



Observatoire du Milieu Marin Martiniquais  
3 avenue Condorcet  
97200 Fort de France  
ommm@ommm.org  
<http://www.ommm.org>

STRUCTURE DES PEUPEMENTS ICHTYOLOGIQUES DES RECIFS  
CORALLIENS DE LA MARTINIQUE EN RELATION AVEC LA QUALITE DE  
L'HABITAT.  
PRISE EN COMPTE DANS LA DELIMITATION DES ZONES DE CANTONNEMENT.

Yann Rousseau

Décembre 2007



# STRUCTURE DES PEUPEMENTS ICHTYOLOGIQUES DES RECIFS CORALLIENS DE LA MARTINIQUE EN RELATION AVEC LA QUALITE DE L'HABITAT. PRISE EN COMPTE DANS LA DELIMITATION DES ZONES DE CANTONNEMENT.

---

## **I. Contexte de la Martinique (problématique)**

---

La pêche artisanale côtière en Martinique est une problématique récurrente. Les ressources naturelles limitées et la pression de pêche exercée sur le littoral ont abouti à une situation critique pour la communauté des pêcheurs aux casiers et filets. La mise en place des cantonnements de pêche depuis plusieurs années sur les côtes martiniquaises a suscité un intérêt grandissant pour cet outil de gestion, mais très peu d'informations soutiennent l'efficacité de ces aménagements.

Les poissons récifaux sont extrêmement sensibles à la qualité de l'habitat dans lequel ils évoluent. Des changements, parfois même minimes, de l'état écologique des biocénoses peuvent entraîner des bouleversements importants dans l'organisation du peuplement.

La dégradation des récifs coralliens, quelques soient les origines, peut se traduire par un développement anormal de la couverture algale. La disparition progressive des coraux et leur remplacement par les macroalgues de type sargasse et *Dictyota* implique des changements radicaux dans la structure du peuplement de poissons, notamment un remplacement des espèces strictement coralliennes par des peuplements d'herbivores.

Cette étude a pour objectif d'analyser la relation entre la qualité de l'habitat (selon des indices écologiques précis) et la structure des peuplements de poissons (biodiversité, biomasse, abondance).

---

## II. Contexte scientifique

---

### 1. L'écosystème récifal

Les récifs coralliens comptent parmi les écosystèmes les plus riches et les plus productifs au monde (Alevizon and Brooks, 1975). Leur état de santé influence l'abondance et la diversité des différentes espèces associées au récif (Sano, 2004; Spalding and Jarvis, 2002), parmi lesquelles des espèces à fort intérêt économique. Par ailleurs, tous les organismes du récif ont un rôle primordial dans l'équilibre et l'état de santé du biotope (équilibre des réseaux trophiques).

Les récifs coralliens martiniquais sont majoritairement de type « frangeant », formation dominante aux Antilles. Leur localisation en bordure de côte protège le littoral de la houle. Ce type de récif subit néanmoins directement les effets de l'anthropisation. Les pollutions (agricoles, industrielles et domestiques) des eaux de ruissellement, les dégradations physiques (matières en suspension, destructions mécaniques) et les activités d'exploitation des récifs (pêche intensive, tourisme de masse) dégradent fortement les écosystèmes récifaux. La Baie de Fort de France et la Baie du Robert sont parmi les zones les plus touchées. Les bassins versants de ces deux baies supportent une forte activité industrielle et agricole (culture de la banane et de la canne) et une importante urbanisation, à l'origine de nombreux rejets dans le milieu marin (OMMM, 2004).

La pêche a une importance économique vitale en Martinique (4<sup>e</sup> consommateur de poisson dans le monde selon Eurostat 1998 - DRAM, 2001). Essentiellement artisanale (utilisation de casiers, sennes), l'activité est aujourd'hui mal gérée et peu contrôlée. Les engins de pêche non sélectifs capturent aussi bien les juvéniles et les adultes des poissons communs que des espèces rares. Une mauvaise gestion de ce type de pêche peut donc favoriser le déclin de certaines espèces de poissons. Selon Hawkins and Roberts (2004), la pêche artisanale intensive aurait déjà transformé la structure des peuplements ichtyologiques et de la faune benthique des récifs caribéens, diminuant la complexité corallienne, la richesse spécifique et l'abondance de poissons.

Peu d'études ont été réalisées en Martinique sur les conséquences des différentes pressions anthropiques sur le milieu récifal (Bouchon *et al.*, 2002; Legrand, En cours; OMMM, 2004). Déjà très altéré par ces différents facteurs (Grigg and Dollar, 1990), les récifs sont également fragilisés par des pressions naturelles comme le réchauffement des masses d'eau (favorisant le blanchissement du corail), les maladies, la bioérosion et la destruction par les cyclones (Bouchon *et al.*, 2002; Grigg and Dollar, 1990; Hughes, 1994). L'étude des différentes niches écologiques marines de la Martinique, leur état de santé, ainsi que les peuplements de poissons qui y sont associés est essentielle à l'évaluation de l'état de la ressource. A partir des résultats de ces études, la mise en place de cantonnements de pêche pourra être envisagée sur la base d'une connaissance approfondie des peuplements et de leur habitat. Ces zones seront utilisées comme outils de gestion pour la préservation du patrimoine marin martiniquais et des stocks d'espèces commerciales.

## **2. Relation habitats/poissons**

L'architecture très découpée des récifs coralliens offre des refuges pour une grande diversité de faune (Connell, 1978). Un but important de l'écologie est de comprendre les mécanismes de distribution des organismes et leur organisation au sein des communautés. Depuis plusieurs années, des études sont menées sur les relations entre les peuplements de poissons et leur habitat. De nombreux auteurs ont montré que la structure de l'habitat joue un rôle essentiel dans la présence et la distribution spatiale des populations de poissons (Anderson and Millar, 2004; Caley and John, 1996; Friedlander and Parrish, 1998; Holbrook *et al.*, 2000; McClanahan and Arthur, 2001; Roberts and Ormond, 1987; Tolimieri, 1995, 1998). Selon Núñez Lara and Arias González (1998), au moins 50% de la diversité spécifique du peuplement ichtyologique est expliquée par des variables environnementales, physiques et/ou biologiques. A grande échelle, les facteurs physiques tels que la profondeur du récif (Brokovich *et al.*, 2006; Lecchini *et al.*, 2003) et la distance par rapport à la côte (Brokovich *et al.*, 2006; Grimaud and Kulbicki, 1998; Lecchini *et al.*, 2003) sont impliqués dans la structuration des peuplements de poissons. A plus petite échelle (locale), les facteurs topographiques et biologiques semblent être prédominants. Dans de nombreuses études, la rugosité ou complexité topographique

est effectivement corrélée positivement avec la diversité des communautés de poissons (Ault and Johnson, 1998; Carpenter *et al.*, 1981; Chabanet *et al.*, 1997; Ferreira *et al.*, 2001; Gratwicke and Speight, 2005b; Jennings *et al.*, 1996; Jones and Syms, 1998; Luckhurst and Luckhurst, 1978; Nanami and Nishihira, 2002; Öhman and Rajasuriya, 1998; Roberts and Ormond, 1987; Talbot *et al.*, 1978; Tolimieri, 1998). Selon Gratwicke and Speight (2005b), la hauteur de l'habitat semble être la variable la plus importante pour expliquer l'abondance totale de poissons. L'influence de la nature biologique du substrat (richesse spécifique du corail et/ou corail vivant/mort) sur la diversité et l'abondance des poissons est controversée. Luckhurst and Luckhurst (1978), Bouchon *et al.* (1987) et Roberts and Ormond (1987) n'ont observé aucune influence de ce paramètre. En revanche, d'autres études ont montré une corrélation positive entre la richesse et l'abondance des espèces de poissons avec la diversité et la richesse de l'habitat, la couverture corallienne et la bonne santé du corail (Bell and Galzin, 1984, 1988; Bouchon-Navaro and Bouchon, 1989; Bouchon-Navaro *et al.*, 2005; Carpenter *et al.*, 1981; Chabanet *et al.*, 1997; Chittaro, 2004; Jones *et al.*, 2004; Munday, 2000; Munday *et al.*, 1997; Sano, 2004; Sano *et al.*, 1984, 1987; Spalding and Jarvis, 2002; Tolimieri, 1998).

Le peuplement en poissons d'un récif serait donc le « baromètre » de son état de santé. Une faible abondance et diversité en poissons pourrait indiquer une altération de l'état de santé du récif. Tous les régimes alimentaires étant présents chez les poissons récifaux, la dégradation du récif va influencer en premier lieu sur les espèces ayant un régime alimentaire strict et spécifique. Les corallivores sont les premiers touchés par la mort des coraux, entraînant une perturbation du reste du réseau trophique. Par conséquent, les récifs coralliens constituent un écosystème à l'équilibre fragile, surtout face à une anthropisation grandissante.

---

### III. Objectifs de l'étude

---

Les résultats attendus devraient améliorer notre compréhension des relations entre les communautés de poissons de récifs et leur habitat en Martinique. Cet objectif devra être atteint en étudiant et modélisant simplement les répercussions de la dégradation de l'habitat sur les assemblages de poissons de récif.

L'intégration des données poissons et habitats dans un modèle de prédiction sera envisagée pour aider à identifier scientifiquement de nouvelles zones de cantonnements de pêche en Martinique.

Pour répondre à la problématique, l'étude est axée autour de trois hypothèses de travail :

1. les peuplements de poissons sont corrélés à la géomorphologie de l'habitat (complexité topographique) et à la nature biologique du substrat.
2. la dégradation de l'habitat récifal a des répercussions sur la structure des peuplements de poissons.
3. l'envahissement des écosystèmes récifaux par les macroalgues favorise le développement des communautés de poissons herbivores.

Pour vérifier ces hypothèses, plusieurs questions seront posées:

1. Les densités et les biomasses de poissons vivant dans le récif sont-elles affectées par la dégradation des colonies coralliennes ? Ou peut-on corréler l'état de santé et la complexité du biotope avec la diversité, l'abondance et la biomasse en poissons ?
2. Comment la dégradation de l'habitat affecte ces paramètres ?
3. Certaines espèces de poissons sont-elles indicatrices de l'état de santé du récif ?
4. La croissance des macroalgues modifie-t-elle les densités de poissons herbivores ?
5. Quel type d'environnement doit-on préserver en priorité pour favoriser la restructuration des stocks d'espèces commerciales ?

L'acquisition des données nécessite un protocole adapté (cf. page 7).

Pour étudier la corrélation entre la structure du peuplement de poissons et la géomorphologie et nature du substrat (hypothèse 1), les résultats obtenus au niveau des sites nord Caraïbe seront comparés à ceux des sites sud Caraïbe de la Martinique. Ces deux secteurs présentent des habitats coralliens très distincts ; un récif bio-construit au sud et des blocs rocheux colonisés au nord.

L'effet de la dégradation des récifs sur la structure des peuplements de poissons (hypothèse 2) sera analysé en comparant différentes stations d'étude présentant des états de santé différents d'un même secteur.

L'impact de l'envahissement des écosystèmes récifaux par les macroalgues sur la composition trophique du peuplement ichtyologique (hypothèse 3) sera étudié sur les récifs les plus dégradés en prenant en compte les espèces dominantes et la composition des groupes trophiques, principalement le groupe des herbivores.

Après vérification des différentes hypothèses et selon les conclusions sur les répercussions de la dégradation de l'habitat sur la structure des peuplements ichtyologique, l'attention sera portée sur les secteurs à privilégier dans le cadre d'une gestion halieutique raisonnée. Les données acquises seront couplées avec celles de la cartographie des biocénoses marines de la Martinique et de leur état de santé (Legrand, En cours). Le recouvrement devrait permettre d'identifier les zones les plus favorables à préserver. Cette réflexion prendra en compte la notion d'échelle, de surface, ainsi que les relations entre cycles de vie des poissons et habitats marins (mangrove, herbier, récif corallien). La continuité et la proximité des trois biotopes marins et leur état de santé, la composition et richesse spécifique en poissons, ainsi que leur densité et biomasse, sont des facteurs importants à considérer pour l'établissement d'une zone d'intérêt halieutique.

---

## IV. Protocole

---

Les protocoles expérimentaux pour étudier les peuplements ichthyologiques des récifs coralliens sont très diversifiés. L'analyse d'une centaine de publications a permis d'établir un protocole expérimental adapté à notre étude, prenant en compte les différentes espèces de poissons récifaux rencontrées en Martinique, tout en respectant le temps et les moyens disponibles pour l'étude, et la fiabilité des résultats.

### 1. Choix des sites d'étude et des stations d'échantillonnage

L'étude ne concerne que les habitats coralliens (herbiers et mangroves exclus). En Martinique, 3 types majeurs de récif sont présents (selon la structure et les conditions environnementales) : un récif bio-construit « battu », un récif bio-construit « abrité », et des communautés coralliennes sur roches (éboulis rocheux) correspondent à 3 secteurs géographiques, deux sur la côte Caraïbe (Nord-Ouest, Sud-Ouest) et un sur la côte atlantique (Est). Lors de la phase d'échantillonnage, ce dernier s'est avéré difficile d'accès avec des sites très dégradés. Par conséquent, seuls les deux types d'habitats Caraïbe seront étudiés.

Le repérage préalable de différents sites a été réalisé et un diagnostic rapide de l'état de santé du récif effectué. D'après l'échelle des états de santé de Bouchon *et al.* (2004), les récifs peuvent être classés en 4 catégories (Tableau 1) :

Catégories	Etat de santé	Signes de dégradation
Classe 1	Communauté corallienne en excellent état de santé.	Pas de signe de nécrose sur les coraux, peuplement végétal constitué par un gazon algal.
Classe 2	Bon état de santé	Coraux sans signes importants de nécrose. Apparition de macro-algues molles dans le peuplement végétal et/ou envasement discret des fonds.
Classe 3	Dégradé	Coraux présentant des nécroses importantes. Peuplement algal dominé par des macro-algues molles et/ou envasement important des fonds.
Classe 4	Très dégradé	La majorité des coraux sont morts. Les fonds sont envahis par des macro-algues molles et/ou envasés.

**Tableau 1. Echelle d'évaluation de l'état de santé des communautés benthiques récifales (Bouchon *et al.*, 2004).**



Une station représentative de chaque état de santé du récif est choisie grâce à cette échelle pour évaluer les peuplements ichthyologiques associés. Quatre stations minimum sont échantillonnées pour chaque secteur. Le récif bio-construit du sud présentant un intérêt écologique et économique important, le nombre de stations de chaque classe a été multiplié par deux. Douze stations ont été retenues pour l'étude (Figure 1). Elles ont été placées en dehors des zones de « cantonnement de pêche » pour éliminer le facteur protection dans l'analyse et l'interprétation des résultats.

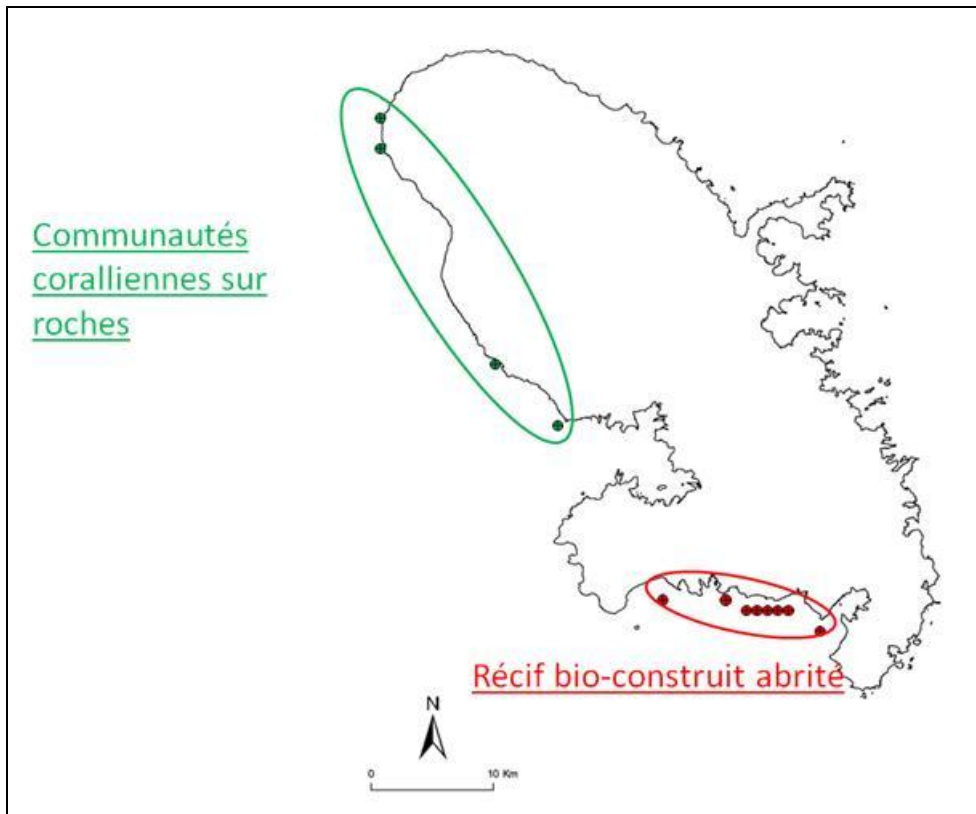


Figure 1. Localisation des 12 stations d'échantillonnage.

## 2. Stratégie d'échantillonnage

### 2.1. Choix de la méthode

De nombreuses méthodes existent pour étudier les peuplements ichthyologiques. Chaque technique possède des avantages et des inconvénients, mais surtout ne permet pas d'échantillonner la même fraction du peuplement. Les méthodes d'échantillonnage utilisées pour étudier les peuplements de poissons récifaux peuvent être classées en deux catégories distinctes : les méthodes

destructrices permettant de récolter des poissons et les méthodes non-destructrices consistant à observer directement les poissons *in situ*. Notre étude ayant pour objectif d'aider à la mise en place de zone de protection des récifs coralliens et des poissons associés, le premier type de méthode a été exclu. Le protocole repose sur des observations visuelles directes en plongée sous-marine.

Les méthodes d'observation visuelle couramment utilisées peuvent être également divisées en deux catégories : les méthodes « indirectes » et les méthodes « directes ». Les méthodes « indirectes » de recensement visuel nécessitent l'utilisation d'appareils d'enregistrement tels que des caméras ou des appareils photos. Les méthodes « directes » reposent sur des relevés effectués par un plongeur en scaphandre autonome. Ce dernier type plus rapide et moins coûteux a été préférentiellement choisi dans le cadre du projet.

De nombreux biologistes ont étudiés ces méthodes « directes » de recensement, sur la meilleure technique à employer et sa fiabilité. Deux types de techniques existent : les méthodes d'observation « immobile » et les méthodes d'observation « mobile ». L'utilisation de ces méthodes diffère selon le but de l'étude et la fiabilité des résultats attendus. La méthode « immobile » nécessite à faire les observations à un point fixe, dans un certain périmètre pendant un temps défini. La seconde méthode, « mobile », consiste soit à faire le recensement sur une surface connue grâce à un transect de longueur et de largeur variable selon l'étude et la précision désirée, soit à se déplacer et faire l'inventaire pendant une période de temps donnée.

Dans le cadre de notre étude, la méthode des transects a été choisie et adaptée pour obtenir le meilleur compromis entre la précision souhaitée de l'échantillonnage, l'objectif de l'étude et l'effort d'échantillonnage possible sur le terrain.

## 2.2. Descriptif de la méthode d'échantillonnage

Lors de l'échantillonnage, à chaque station, les caractéristiques environnementales, nature de l'habitat et peuplements ichthyologiques sont recueillies. Pour une meilleure fiabilité des résultats, les observations benthiques et ichthyologiques sont toujours réalisées par les mêmes plongeurs.

### \* Choix et mesure des facteurs environnementaux

La structure des communautés ichthyologiques peut être influencée par les différents paramètres de l'environnement (paramètres physicochimiques, heure, saisonnalité, hydrodynamisme, visibilité...). Avant chaque relevé, différentes caractéristiques générales de la station et du jour d'échantillonnage sont évaluées : climatiques (vent, nébulosité) et océanographiques (houle, température de l'eau, profondeur, turbidité). Tous les comptages ont été réalisés entre 10H et 16H pour éviter les variations diurnes/nocturnes de la structure des peuplements de poissons (Harmelin-Vivien *et al.*, 1985) et réduire au maximum les biais d'échantillonnage.

### \* Description de l'habitat et des peuplements benthiques

La description de l'habitat repose sur le relevé des deux critères majeurs semblant jouer un rôle prépondérant dans la structuration des peuplements ichthyologiques. Le premier critère essentiel est la composition spécifique et structurelle du benthos (Bell and Galzin, 1984; Brokovich *et al.*, 2006; Carpenter *et al.*, 1981; Chittaro, 2004; Dominici-Arosemena and Wolff, 2005; Jennings *et al.*, 1996). La caractérisation des communautés benthiques (espèces, abondance) et du substrat est réalisée par la méthode du transect à point équidistant (« Line Intercept transect ») qui permet d'estimer le pourcentage de recouvrement des différents substrats et organismes (Loya, 1978). Un relevé est réalisé tous les 50 cm (100 points) sur un transect de 50 m de long. Trois réplicats sont effectués (300 points/site). Le second critère à prendre en compte est la complexité topographique ou rugosité (Almany, 2004; Ferreira *et al.*, 2001; Friedlander and Parrish, 1998; Gratwicke and Speight, 2005a, b; Kuffner *et al.*, 2007). La valeur est estimée selon la méthode de Luckhurst and Luckhurst (1978) à l'aide d'une chaîne de 5 m de long déroulée sur le substrat en alignement avec le transect (rapport longueur transect/5). Cinq mesures sont réalisées par transect (tous les 10 m).

### \* Description des peuplements ichthyologiques

La description des peuplements ichthyologiques repose sur l'identification des espèces de poissons et l'estimation de leur taille et de leur abondance par comptage visuel en plongée.

La méthode employée est adaptée de la méthode dite « des transects » proposée par Brock (1954) qui effectue le recensement à l'aide d'un transect matérialisé par un couloir de longueur et de largeur variables. Pour étudier l'ensemble du peuplement ichthyologique, l'échantillonnage est réalisé en effectuant 2 passages sur un transect de 50m de long. Le premier passage s'opère sur une largeur de 4 m et le second passage sur 2 m. A chaque passage, des espèces cibles différentes sont recensées. Des largeurs différentes de transect ont été choisies afin de faciliter et optimiser le comptage visuel. Lors du premier passage (2m de chaque côté du transect), seules les espèces craintives, très mobiles, difficiles d'approche et de tailles relativement grandes sont prises en compte (lutjans, gorettes, mérours... - Annexe 1). Le second passage (1m de chaque côté du transect) permet de recenser d'autres espèces, majoritairement territoriales, grégaires et de petites tailles (demoiselles, labres, hamlets... - Annexe 1).

Toutes les espèces sont identifiées et dénombrées, à l'exception des petites espèces (quelques centimètres) type « blennies/gobies » et la majorité des espèces cryptiques. Les espèces cryptiques observées sont tout de même comptabilisées. Leur abondance est incontestablement sous-estimée, mais ces données pourront quand même servir de base de réflexion (surtout pour la biodiversité totale en poissons).

Les individus comptabilisés sont répertoriés selon l'échelle d'abondance adaptée par Bouchon-Navaro (1997) de la méthode de Harmelin-Vivien *et al.* (1985) qui regroupe les individus en classes d'abondance (Tableau 2). Les relevés des tailles des individus sont également réalisés à l'aide d'une échelle (Tableau 2) pour permettre à la fois d'augmenter la rapidité de comptage et de diminuer les erreurs d'évaluation des groupements (Harmelin-Vivien *et al.*, 1985). La médiane de chaque classe de taille est ensuite utilisée pour calculer la biomasse moyenne des poissons des sites étudiés grâce à des relations allométriques taille/poids issues de la littérature (cf. page 15).

Classes	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Abondance	1	2	3-5	6-10	11-30	31-50	51-100	101-300	>300
Taille	<5	5-10	10-15	15-20	20-30	30-40	40-50	>50	

**Tableau 2. Classes d'abondances et de tailles utilisées lors du comptage visuel des poissons.**

Lors de l'échantillonnage, la vitesse du plongeur est constante et identique sur tous les sites afin de limiter les biais d'échantillonnage. Cette vitesse est d'environ 3 à 4m par minute, permettant de réaliser un transect de 50m en 15 minutes. L'inventaire ichtyologique d'un réplicat (2 passages) est accompli en 30 minutes, durée nécessaire pour avoir une estimation significative de la diversité selon Bouchon-Navaro (1997). La diversité totale comptabilisée pendant la durée totale de la plongée (les 3 réplicats cumulés : durée minimale de 1h30) devrait bien caractériser le peuplement ichtyologique du site.

### 2.3. Fiabilité des résultats et statistiques

Trois réplicats (transects) sont réalisés par site à une profondeur moyenne de 10 m, profondeur à laquelle la biodiversité des peuplements coralliens et ichtyologiques est maximale. Ces réplicats sont positionnés sur des substrats identiques, proches, non juxtaposés et non chevauchant. Deux campagnes d'échantillonnage sont programmées sur chaque site, à quelques jours d'intervalle, pour réduire les variations journalières. Les résultats obtenus proviennent de la combinaison de 6 réplicats.

### 2.4. Suivi temporel

Le suivi sera effectué en 2007 et 2008 pour étudier la variabilité inter-annuelle. Les campagnes seront réalisées en saison sèche (mars-avril) et en saison humide (septembre-octobre) pour tenir compte des variations saisonnières. Sur l'ensemble de l'étude, 96 plongées sont prévues, permettant de recueillir 288 réplicats.

### 2.5. Limites de l'échantillonnage

De nombreux scientifiques se sont interrogés sur les limites des comptages visuels en plongée (Cheal and Thompson, 1997; Connell *et al.*, 1998; Edgar *et al.*,

2004; Harmelin-Vivien *et al.*, 1985; Horinouchi *et al.*, 2005; Samoilyls and Carlos, 2000; Watson and Quinn *et al.*, 1997; Willis, 2001). Il faut être conscient des nombreux biais d'échantillonnage lors de cette pratique. La méthode employée permet d'avoir une estimation et une vue d'ensemble de la structure des peuplements ichthyologiques et non une exactitude.

Le premier biais va provenir des conditions environnementales du jour d'échantillonnage. En effet, certains facteurs rendent plus difficiles l'observation des poissons : faible visibilité ou un fort courant. Pour homogénéiser les résultats obtenus et minimiser les erreurs d'échantillonnage, chaque site est échantillonné deux fois, à une quinzaine de jours d'intervalle, et les répliqués moyennés.

Des erreurs vont également provenir de la méthode de comptage employée : utilisation de transect ou de point fixe. Dans notre cas, la méthode du transect est la plus adaptée pour déterminer la structure globale des peuplements de poissons sur un site. Le choix de la longueur et de la largeur du transect est déterminant pour avoir la meilleure estimation de la composition du peuplement ichthyologique. La longueur du transect dans ce projet (50m) a été choisie afin d'obtenir le meilleur compromis entre le temps de plongée à la profondeur d'échantillonnage et la fiabilité des comptages visuels.

Des erreurs émises par l'observateur sont aussi possibles. Les poissons étant mobiles, le dénombrement et l'estimation de leur taille n'est pas toujours évidente. Des sur/sous-estimations des bancs de poissons et des doubles comptages d'individus restent envisageables.

La morphologie du site peut également influencer sur le repérage des poissons. Plus le fond est accidenté et présente de forts reliefs et nombreux trous, et plus des individus seront susceptibles d'être cachés par des obstacles.

La fiabilité du comptage va dépendre de l'espèce considérée. En effet, les espèces craintives, mimétiques et de petite taille sont souvent sous-estimées.

## 2.6. Choix des descripteurs

Afin d'étudier la composition spécifique d'un peuplement ichthyologique, des descripteurs appropriés doivent être choisis. Lors de l'échantillonnage, des données qualitatives et des données quantitatives sont relevées, permettant de calculer des indices écologiques.

### - Descripteurs des données qualitatives

#### a. La richesse spécifique totale

La richesse spécifique totale correspond au nombre d'espèces rencontrées lors de l'ensemble des comptages d'un site pour une saison. La richesse spécifique de chaque site sera étudiée de deux manières. Tout d'abord, un premier indice correspondra à la richesse spécifique relevé uniquement sur les transects. Ensuite, un second indice correspondra à la richesse spécifique sur l'ensemble du site, espèces observées hors transect incluses. Cette nuance peut permettre d'identifier des espèces rares, présentes sur site mais non recensées sur le transect.

#### b. La richesse spécifique moyenne

La richesse spécifique moyenne correspond au nombre moyen d'espèces observées par relevé, c'est-à-dire sur une surface d'échantillonnage de 300m<sup>2</sup>.

#### c. La fréquence d'occurrence des espèces de poissons

La fréquence d'occurrence d'une espèce correspond au pourcentage de relevés où l'espèce est rencontrée. Chaque espèce pourra être qualifiée de permanente (75-100%), fréquente (50-75%), occasionnelle (25-50%) ou rare (0-25%), en fonction de sa fréquence d'occurrence. La proportion de ces quatre classes de fréquence permet d'estimer la variabilité temporelle du peuplement ichthyologique et constitue un bon indicateur de stabilité ou instabilité de ce peuplement. La dominance en abondance d'espèces rares sur un site traduit un système instable où une forte proportion des individus appartiennent à des espèces de passage (turn over important) (Ody and Harmelin, 1994).

- Descripteurs des données quantitatives

a. La densité (ou abondance)

L'abondance des espèces présentes à chaque site est obtenue en calculant la moyenne du nombre d'individus observés sur chaque réplicats divisé par la surface du transect étudié (100 ou 200 m<sup>2</sup>) et exprimée pour 100 m<sup>2</sup>. L'abondance relative de chaque espèce (%) sera calculée en divisant la proportion des individus de chaque espèce par le total d'individus recensés toutes espèces confondues.

L'abondance d'une espèce reflète des conditions plus ou moins favorables que lui offre le milieu. L'abondance est un indicateur de la qualité de l'habitat pour une espèce donnée (refuges, disponibilité en ressource alimentaire, adéquation avec la bathymétrie, etc...). Certaines espèces sont plus tolérantes que d'autres aux variations du milieu. Un des objectifs de cette étude est d'identifier les espèces les plus sensibles, espèces clés pour définir la qualité de l'habitat.

b. Biomasse

La biomasse correspond à la masse des poissons (en g de poids humide) présents sur la zone étudiée par unité de surface. Ce paramètre, au même titre que l'abondance, est un bon indicateur de l'état et de l'équilibre des ressources trophiques dans le milieu. Son calcul est réalisé à partir des densités et des tailles de poissons observés pendant l'échantillonnage, et des relations allométriques taille/poids issues de la littérature (Bohnsack and Harper, 1988; Bouchon-Navaro *et al.*, 2006; Duarte *et al.*, 1999; Frota *et al.*, 2004; García *et al.*, 1998; González-Gándara *et al.*, 2003). La conversion des tailles en poids est effectuée grâce à la relation  $W = aL^b$  propre à l'espèce (**W** : le poids, **L** : la longueur standard, et **a** : indice de condition, **b** : coefficient d'allométrie). Les individus appartenant à la famille des Muraenidae étant rarement observés en intégralité, une autre relation allométrique, reposant sur la taille de la tête et la masse, a été utilisée pour l'estimation de leur biomasse.



### c. Indice de diversité

Différents indicateurs de diversité seront utilisés au cours de cette étude pour évaluer la structure ichthyologique. L'utilisation conjointe de différents indices permet d'extraire un maximum d'informations sur la structure des communautés.

La diversité spécifique et l'indice de régularité souvent associé sont les deux indicateurs les plus couramment employés. La diversité spécifique est calculée à partir de l'indice de Shannon-Weaver (Pielou, 1966a),  $H' = \sum P_i \ln P_i$  ( $P_i$  : proportion du nombre total d'individus de l'espèce  $i$ ). L'indice de régularité ( $J'$ ) est calculé à partir de l'indice de Shannon selon la formule,  $J' = H' / \ln S$  ( $S$  : nombre total d'espèces présentes - Pielou, 1966b). Ce dernier indice est très utile pour comparer les dominances potentielles entre stations ou entre dates d'échantillonnage.

L'indice de Simpson est calculé à partir du nombre total d'individu ( $N$ ) et du nombre total d'individu de l'espèce  $i$  ( $N_i$ ) selon la formule  $D = \sum N_i (N_i - 1) / (N(N - 1))$ . Cet indice donne plus de poids aux espèces abondantes qu'aux espèces rares. Le fait d'ajouter des espèces rares à un échantillon, ne modifie pratiquement pas la valeur de l'indice de diversité.

L'indice de Hill est un indicateur moins commun mais très intéressant pour comparer des peuplements différents. Sa formule intègre les deux indices majeurs exposés précédemment :  $Hill = N1 / N2$ , avec  $N1 = (1/D)$  et  $N2 = (e^{H'})$ . L'étude de son numérateur  $N1$  nous renseigne sur le nombre effectif d'espèces abondantes et celle de son dénominateur  $N2$  sur le nombre effectif d'espèces rares. Cette indice tend vers 1 lorsque la diversité est faible et vers 0 quand la diversité est maximale.

Ces indicateurs de diversité ont été choisis pour leur pertinence et leur complémentarité. Ils permettent ainsi une évaluation intra et inter site de la diversité ichthyologique.

---

## V. Traitements statistiques

---

Pour comparer les diversités, les abondances et les richesses spécifiques en fonction de la structure de l'habitat, différentes méthodes seront utilisées. Les données obtenues suivent rarement une loi normale. Les méthodes non-paramétriques sont préférentiellement choisies pour éviter les pertes d'information induites par des transformations de normalisation.

Des analyses de correspondances (AC) seront effectuées d'après des tableaux de contingence absence/présence d'espèces pour montrer d'éventuelles différences dans la composition spécifique entre les sites.

La comparaison des sites entre eux et des différents facteurs pouvant influencer sur la structure des peuplements ichthyologiques, sera faite par le biais d'analyses multivariées de variance par permutation (PERMANOVA)(Anderson, 2001). L'avantage incontestable de cette méthode pour le type d'étude réalisé est qu'elle ne nécessite pas de normalité, ni de transformation préalable, tout en étant un test robuste. Les fortes variations d'effectif observées chez certaines espèces obligent toutefois à transformer les données par logtransformation. La mesure de distance utilisée sera la déviance binomiale. Pour obtenir les valeurs de P, 4999 permutations seront réalisées et le seuil de significativité choisi sera de 0,05.

Pour comparer l'effet d'un facteur seul, des tests non-paramétriques simples comme le test de corrélation de rangs de Spearman (1904) ou encore l'analyse de variances de rangs de Krukal-Wallis (1952) seront utilisés.

Des analyses de coordonnées principales (PCoA : Principal Coordinate Analysis) seront effectuées pour visualiser les affinités des espèces avec l'habitat. Cette méthode prend en considération les doubles zéros des données par le biais d'une analyse de similité/dissimilarité, contrairement à l'analyse des composantes principales (ACP), basée sur la distance euclidienne, qui pose un problème lorsque des données avec des doubles zéros sont présentes.

Pour mettre en évidence l'influence éventuelle de facteurs environnementaux ou des peuplements benthiques sur la structure des peuplements ichthyologiques, une

méthode statistique capable d'analyser simultanément ces différents facteurs doit être appliquée. Des analyses canoniques de correspondance (CCA : Canonical Correlation Analysis) ou de redondance (RDA : Redundancy Analysis) (ter Braak, 1994; van den Wollenberg, 1977) seront réalisées pour permettre l'analyse simultanée de deux tableaux de données, l'un contenant les descripteurs des communautés de poissons étudiées (variables dépendantes) et l'autres les facteurs de milieu explicatifs (variables indépendantes). Des tests par permutation (test de Monte-Carlo) incorporés dans l'analyse permettent de vérifier la contribution de chacune des variables du milieu à l'explication de la variance contenue dans la matrice des descripteurs des communautés. Les affinités des espèces pour un type d'habitat et/ou conditions environnementales devraient ainsi être visualisées.

## Calendrier de la thèse :

### Réalisé :

- Octobre 2006-Février 2007 : Analyse bibliographique, mise en place du protocole expérimental, prospection et choix des sites d'étude.
- Mars-Avril 2007 : Echantillonnage saison sèche 2007 (1<sup>er</sup> échantillonnage).
- Mai-Septembre 2007: Saisi et traitement des données. Recherche bibliographique et statistique.
- Octobre 2007 : Echantillonnage saison humide 2007 (2<sup>e</sup> échantillonnage). Préparation du GCFI.
- Novembre 2007 : GCFI.
- Novembre-Décembre 2007 : Echantillonnage saison humide 2007 suite.

### A venir :

- Janvier-Février 2008 : traitement des données acquises pendant la saison humide 2007, et traitement des données de l'année 2007.
- Mars-Avril 2008 : Echantillonnage saison sèche 2008.
- Mai-juin 2008 : Saisi et traitement des données de la saison sèche 2008.
- Juin-juillet 2008 : Préparation de l'ICRS et déplacement.
- Juillet-Septembre 2008 : traitement des données de la saison sèche 2008. Comparaison saison sèche 2007 et 2008. Rédaction de certaines parties de la thèse.
- Octobre-Novembre 2008 : échantillonnage saison humide 2008 (dernier échantillonnage).
- Novembre 2008 à 2009 : traitement des dernières données et bilan sur les deux années. Rédaction de la thèse.

## **BIBLIOGRAPHIE**

- Alevizon, W. S., and M. J. Brooks. 1975.** The comparative structure of two western atlantic reef-fish assemblages. *Bulletin of Marine Science* **25**:482-490.
- Almany, G. R. 2004.** Differential effects of habitat complexity, predators and competitors on abundance of juvenile and adult coral reef fishes. *Oecologia* **141**:105-113.
- Anderson, M. J. 2001.** A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* **26**:32-46.
- Anderson, M. J., and R. B. Millar. 2004.** Spatial variation and effects of habitat on temperate reef fish assemblages in northeastern New Zealand. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **305**:191-221.
- Ault, T. R., and C. R. Johnson. 1998.** Spatially and Temporally Predictable Fish Communities on Coral Reefs. *Ecological Monographs* **68**:25-50.
- Bell, J. D., and R. Galzin. 1984.** Influence of live coral cover on coral-reef fish communities. *Marine Ecology Progress Series* **15**:265-274.
- Bell, J. D., and R. Galzin. 1988.** Distribution of coral and fish in the lagoon at Mataiva : Potential for increase through mining ? P.^Pp. 347-352 in *Proceedings of the 6th International Coral Reef Symposium : Vol. 2 : Contributed Papers.*  
, J. H. Choat, D. Barnes, M. A. Borowitzka, J. C. Coll, P. J. Davies, P. Flood, B. G. Hatcher, D. Hopley, P. A. Hutchings, D. Kinsey, G. R. Orme, M. Pichon, P. F. Sale, P. Sammarco, C. C. Wallace, C. Wilkinson, E. Wolanski and O. Bellwood, eds., Townsville, Australia.
- Bohnsack, J. A., and D. E. Harper. 1988.** Length-weight relationships of selected marine reef fishes from the southeastern United States and the Caribbean. *NOAA Technical Memoir NMFS-SEFC-215*:31 pp.
- Bouchon-Navaro, Y. 1997.** Les peuplements ichtyologiques récifaux des Antilles. Distribution spatiale et dynamique temporelle, Université des Antilles et de la Guyane.
- Bouchon-Navaro, Y., and C. Bouchon. 1989.** Correlations between chaetodontid fishes and coral communities of the Gulf of Aqaba (Red Sea). *Environmental Biology of Fishes* **25**:47-60.
- Bouchon-Navaro, Y., C. Bouchon, D. Kopp, and M. Louis. 2006.** Weight-length relationships for 50 fish species collected in seagrass beds of the Lesser Antilles. *Journal of Applied Ichthyology* **22**:322-324.
- Bouchon-Navaro, Y., C. Bouchon, M. Louis, and P. Legendre. 2005.** Biogeographic patterns of coastal fish assemblages in the West Indies. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **315**:31-47.
- Bouchon, C., Y. Bouchon-Navaro, S. Brugneaux, and F. Mazeas. 2002.** L'état des récifs coralliens dans les Antilles françaises : Martinique, Guadeloupe, Saint-Barthélémy et Saint-Martin. *Rapport de l'Initiative Française pour les Récifs Coralliens*:1-31.
- Bouchon, C., Y. Bouchon-Navaro, and M. Louis. 2004.** Critères d'évaluation de la dégradation des communautés coralliennes dans la région Caraïbe. *Revue d'Ecologie (Terre Vie)* **59**:113-121.
- Bouchon, C., Y. Bouchon-Navaro, M. Louis, and J. Laborel. 1987.** Influence of the degradation of coral assemblages on the fish communities of Martinique (French West Indies). P.^Pp. 452-468 in *Proc. 38th Gulf and Caribbean Fisheries Institute Congress, Martinique, 1985*, F. Williams, ed.
- Brock, V. E. 1954.** A Preliminary Report on a Method of Estimating Reef Fish Populations. *The Journal of Wildlife Management* **18**:297-308.
- Brokovich, E., A. Baranes, and M. Goren. 2006.** Habitat structure determines coral reef fish assemblages at the northern tip of the Red Sea. *Ecological Indicators* **6**:494-507.
- Caley, M. J., and J. S. John. 1996.** Refuge availability structures assemblages of tropical reef fishes. *Journal of Animal Ecology* **65**:414-428.
- Carpenter, K. E., R. I. Micalat, V. D. Albaladejo, and V. T. Corpuz. 1981.** The influence of substrate structure on the local abundance and diversity of Philippine reef fishes. P.^Pp. 497-502 in *Proceedings of the 4th International Coral Reef Symposium Vol. 2.*, E. D. Gomez, C. E. Birkeland, R. W. Buddemeier, R. E. Johannes, J. A. J. Marsh and R. T. Tsuda, eds., Marine Science Center, University of the Philippines, Manila, Philippines.

- Chabanet, P., H. Ralambondrainy, M. Amanieu, G. Faure, and R. Galzin. 1997.** Relationships between coral reef substrata and fish. *Coral Reefs* **16**:93-102.
- Cheal, A. J., and A. A. Thompson. 1997.** Comparing visual counts of coral reef fish: implications of transect width and species selection. *Marine Ecology Progress Series* **158**:241-248.
- Chittaro, P. M. 2004.** Fish-habitat associations across multiple spatial scales. *Coral Reefs* **23**:235-244.
- Connell, J. H. 1978.** Diversity in tropical rain forests and coral reefs. High diversity of trees and corals is maintained only in a nonequilibrium state. *Science* **199**:1302-1310.
- Connell, S. D., M. A. Samoilys, M. P. Lincoln Smith, and J. Legata. 1998.** Comparisons of abundance of coral-reef fish: Catch and effort surveys vs visual census. *Austral Ecology* **23**:579-586.
- Dominici-Arosemena, A., and M. Wolff. 2005.** Reef fish community structure in Bocas del Toro (Caribbean, Panama): Gradients in habitat complexity and exposure. *Caribbean Journal of Science* **41**:613-637.
- DRAM. 2001.** Monographie des pêches maritimes et des cultures marines à la Martinique (années 2000 et 2001). *Direction Régionale et Départementale des Affaires Maritimes de la Martinique*:99pp.
- Duarte, L. O., C. B. García, N. Sandoval, D. von Schiller, G. Melo, and P. Navajas. 1999.** Length-weight relationships of demersal fishes from the Gulf of Salamanca, Colombia. *Naga, The ICLARM Quarterly* **22**:34-36.
- Edgar, G. J., N. S. Barrett, and A. J. Morton. 2004.** Biases associated with the use of underwater visual census techniques to quantify the density and size-structure of fish populations. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **308**:269-290.
- Ferreira, C. E. L., J. E. A. Gonçalves, and R. Coutinho. 2001.** Community structure of fishes and habitat complexity on a tropical rocky shore. *Environmental Biology of Fishes* **61**:353-369.
- Friedlander, A. M., and J. D. Parrish. 1998.** Habitat characteristics affecting fish assemblages on a Hawaiian coral reef. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **224**:1-30.
- Frota, L. O., P. A. S. Costa, and A. C. Braga. 2004.** Length-weight relationships of marine fishes from the central Brazilian coast. *NAGA, WorldFish Center Quarterly* **27**:20-26.
- García, C. B., L. O. Duarte, N. Sandoval, D. Von Schiller, G. Melo, and P. Navajas. 1998.** Length-weight relationships of demersal fishes from the Gulf of Salamanca, Colombia. *Naga, The ICLARM Quarterly* **21**:30-32.
- González-Gándara, C., E. Pérez-Díaz, L. Santos-Rodríguez, and E. Arias González. 2003.** Length-Weight relationships of coral reef fishes from the Alacran Reef, Yucatan, Mexico. *NAGA, WorldFish Center Quarterly* **26**:14-16.
- Gratwicke, B., and M. R. Speight. 2005a.** Effects of habitat complexity on Caribbean marine fish assemblages. *Marine Ecology Progress Series* **292**:301-310.
- Gratwicke, B., and M. R. Speight. 2005b.** The relationship between fish species richness, abundance and habitat complexity in a range of shallow tropical marine habitats. *Journal of Fish Biology* **66**:650-667.
- Grigg, R. W., and S. J. Dollar. 1990.** Natural and anthropogenic disturbance on coral reefs. P.^Pp. 439-452 in *Ecosystems of the world 25 : Coral Reefs*, Dubinsky, ed. Elsevier.
- Grimaud, J., and M. Kulbicki. 1998.** Influence of reef to ocean distance on coral reef fish assemblages in New Caledonia. *Influence de la distance a l'ocean sur les peuplements ichtyologiques des recifs frangeants de Nouvelle-Caledonie* **321**:923-931.
- Harmelin-Vivien, M. L., J. G. Harmelin, C. Chauvet, C. Duval, R. Galzin, P. Lejeune, G. Barnabé, F. Blanc, R. Chevalier, J. Duclerc, and G. Lasserre. 1985.** Evaluation visuelle des peuplements et populations de poissons : méthodes et problèmes. *Revue d'Ecologie (Terre Vie)* **40**:467-539.
- Hawkins, J. P., and C. M. Roberts. 2004.** Effects of Artisanal Fishing on Caribbean Coral Reefs. *Conservation Biology* **18**:215-226.
- Holbrook, S. J., G. E. Forrester, and R. J. Schmitt. 2000.** Spatial patterns in abundance of a damselfish reflect availability of suitable habitat. *Oecologia* **122**:109-120.
- Horinouchi, M., Y. Nakamura, and M. Sano. 2005.** Comparative analysis of visual censuses using different width strip-transects for a fish assemblage in a seagrass bed. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **65**:53-60.

- Hughes, T. P. 1994.** Catastrophes, phase shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. *Science* **265**:1547-1551.
- Jennings, S., D. P. Bouille, and N. V. C. Polunin. 1996.** Habitat correlates of the distribution and biomass of Seychelles' reef fishes. *Environmental Biology of Fishes* **46**:15-25.
- Jones, G. P., M. I. McCormick, M. Srinivasan, and J. V. Eagle. 2004.** Coral decline threatens fish biodiversity in marine reserves. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **101**:8251-8253.
- Jones, G. P., and C. Syms. 1998.** Disturbance, habitat structure and the ecology of fishes on coral reefs. *Australian Journal of Ecology* **23**:287-297.
- Kruskal, W. H., and W. A. Wallis. 1952.** Use of Ranks in One-Criterion Variance Analysis. *Journal of the American Statistical Association* **47**:583-621.
- Kuffner, I. B., J. C. Brock, R. Grober-Dunsmore, V. E. Bonito, T. D. Hickey, and C. W. Wright. 2007.** Relationships between reef fish communities and remotely sensed rugosity measurements in Biscayne National Park, Florida, USA. *Environmental Biology of Fishes* **78**:71-82.
- Lecchini, D., M. Adjeroud, M. S. Pratchett, L. Cadoret, and R. Galzin. 2003.** Spatial structure of coral reef fish communities in the Ryukyu Islands, southern Japan. *Oceanologica Acta* **26**:537-547.
- Legrand, H. En cours.** Cartographie des biocénoses marines du littoral martiniquais et eutrophisation en zone côtière, Ecole Pratique des Hautes Etudes - Université de Perpignan.
- Loya, Y. 1978.** Plotless and transect methods. P. 197-218 in *Monographs on Oceanic Methodology*, D. R. Stoddart and R. E. Johannes, eds. UNESCO Press.
- Luckhurst, B. E., and K. Luckhurst. 1978.** Analysis of the influence of substrate variables on coral reef fish communities. *Marine Biology* **49**:317-323.
- McClanahan, T. R., and R. Arthur. 2001.** The effect of marine reserves and habitat on populations of East African coral reef fishes. *Ecological Applications* **11**:559-569.
- Munday, P. L. 2000.** Interactions between habitat use and patterns of abundance in coral-dwelling fishes of the genus *Gobiodon*. *Environmental Biology of Fishes* **58**:355-369.
- Munday, P. L., G. P. Jones, and M. J. Caley. 1997.** Habitat specialisation and the distribution and abundance of coral-dwelling gobies. *Marine Ecology Progress Series* **152**:227-239.
- Nanami, A., and M. Nishihira. 2002.** The structures and dynamics of fish communities in an Okinawan coral reef: Effects of coral-based habitat structures at sites with rocky and sandy sea bottoms. *Environmental Biology of Fishes* **63**:353-372.
- Núñez Lara, E., and E. Arias González. 1998.** The relationship between reef fish community structure and environmental variables in the southern Mexican Caribbean. *Journal of Fish Biology* **53**:209-221.
- Ody, D., and J. G. Harmelin. 1994.** Influence de l'architecture et de la localisation de récifs artificiels sur leurs peuplements de poissons en Méditerranée. *Cybium* **18**:57-70.
- Öhman, M. C., and A. Rajasuriya. 1998.** Relationships between habitat structure and fish communities on coral and sandstone reefs. *Environmental Biology of Fishes* **53**:19-31.
- OMMM. 2004.** *Les agressions d'origine anthropique sur le milieu marin côtier et leurs effets sur les écosystèmes coralliens et associés de la Martinique*. Observatoire du Milieu Marin Martiniquais, Fort de France.
- Pielou, E. C. 1966a.** Shannon's Formula as a Measure of Specific Diversity: Its Use and Misuse. *The American Naturalist* **100**:463-465.
- Pielou, E. C. 1966b.** The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology* **13**:131-144.
- Roberts, C. M., and R. F. G. Ormond. 1987.** Habitat complexity and coral reef fish diversity & abundance on Red Sea fringing reefs. *Marine Ecology Progress Series* **41**:1-8.
- Samoily, M. A., and G. Carlos. 2000.** Determining methods of underwater visual census for estimating the abundance of coral reef fishes. *Environmental Biology of Fishes* **57**:289-304.
- Sano, M. 2004.** Short-term effects of a mass coral bleaching event on a reef fish assemblage at Iriomote Island, Japan. *Fisheries Science* **70**:41-46.
- Sano, M., M. Shimizu, and Y. Nose. 1984.** Changes in structure of coral reef fish communities by destruction of hermatypic corals: observational and experimental views. *Pacific Science* **38**:51-79.

- Sano, M., M. Shimizu, and Y. Nose. 1987.** Long-term effects of destruction of hermatypic corals by *Acanthaster planci* infestation on reef fish communities at Iriomote Island, Japan. *Marine Ecology Progress Series* **37**:191-199.
- Spalding, M. D., and G. E. Jarvis. 2002.** The impact of the 1998 coral mortality on reef fish communities in the Seychelles. *Marine Pollution Bulletin* **44**:309-321.
- Spearman, C. 1904.** The proof and measurement of association between two things. *American Journal of Psychology* **15**:72-101.
- Talbot, F. H., B. C. Russell, and G. R. V. Anderson. 1978.** Coral Reef Fish Communities: Unstable, High-Diversity Systems? *Ecological Monographs* **48**:425-440.
- ter Braak, C. J. F. 1994.** Canonical community ordination. Part I: basic theory and linear methods. *Ecoscience* **1**:127-140.
- Tolimieri, N. 1995.** Effects of microhabitat characteristics on the settlement and recruitment of a coral reef fish at two spatial scales. *Oecologia* **102**:52-63.
- Tolimieri, N. 1998.** Contrasting effects of microhabitat use on large-scale adult abundance in two families of Caribbean reef fishes. *Marine Ecology Progress Series* **167**:227-239.
- van den Wollenberg, A. L. 1977.** Redundancy analysis an alternative for canonical correlation analysis. *Psychometrika* **42**:207-219.
- Watson, R. A., and T. J. Quinn li. 1997.** Performance of transect and point count underwater visual census methods. *Ecological Modelling* **104**:103-112.
- Willis, T. J. 2001.** Visual census methods underestimate density and diversity of cryptic reef fishes. *Journal of Fish Biology* **59**:1408-1411.



## **ANNEXE 1**

### **Liste non exhaustives des espèces recensées lors du 1<sup>er</sup> passage**

Abudefduf saxatilis	Gymnothorax moringa	Neoniphon marianus
Acanthurus bahianus	Haemulon aurolineatum	Ocyurus chrysurus
Acanthurus chirurgus	Haemulon carbonarium	Odontoscion dentex
Acanthurus coeruleus	Haemulon chrysargyreum	Paranthias furcifer
Aulostomus maculatus	Haemulon flavolineatum	Pareques acuminatus
Bodianus rufus	Haemulon plumieri	Pomacanthus paru
Bothus lunatus	Haemulon sciurus	Pseudupeneus maculatus
Cantherhines macrocerus	Halichoeres radiatus	Rypticus saponaceus
Cantherhines pullus	Heteropriacanthus cruentatus	Sargocentron vexillarius
Carangoides ruber	Holacanthus ciliaris	Scarus iserti
Centropyge argi	Holacanthus tricolor	Scarus taeniopterus
Cephalopholis cruentatus	Holocentrus adscensionis	Scarus vetula
Cephalopholis fulvus	Holocentrus rufus	Scomberomorus regalis
Chaetodon aculeatus	Inermia vittata	Scorpaena plumieri
Chaetodon capistratus	Kyphosus sectatrix	Serranus tabacarius
Chaetodon ocellatus	Lactophrys bicaudalis	Sparisoma atomarium
Chaetodon striatus	Lactophrys triqueter	Sparisoma aurofrenatum
Clupeidae	Lutjanus apodus	Sparisoma radians
Diodon holacanthus	Lutjanus griseus	Sparisoma rubripinne
Diodon hystrix	Lutjanus mahogani	Sparisoma viride
Echidna catenata	Lutjanus synagris	Sphoeroides spengleri
Epinephelus adscensionis	Melichthys niger	Sphyraena barracuda
Epinephelus guttatus	Mulloidichthys martinicus	Sphyraena picudilla
Equetus punctatus	Myrichthys breviceps	Synodus intermedius
Gymnothorax miliaris	Myripristis jacobus	

### **Liste non exhaustives des espèces recensées lors du 2<sup>e</sup> passage**

Amblycirrhitus pinos  
Canthigaster rostrata  
Canthigaster sp  
Chaetodon striatus  
Chromis cyanea  
Chromis multilineata  
Clepticus parrae  
Halichoeres garnoti  
Halichoeres maculipinna  
Halichoeres pictus  
Hypoplectrus chlorurus  
Hypoplectrus guttavarius  
Hypoplectrus puella  
Hypoplectrus sp (hybrides)  
Hypoplectrus unicolor  
Microspathodon chrysurus  
Serranus tigrinus  
Stegastes adustus  
Stegastes leucostictus  
Stegastes partitus  
Stegastes planifrons  
Thalassoma bifasciatum