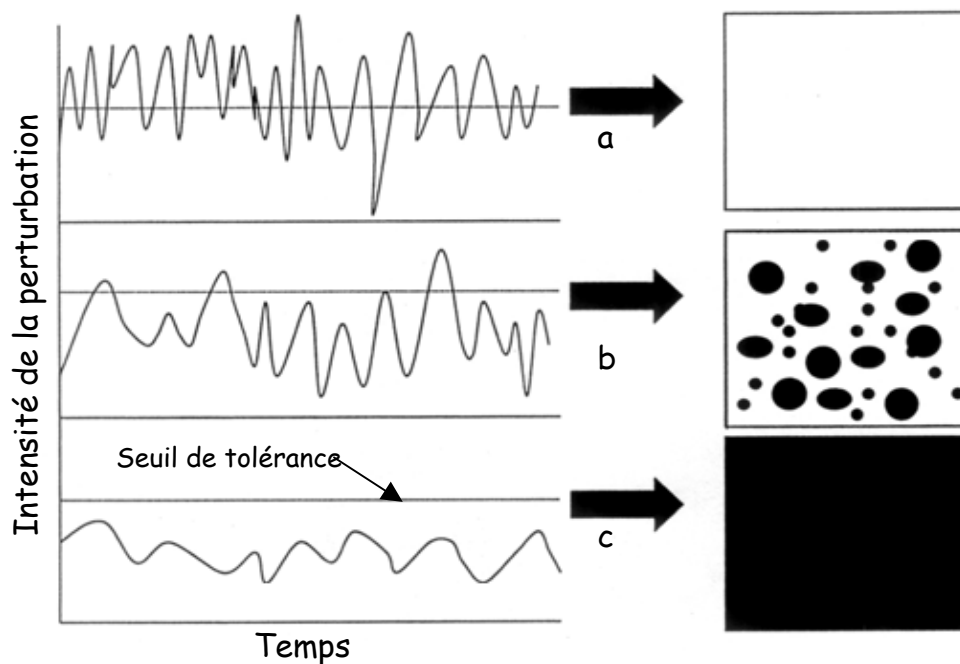
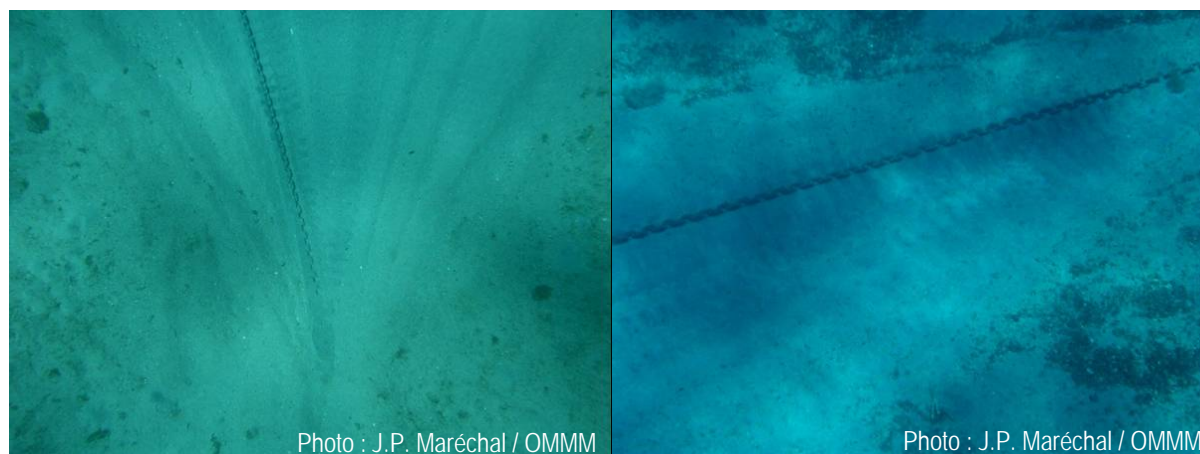


Figure 6 : types de distribution d'un herbier en fonction des perturbations subies et de l'intensité de celles-ci ; à droite recouvrement du substrat par l'herbier : a : herbier absent, b : distribution en tache, c : herbier colonisant tout le substrat ; à gauche : fréquence et intensité des perturbations (d'après Duarte, 1991).

La délimitation des herbiers dans les ZHM et ZM sur GA a permis de dessiner précisément les contours des patchs. La structure étoilée des patchs de la ZM peut être expliquée par le balayage des chaînes de mouillage sur le fond. En effet, elles éliminent toute vie sur une surface triangulaire (Photos 3 et 4).



Photos 3 et 4 : Illustration du balayage fait par les chaînes des bateaux.

Ces sont les plaisanciers temporaires qui ont le plus recours au type de mouillage avec chaînes. Les comptages des bateaux de plaisance de février à juin ont permis de mettre en évidence que les 2 sites d'étude sont fréquentés par ce genre de plaisanciers. La variation du nombre de voiliers indique que certains bateaux mouillent pour de courtes périodes et par conséquent sont obligés de fonctionner avec les ancres et les chaînes.

Ce sont ces cycles d'ancrage qui sont néfastes pour les herbiers de phanérogames. Une étude réalisée sur *Posidonia oceanica* a montré qu'en moyenne 34 pieds sont arrachés lors du temps d'ancrage et de la remontée de l'ancre (Francour *et al.*, 1999). C'est pour les plaisanciers temporaires qu'il est intéressant d'installer des structures fixes telles que des corps-morts ou des pontons flottants.

La comparaison des surfaces d'herbiers dans les ZM et ZHM sur GA en 2004 et en 2006 donne une différence significative des pourcentages de recouvrement avec une augmentation de la surface de l'herbier plus importante dans la ZM que dans la ZHM. Une baisse de 8 % est observée pour la ZHM. Ce calcul fait à partir des surfaces déterminées d'après les photographies aériennes montre la limite de la précision. La délimitation à partir des photographies aériennes manque de précision comparée à la délimitation faite sur le terrain.

L'interprétation des photographies aériennes présente un certain avantage, sa résolution fine permet une bonne délimitation de la limite supérieure des herbiers. Par contre ses principaux inconvénients proviennent des risques liés aux irisations de la surface de l'eau en fonction des conditions météorologiques, ou aux périodes de forte turbidité biologique. Par ailleurs les coûts de la mise en œuvre d'une campagne de photographies aériennes limite la fréquence des acquisitions. L'analyse des photos aériennes est fastidieuse et subjective. Les photos de bonne qualité permettent de dessiner précisément les contours des zones d'herbier, ce qui devient vite un problème avec des reflets par exemple (Chauvaud, 1997 ; Ganzin *et al.*, 2004 ; Cayol, 2006). Cartographier la limite inférieure des herbiers nécessite de faire appel à d'autres techniques ou des observations *in situ* (Chauvaud, 1997 ; Ganzin *et al.*, 2004). Une cartographie des biocénoses marines par SONAR latéral, AGDS, vidéo sous-marine et interprétation de photos aériennes est en cours sur le littoral de la Martinique (Legrand, en cours). Cela permettra, en plus de délimiter les herbiers, d'évaluer plus précisément leur état de santé. L'utilisation d'outils informatiques d'analyse numérique permettrait d'automatiser l'étude des images et de développer une méthodologie moins subjective et plus précise. Des

évaluations spatio-temporelles des herbiers ont déjà été caractérisées par traitement d'image à partir de photographies aériennes (Kendrick *et al.*, 2002 ; Agostini *et al.*, 2003)

T. testudinum est l'espèce de phanérogame dominante dans les Antilles françaises (Den Hartog, 1970 ; Bouchon, 1992 ; Laborel-Deguen, 1984 ; Chauvaud, 1997). D'autres espèces peuvent se développer avec *T. testudinum* et former des herbiers mixtes. Les résultats obtenus lors des échantillonnages montrent que *S. filiforme* domine à plus de 90% sur GA et à plus de 80% sur SA. La destruction des habitats a tendance à influencer la dominance des espèces de phanérogames opportunistes de petite taille et à croissance rapide (Duffy, 2006). *T. testudinum* est une espèce climacique, qui s'installe beaucoup plus difficilement que *S. filiforme*. *T. testudinum* fait suite à la mise en place de plante pionnière telles que *Halodule spp.* ou des algues telles que *Penicillus capitatus* ou *Udotea flabellum* qui stabilisent le sédiment. Ensuite grâce à son pouvoir colonisateur elle colonise le milieu et supplante les autres espèces (Den Hartog, 1970, Mc Roy, 1977, Chauvaud 1997, Cayol, 2006). Après un événement où l'herbier à *T. testudinum* est détruit il est beaucoup plus facile à l'espèce *S. filiforme* de recoloniser le milieu d'une part parce que l'installation de *T. testudinum* est complexe et d'autre part parce que sa croissance est plus lente (2 à 4 mm par jour pour *T. testudinum* et 8,5 mm/jour pour *S. filiforme*). La recolonisation totale par *T. testudinum* après un dommage mécanique violent (arrachant racines et rhizomes) requiert en moyenne 3,5 à 4,1 ans (Dawes *et al.*, 1997). En raison de son important rôle écologique, des recherches sur la réimplantation de cette espèce sont actuellement en cours (Meinez *et al.*, 2005). Pour cela il faut que l'habitat ne soit pas détruit et que la qualité de l'eau soit bonne. Pour l'instant peu de résultats ont été obtenus et la meilleure solution reste la prévention de nouvelles destructions.

Le manque de résultats significatifs peut être imputé aux méthodes d'échantillonnage utilisées dans cette étude. Au vu de la structure des herbiers et des moyens à disposition, la stratégie d'échantillonnage appliquée dans ce travail est une synthèse de plusieurs protocoles établis pour des objectifs précis. L'application de plusieurs méthodes décrites dans la littérature doit être traitée avec précaution. D'une part, parce que la taille et le nombre d'échantillons suggérés ne sont pas forcément appropriés pour tous les types d'herbiers de phanérogames. Et d'autre part, parce que les modifications engendrées par l'Homme s'observent à différentes échelles (Duarte & Kirkman, 2003). D'autres descripteurs peuvent être étudiés pour estimer le bon état écologique des herbiers de phanérogames (Pergent-Martini *et al.*, 2005). L'étude de la structure des racines et rhizomes (matte) qui fournit des informations pertinentes concernant l'état de santé des herbiers et plus généralement de l'environnement en est un exemple.

Globalement, l'installation de zones de mouillage est bénéfique pour les herbiers de phanérogames marines. Il faudrait peut-être envisager la mise en place de structures fixes, flottantes respectant le milieu afin de minimiser les mouillages à l'ancre et leur impact. En plus des dommages mécaniques, les bateaux rejettent leurs eaux usées directement dans la mer et peuvent provoquer des dégradations au niveau des herbiers en diminuant la qualité de l'eau. Il serait intéressant de faire des recherches sur ce type de pollutions et leurs effets.

Au même titre que les posidonies, *T. testudinum* devrait faire l'objet d'une réglementation officielle pour qu'elle puisse être classée comme espèce protégée.

BIBLIOGRAPHIE

- Agostini, S., Capiomont, A., Marchand, B., Pergent, G., 2003. Distribution and estimation of basal area coverage of subtidal seagrass meadows in a Mediterranean coastal lagoon. *Estuarine, coastal and shelf sciences*, 56, pp. 1021-1028.
- Backhurst, M.K., Cole, R.G., 2000. Biological impacts of boating at Kauwau Island, north-eastern New Zealand. *Journal of Environmental Management*, 60, pp. 239-251.
- Baelde, P., 1990. Differences in the structure of fish assemblages in *Thalassia testudinum* beds in Guadeloupe, French West Indies, and their ecological significance. *Marine Biology*, 105, pp. 163-173.
- Bouchon, C., Bouchon-Navaro, Y., Bourgeois-Lebel, S., Louis, M. Protection et valorisation du milieu naturel dans la Baie de Fort-de-France, Les biocénoses marines de la baie de Fort-de-France : mangroves et herbiers de phanérogames. UAG, rapport PNUE.
- Bouchon-Navaro, Y., Bouchon, C., Louis, M., 1992. L'ichtyofaune des herbiers de phanérogames marines de la baie de Fort-de-France (Martinique, Antilles françaises). *Cybium*, 16 (4), pp. 307-330.
- Bouchon-Navaro, Y., Bouchon, C., Louis, M., 2003. Manuel technique d'étude des récifs coralliens de la région Caraïbes. UAG, DIREN Guadeloupe.
- CAREX Environnement, 1999. Synthèse bibliographique et cartographique du milieu marin en Martinique.
- Cayol, C., 2006. Le Lamantin des Antilles : Etude bibliographique, identification des limites écologiques et sociales à sa réintroduction à la Martinique. Thèse de docteur vétérinaire à la Faculté de Médecine de Nantes.
- Chauvaud, S., 1997. Cartographie par télédétection à haute résolution des biocénoses marines côtières de la Guadeloupe et de la Martinique. Estimation de la biomasse et de la production primaire des herbiers à *Thalassia testudinum*. Thèse de doctorat de L'Université de Bretagne Occidentale.
- Creed, J.C., Amado Filho, G.M., 1999. Disturbance and recovery of the macroflora of a seagrass (*Halodule wrightii* Ascherson) meadow in the abrolhos Marine National Park, Brazil: an experimental evaluation of anchor damage. *Journal of Experimental marine Biology and Ecology*, 235, pp. 285-306.
- Cruz-Placios, V., Van Tussenbroek, B.I., 2005. Simulation of hurricane-like disturbances on a Caribbean seagrass bed. *Journal of Experimental marine Biology and Ecology*, 324, pp. 44-60.
- Dawes, C.J., Andorfer, J., Rose, C., Uranowski, C., Ehringer, N., 1997. Regrowth of the seagrass *Thalassia testudinum* into propeller scars. *Aquatic Botany*, 59, pp. 139-155.
- Den Hartog, C., 1970. The sea grasses of the world, North Holland Publishing Company, 275 p.
- Den Hartog, C., 1971. The dynamic aspect in the ecology of sea-grasses communities. *Thalassia jugoslavica*. 7, pp. 101-112.
- DIREN, 1996. Evaluation de la pollution marine d'origine anthropique de la Martinique.
- Duarte, C.M., 1991. Allometric scaling of seagrass form and productivity. *Marine Ecology Progress Series*, 77, pp. 289-300.

- Duarte, C.M., Kirkman, H., 2003. Methods for the measurement of seagrass abundance and depth distribution. In: Short, F.T., Coles, G.R. (Eds.), Global Seagrass Research Methods. Elsevier Scientific Publishers B.V, Amsterdam, pp. 141-154.
- Duffy, J.E., 2006. Biodiversity and functioning of seagrass ecosystems. Marine Ecology Progress Series, 311, pp. 233-250.
- Fourqurean, J.W., Willsie, A., Rose, C.D., Rutten, L.M., 2001. Spatial and temporal pattern in seagrass community composition and productivity in south Florida. Marine Biology, 138, pp. 341-354.
- Francour, P., Ganteaume, A., Poulain, M., 1999. Effects of boat anchoring in *Posidonia oceanica* seagrass beds in the Port-Cros National park (north-western Mediterranean Sea). Aquatic conservation: Marine and Freshwater ecosystems, 9, pp. 391-400.
- Frontier, S., 1982. Stratégies d'échantillonnage en écologie. Masson. 492 p.
- Ganzin, N., Bernard, G., Simon, B., 2004. Cartographie dynamique des herbiers de magnioliophytes marines.
- Gobert, S., 2002. Variation spatiale et temporelle de l'herbier à *Posidonia oceanica* (L.) Delile. Thèse de doctorat de l'Université de Liège.
- Green, E.P., Short, F.T., 2003. World Atlas of Seagrasses. UNEP-WCMC, 310p.
- Hastings, K., Hesp, P., Kendrick, G.A., 1995. Seagrass loss associated with boat moorings at Rottnest Island, Western Australia. Ocean & Coastal Management, Vol. 26, No. 3, pp. 225-246.
- Haynes, D., Ralph, P., Pranges, J., Dennison, B., 2000. The impact of the Herbicide Diuron on Photosynthesis in Three Species of Tropical Seagrass. Marine Pollution Bulletin, 41, pp. 288-293.
- Heck, K.L., Valentine, J.F., 1995. Sea urchin herbivory: evidence for long-lasting effects in subtropical seagrass meadows. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 189, pp. 205-217.
- Hily, C., 2003. Suivi des herbiers de Zostères. REBENT, Ifremer.
- Kendrick, G.A., Aylward, M.J., Hegge, B.J., Cambridge, M.L., Hillman, K., Wyllie, A. & Lord, D.A., 2002. Changes in seagrass coverage in Cockburn Sound, Western Australia between 1967 and 1999. Aquatic Botany, 73, pp. 75-87.
- Labord-Deguen, F., 1984. Les herbiers de phanérogames marines de la Martinique. Mission Corantilles 2.
- Laborel, J., Laborel-Deguen, F., 1990. Les végétaux marins, La grande encyclopédie de la Caraïbe, Le Monde Marin. Fort de France pp. 12-15.
- Laborel-Deguen, F., Laborel, J., 2000. II. Herbiers de phanérogames marines, Inventaire Znieff-Mer dans les DOM : bilan méthodologique et mise en place. Patrimoines Naturels, 42, Paris, SPN/IEGN/MNHN.
- Legrand, H., 2006. Esquisse cartographique au 1/100.000^e des biocénoses benthiques de la Martinique. Fort de France : Observatoire du Milieu Marin Martiniquais, 10p.
- Legrand, H., en cours. Cartographie de l'état de santé des biocénoses marines de l'île de la Martinique en relation avec les sources de pression d'origine anthropique. Thèse de doctorat de l'Université Antilles-Guyane.
- Leriche, A., Pasqualini, V., Boudouresque, C.F., Bernard, G., Bonhomme, P., Clabaut, P., Denis, J., 2006. Spatial, temporal and structural variations of *Posidonia oceanica* seagrass meadows facing human activities. Aquatic Botany, 84, pp. 287-293.
- Littler, D.S., Littler, M.M., 2000. Caribbean Reef Plants: An identification guide to the reef plants of the Caribbean, Bahamas, Florida and Gulf of Mexico. Offshore Graphics, 542 p.

- Livingston, R.J., 1982. Trophic organization of fishes in coastal seagrass system. Marine Ecology progress Series, 7, pp. 1-12.
- Martinez-Daranas, B. Alcolado, P.M., Duarte, C., 2005. Leaf production and shoot dynamics of *Thalassia testudinum* by a direct census method. Aquatic Botany, 81, pp. 213-224.
- McMahan, K., Nash, S.B., Eaglesham, G., Müller, J.F., Duke, N.C. & Winderlich, S., 2005. Herbicide contamination and potential impact to seagrass meadows in Hervey Bay, Queensland, Australia. Marine Pollution Bulletin, 51, pp. 325-334.
- McRoy, P., Helfferich, C., 1977. Seagrass ecosystems: a scientific perspective. ?, pp. 52-87.
- Meinesz, A., Javel, F., Cottalorda, J.M., Thibaut, T., 2005. Disparition des phanérogames marines *Cymodocea nodosa* et *Nanozostera noltii* dans la lagune de l'Anse de Port-Cros (Var) et transplantation expérimentale de *C. nodosa*. Rapport GIS Posidonies. Laboratoire environnement marin littoral. Université de Nice-Sophia Antipolis. Gis Posidonies / LEML-UNSA publ., 1-8.
- Milazzo, M., Badalamenti, F., Ceccherelli, G., Chemello, R., 2004. Boat anchoring on *Posidonia oceanica* beds in a marine protected area (Italy, western Mediterranean): effect of anchor types in different anchoring stages. Journal of Experimental marine Biology and Ecology, 299, pp. 51-62.
- Neptune environnement. Ancrages spécifiques Harmony. Rapport protection des fonds Marins.
- OMMM, 2004. Etude de fréquentation des sites de plongée de la Martinique. Fort de France : Observatoire du Milieu Marin Martiniquais, 43p.
- OMMM, 2004. Les agressions d'origine anthropique sur le milieu marin côtier et leurs effets sur les écosystèmes coralliens et associés de la Martinique. Les Cahiers de l'Observatoire, édition 2004, N°1. Fort de France : Observatoire du Milieu Marin Martiniquais, 96p.
- Prange, J.A., Dennison, W.C., 2000. Physiological Responses of Five Seagrass Species to Trace Metals. Marine Pollution Bulletin, 41, pp. 327-336.
- Pergent-Martini, C., Leoni, V., Pasqualini, V., Ardizzone, G.D., Balestri, E., Bedini, R., Belluscio, A., Belsher, T., Borg, J., Boudouresque, C.F., Boumaza, S., Bouquegneau, J.M., Buia, M.C., Calvo, S., Cebrian, J., Charbonnel, E., Cinelli, F., Cossu, A., Di Maida, G., Dural, B., Francour, P., Gobert, S., Lepoint, G., Meinesz, A., Molenaar, H., Mansour, H.M., Panayotidis, P., Peirano, A., Pergent, G., Piazzi, L., Pirrotta, M., Relini, G., Romero, J., Sanchez-Lizaso, J.L., Semroud, R., Shembri, P., Shili, A., Tomasello, A., Velimirov, B., 2005. Descriptors of *Posidonia oceanica* meadows: Use and application. Ecological indicators, 5, pp. 213-230.
- Robbins, B.D., 1997. Quantifying temporal change in seagrass areal coverage: the use of GIS and low resolution aerial photography. Aquatic Botany, 58, pp. 259-267.
- Short, F.T, Willy-Echeverria, S., 1996. Natural and human-induced disturbance of seagrasses. Environmental Conservation. 23, pp. 17-27.
- SMPS. La plaisance en Nouvelle-Calédonie. Rapport
- Turner, S., Schwarz, A.M., 2006. Management and conservation of seagrass in New Zealand: an introduction. Sciences for conservation, 264. Published by Sciences & Technical Publishing. 90p.
- UNESCO, 1983. Coral reefs, seagrass beds and mangroves : their interaction in the coastal zones of the Caribbean. Unesco reports in marine science.
- Van Tussenbroek, B.I., 1998. Above- and below-ground biomass and production by *Thalassia testudinum* in a tropical reef lagoon. Aquatic Botany, 61, pp. 69-82.

Sites Internet :

1. www.worldseagrass.org
2. www.sms.si.edu/IRLspec/Seagrass_Habitat.htm
3. www.botany.hawaii.edu/seagrass/what_is.htm
4. www.fknms.nos.noaa.gov/sanctuary_resources/#grass
5. IEDOM, Rapport annuel 2004. www.iedom.fr
6. INSEE, Portrait de territoire. www.insee.fr
7. Préfecture région Martinique, sécurité civile. www.martinique.pref.gouv.fr
8. Météo France. www.meteo.fr

ANNEXES

Annexe 1 : Clé de détermination des phanérogames marines de la Martinique (d'après Den Hartog, 1970).

A : Feuilles elliptiques à ovales

Nervures bien visibles par transparence sans écailles : Genre *Halophila*, Famille HYDROCHARITACEES

A1 : Rameau latéral dressé court (2 mm maxi), portant au sommet 2 feuilles fragiles, vert clair, translucides, de 10 à 25 mm de long, poilues à bord finement dentelé. Floraison toute l'année, monoïque, fleurs mâles et fleurs femelles séparées mais portées par un même pied. Profondeur de 0 à -45 m. Mangroves, plages, pentes récifales, craint peu les sédiments fins et la pollution : *Halophila decipiens* Ostenfeld.

A2 : Rameau latéral long (jusqu'à 30 mm), deux écailles à la base et deux autres au milieu de la tige, quatre feuilles rigides, translucides et sans poils. Dioïque. Beaucoup moins commune que la précédente : *Halophila baillonis* Ostenfeld.

B : Feuilles en rubans ou en fines lanières

B1 : Feuilles en rubans larges (1 cm au moins), légèrement courbées, à bout arrondi, tige rampante écailleuse, racines épaisses, poilues. Floraison au printemps et en été, dioïque. La plus abondante, entre la surface et -5 ou -6 m. Surtout dans les baies et en arrière des cayes, se développant sur des sables grossiers et des débris de coraux, vit souvent en association avec les coraux branchus. Très sensible à l'échauffement et la pollution mais résiste aux eaux vaseuses : Genre *Thalassia*, Famille HYDROCHARITACEES. Une seule espèce *Thalassia testudinum* Banks (ex König).

B2 : Feuilles en lanières fines (1 à 3 mm). Tige rampante fine et lisse : Genre *Halodule*, Famille de POTAMOGETONACEES. Deux espèces proches, difficiles à séparer, variables et vivent dans des conditions très semblables entre la surface et quelques mètres. Colonise rapidement les substrats sableux, parfois en mélange avec d'autres espèces : *Halodule* sp.

C : Feuilles cylindriques, longues et grêles de 1 à 2 mm de diamètre

Genre *Syringodium*, Famille de POTAMOGETONACEES

C1 : Une seule espèce, rhizome lisse et robuste. Floraison janvier-octobre, dioïque. Vit parfois avec *Thalassia* mais peut s'installer rapidement. Peut former des pelouses immenses jusqu'à plus de -20 m de profondeur : *Syringodium filiforme* Kützing.

Annexe 2 : Tableau récapitulatif des résultats du test statistique de Mann-Whitney sur Grande Anse.

<i>Zone sans bateaux, Syringodium filiforme</i>							
Patch	1	2	3	4	5	6	7
1	-					P= 0,0122	
2		-				P= 0,0122	
3			-	P= 0,016		P= 0,0122	
4				-		P= 0,0122	P= 0,0216
5					-	P= 0,0367	
6						-	P= 0,0122
7							-
<i>Zone avec bateaux, Syringodium filiforme</i>							
Patch	1	2	3	4	5		
1	-	P=0	P=0	P=0	P=0		
2		-	P= 0,0046	P= 0,0006	P= 0,0006		
3			-	P= 0,0002	P= 0,0002		
4				-			
5					-		

Annexe 3 : Tableau récapitulatif des résultats du test statistique de Mann-Whitney sur Sainte-Anne.

Zone sans bateaux						
<i>Thalassia testudinum</i>						
Transect	1	2	3	4	5	6
1	-		P = 0,0012		P = 0,0257	
2		-	P = 0,0126			
3			-	P = 0,0073	P = 0,0012	
4				-		
5					-	P = 0,0052
6						-
<i>Syringodium filiforme</i>						
1	-			P = 0,0013		
2		-		P = 0,0041		P = 0,0211
3			-	P = 0,0025		
4				-	P = 0,0017	P = 0,0008
5					-	P = 0,0343
6						-
Zone avec bateaux						
<i>Thalassia testudinum</i>						
Transect	1	2	3	4	5	6
1	-					
2		-	P = 0,0376			
3			-		P = 0,0413	
4				-		
5					-	
6						-
<i>Syringodium filiforme</i>						
1	-					
2		-				
3			-			
4				-		
5					-	
6						-

Annexe 4 : Tableau récapitulatif des niveaux de référence en mg/kg de poids sec à prendre en compte lors d'une analyse de sédiments marins ou estuariens en milieu naturel ou portuaire.

Eléments traces	Niveau I	Niveau II
Arsenic	25	50
Cadmium	1,2	2,4
Chrome	90	180
Cuivre	45	90
Mercure	0,4	0,8
Nickel	37	74
Plomb	100	200
Zinc	276	552

En dessous du niveau I, l'impact potentiel est en principe jugé d'emblée neutre ou négligeable. Entre le niveau I et le niveau II, une investigation complémentaire est nécessaire. Au-delà du niveau II, des indices notables laissent présager un impact potentiel du sédiment.

Résumé :

En Martinique, les baies de Grande Anse (GA) et Sainte-Anne (SA) sont 2 sites très fréquentés par les bateaux de plaisance. Les surfaces de répartition des zones d'herbier ont été cartographiées après photo-interprétation d'images aériennes IGN de 1951 à 2004. Les données ont été transférées dans un système d'information géographique (SIG). Les variations de la surface de recouvrement des herbiers sur les 2 sites ont été analysées et comparées entre chaque campagne de photos IGN. Globalement la surface des herbiers reste stable bien qu'une diminution de 10 % ait été observée sur GA. Deux fortes baisses sont mises en évidence entre 1951 et 1982 (GA : -20 %, SA : -22 %), et entre 1997 et 2000 (GA : -41 % ; SA : -18 %). Ces importantes dégradations sont corrélées aux événements climatiques qui ont eu lieu durant ces périodes. Parallèlement, après la mise en place d'une zone de mouillage spécifique pour les bateaux sur les 2 sites en 2003, l'étendue des herbiers entre la zone de mouillage (ZM) et la zone hors mouillage (ZHM) a été évaluée avec la même méthodologie. Cette phase a été complétée par des expertises de terrain pour la délimitation des zones d'herbier, la nature des peuplements et l'étude des densités de plants de phanérogames (en plongée sous-marine, méthode des quadrats). L'espèce dominante est *Syringodium filiforme* (90 % GA ; 80 % SA). *Thalassia testudinum* représente 10 % sur GA et 20% sur SA. Les comparaisons ont été réalisées seulement sur *S. filiforme* pour GA. Des différences significatives sont observées entre les ZM et ZHM. Le recouvrement en herbiers des ZM (GA : 39% ; SA : 78%) est moins important que celui des ZHM (GA : 68% ; SA : 92%). Les densités des plants sont plus élevées dans les ZHM (GA : 2487±1240 plants/m², SA : 1589±882 plants/m²) que dans les ZM (GA : 1891±1426 plants/m², SA : 355±364 plants/m²). Ces résultats montrent l'impact probable des ancres et chaînes des bateaux sur la distribution des herbiers de phanérogames sur ces deux sites et soulignent l'intérêt de créer des zones de mouillage spécifiques pour les bateaux de plaisance. Il apparaît aussi important de développer des systèmes d'amarrage (corps-morts) pour limiter la dégradation des herbiers dans ces zones réservées aux bateaux. Cette analyse est à replacer dans le contexte de développement de plans de gestion pour la préservation des herbiers à long terme.

Mots clés : *Thalassia testudinum*, *Syringodium filiforme*, densité, photo-interprétation, cartographie, impact des ancres

Abstract :

The Grande Anse (GA) and Sainte-Anne (SA) bays (Martinique, French West Indies) are 2 highly visited areas for sailing boats. Seagrass coverage areas have been mapped using IGN aerial photography (1951 to 2004 collection) and GIS software. Variations in seabed recovery have been analysed and compared for each aerial photography set. There was no significant changes between seagrass surfaces from 1951 and 2006, although there was a 10% decrease at the Grande Anse site. Two periods of interest were found between 1951 and 1982 (GA : -20 %, SA : -22 %), and 1997 and 2000 (GA : -41 % ; SA : -18%). These significant changes were correlated to tropical storms occurring during these periods. The same method was used to compare mooring sites and non-mooring sites in GA and SA. Mooring sites were created in 2003 in both sites. Field work was undertaken to determine the actual seagrass coverage, species composition and shoot densities (using scuba-diving and quadrat method). The dominant species is *Syringodium filiforme* over the whole area (90 % GA ; 80 % SA). *Thalassia testudinum* only accounts for 10% on GA and 20% on SA. Only *S. filiforme* was used to compare both sites at GA. Significant differences were observed between mooring and non-mooring sites. Seagrass cover a smaller surface in mooring area (GA : 39% ; SA : 78%) compared to non-mooring area (GA : 68% ; SA : 92%). Furthermore, densities were higher in non-mooring area (GA : 2487±1240 shoots/m², SA : 1589±882 shoots/m²) than mooring ones (GA : 1891±1426 plants/m², SA : 355±364 plants/m²). These results show the likely impact of boat anchoring and chains on the distribution of seagrass. They underline the need to create more mooring areas. This study also supports the fact that more anchoring systems should be developed to limit seabed degradation over mooring sites. It seems very important to develop management plan to preserve seagrass in the long term.

Keywords: *Thalassia testudinum*, *Syringodium filiforme*, density, aerial photography, mapping, anchor impact