



# Le mérou géant (*Epinephelus itajara*)

## Synthèse bibliographique

David Fransolet, PhD

sous la direction d'Olivier Gros

Pointe-à-Pitre, juillet 2014

Ce travail de recherche bibliographique s'insère dans le cadre d'un projet de réintroduction du mérou géant (*Epinephelus itajara*) en Guadeloupe. La première partie de ce texte procédera d'abord à la description biologique et écologique de ce poisson afin notamment d'en connaître les besoins et les faiblesses. La deuxième partie fera l'état des menaces qui ont historiquement pesé et qui pèsent parfois toujours sur cette espèce et l'ont progressivement conduite à la quasi extinction. Enfin, la dernière partie de ce travail résumera les efforts de protection et de management entrepris par certains pays de la région Caraïbe avant d'aborder les facteurs à prendre en compte pour une éventuelle réintroduction de ce poisson dans les eaux guadeloupéennes.

## Biologie et Ecologie d'*Epinephelus itajara*

### Répartition géographique

Le mérou géant *Epinephelus itajara* est l'une des deux plus grandes espèces de mérou ainsi que l'une plus grande espèce de poisson osseux vivant aujourd'hui. Il fait partie de la famille des Serranidés et de la sous-famille et Epinephelidés au sein de laquelle on retrouve l'essentiel des gros et très gros mérous occupant la position de prédateur pratiquement au sommet de la chaîne alimentaire dans les milieux récifaux (Sadovy and Eklund 1999). Son aire de répartition s'étend, dans le Pacifique depuis le Golfe de Californie jusqu'au Pérou, dans l'Ouest de l'Atlantique depuis la Floride jusqu'au Sud du Brésil en passant par le Golfe du Mexique et les Caraïbes, et dans l'Est de l'Atlantique entre le Sénégal et le Gabon (cf. Fig. 1). Le plus vieux fossile de cette espèce a été identifié au Venezuela et date du Miocène. Ceci indique qu'il s'agit d'une espèce existant depuis bien longtemps et permet dès lors aux spécialistes d'élucider sa répartition amphitropicale (Aguilera and De Aguilera 2004).



Figure 1 - Répartition géographique d'*Epinephelus itajara* (<http://www.iucnredlist.org/>).

### Taille et croissance

Les plus grands représentants de cette espèce jamais identifiés affichent une longueur totale (LT) allant jusqu'à 250cm et pèsent jusqu'à 320kg. Bien que les mâles

et les femelles semblent présenter une légère différence de taille (l'analyse de 481 individus répertoriant des mâles mesurant entre 80 et 206cm et des femelles mesurant entre 34 et 216cm), leur dimensions moyennes se trouvent dans des fourchettes qui se chevauchent largement (Bullock et al. 1992; Sadovy and Eklund 1999; Craig 2011). Alors que les plus gros individus restent cependant relativement rares, des spécimens pesant en moyenne 225kg sont fréquemment rencontrés. La rareté des plus gros individus peut être en partie liée à la croissance lente de cette espèce par rapport à sa taille maximale possible. En effet, bien que son taux de croissance, similaire pour les mâles et les femelles, avoisine 100mm par an jusqu'à l'âge de 6 ans, celui-ci chute à 30mm par an à l'âge de 15 ans et tombe finalement sous les 10mm par an passé 25 ans (cf. Fig. 2, 3, 4 et 5). Le modèle de croissance de Von Bertalanffy donne alors pour une taille totale (mm) l'équation suivante:  $206[1 - e^{(-0.126(\text{Age}+0.49)}]$  (Bullock et al. 1992). Une autre étude plus récente apporte d'avantage de précision concernant la croissance et avance que le taux d'accroissement massique de cette espèce serait de 0,29%/jour. Cette dernière étude porte cependant essentiellement sur des individus juvéniles mesurant entre 50 et 100cm. (Graham et al. 2009).

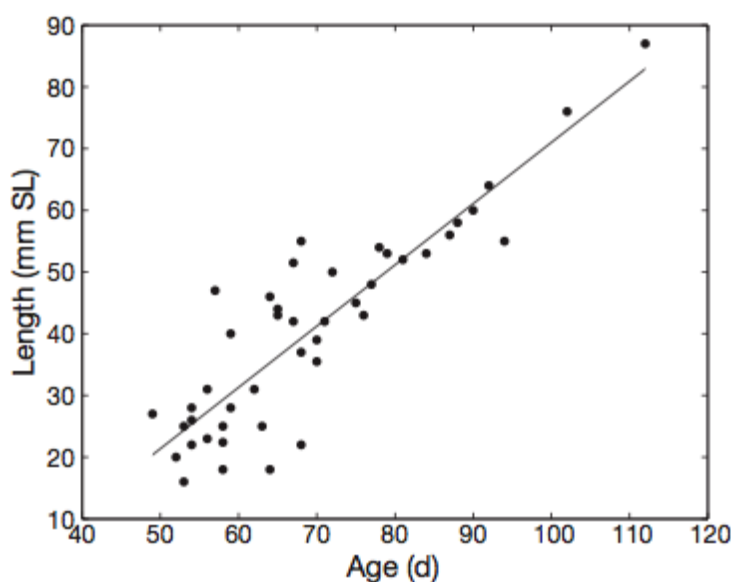


Figure 2 - Taille (longueur standard) des larves en fonction de l'âge (jours) (Lara et al. 2009).

TL (mm)	Age 0	Age 1	Age 2	Age 3	Age 4	Age 5	Age 6	Total
101-200	1	8	3	25				37
201-300	3	90	107	108	3			311
301-400		52	239	100	9			400
401-500		1	81	48	17	2		149
501-600			8	21	36	3		68
601-700			4	8	34	11	1	58
701-800				3	22	17	2	44
801-900					15	17	2	34
901-1,000					6	7	2	15
Total n	4	151	442	313	142	57	7	1,116

Figure 3 - Nombre de juvéniles recensés par classe de taille (LT) en fonctions de leurs âges (années) (Koenig et al. 2007).

Age	Average observed total length (mm)					Predicted total length (mm)			
	N	Male	N	Female	N	Unknown	Male	Female	Pooled*
0	0	—	1	338	4	170			—
1	0	—	3	517	0	—	434	382	344
2	0	—	5	717	1	711	605	563	541
3	2	863	4	708	4	751	759	725	714
4	1	1184	3	924	4	913	897	871	867
5	2	1080	1	1218	8	1067	1021	1002	1002
6	4	1078	0	—	5	1161	1132	1119	1121
7	5	1318	0	—	4	1423	1232	1225	1226
8	2	1476	2	1333	8	1437	1322	1319	1318
9	2	1400	2	1399	12	1368	1403	1404	1400
10	2	1398	6	1515	12	1516	1475	1481	1471
11	1	1660	6	1632	23	1544	1540	1549	1535
12	1	1690	7	1647	31	1612	1598	1611	1590
13	5	1620	10	1653	26	1644	1651	1666	1640
14	2	1849	7	1762	15	1723	1698	1715	1683
15	4	1828	4	1913	12	1737	1740	1760	1721
16	3	1909	4	1860	8	1735	1778	1800	1755
17	1	1770	2	1878	6	1879	1812	1836	1785
18	0	—	4	1820	8	1750	1843	1868	1811
19	0	—	0	—	6	1833	1870	1897	1834
20	0	—	2	1990	11	1842	1895	1923	1854
21	0	—	4	2023	8	1818	1917	1946	1872
22	0	—	2	2011	9	1820	1937	1967	1888
23	0	—	0	—	4	1938	1955	1986	1902
24	1	1905	1	1950	7	1936	1971	2003	1914
25	2	1955	0	—	4	1821	1985	2018	1925
26	1	1930	0	—	5	1891	1998	2032	1935
27	0	—	2	2065	3	1853	2010	2044	1943
28	0	—	1	1935	2	2006	2020	2055	1951
29	0	—	0	—	1	2090	2030	2065	1957
30	0	—	0	—	1	2040	2038	2073	1963
33	0	—	1	2015	2	1820	2058	2095	1977
34	0	—	0	—	1	2032	2064	2101	1980
36	0	—	0	—	1	1908	2073	2110	1986
37	0	—	1	1970	0	—	2077	2115	1988

Figure 4 – Tailles moyennes observées et prédites pour des individus mâles et femelles en fonction de leurs âges (Bullock et al. 1992).

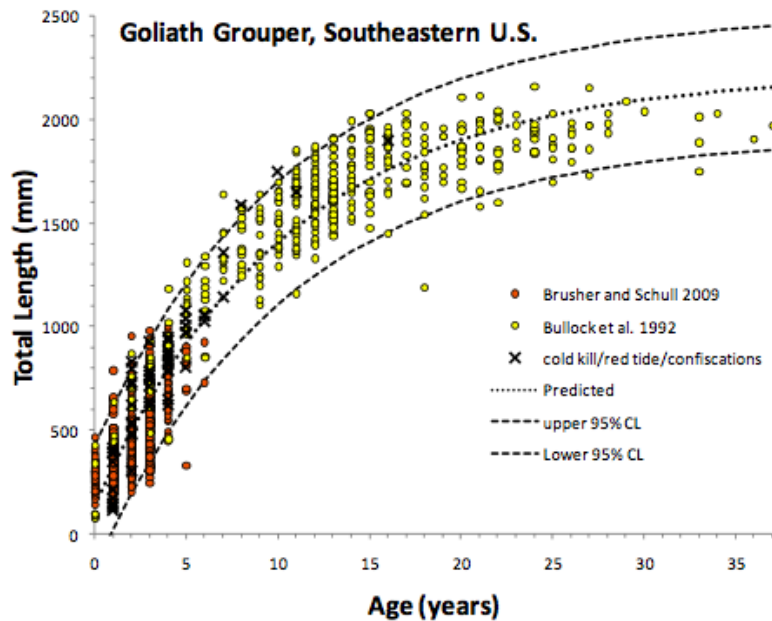


Figure 5 – Courbe de croissance d'*E. itajara* (SEDAR 23).

## Longévité

La longévité de cette espèce reste encore aujourd'hui incertaine. Bien que les âges records calculés pour des individus pêchés en Floride sont respectivement 37 ans pour les femelles et 26 ans pour les mâles, il est possible que ce poisson puisse vivre beaucoup plus longtemps (40 – 50 ans) en absence de pêche ou en présence de pêche modérée (Bullock et al. 1992; SEDAR 2011). Dans l'Est du Golfe du Mexique, l'âge moyen des individus capturés varie entre 9 et 15 ans avec très peu d'individus semblant vivre au-delà de 30 ans (Sadovy and Eklund 1999). L'âge de ce poisson peut être évalué avec une exactitude de quasi 100% par l'analyse de ses otolithes (Sadovy and Eklund 1999). Il existe cependant une alternative permettant une estimation fiable de l'âge ne nécessitant quant à elle pas de sacrifier les poissons. Celle-ci consiste à compter le nombre de cernes pâles et sombres présentes dans les épines et les rayons de leurs nageoires dorsales. Validée pour des individus âgés de 0 à 6 ans, l'usage de cette technique demeure malheureusement plus difficile chez les plus gros et plus vieux spécimens car le centre de la structure osseuse s'érode et car la croissance, alors plus lente, a tendance à compresser les anneaux. Utilisant les rayons des nageoires, certains auteurs ont malgré tout réussi à estimer avec succès l'âge d'individus dont les plus vieux avaient 18 ans (Brusher and Schull 2009; Murie et al. 2009).

## Alimentation

Concernant son alimentation, *E. itajara* se présente comme un prédateur important. Faisant presque figure de super-prédateur (apex predator), il est grand et rare, avec seulement quelques individus par récif (Craig 2011). De par sa taille et sa lenteur, il se nourrit surtout de proies lentes. Il peut cependant faire des accélérations explosives depuis l'arrêt (Sadovy and Eklund 1999). Il se nourrit d'une large variété de poissons et d'invertébrés avec une préférence pour les crustacés et peut être décrit comme un généraliste/polyphage. Son régime alimentaire se remarque notamment dans sa dentition où l'on constate un développement réduit des canines (Sadovy and Eklund 1999; Frias-Torres 2013; Froese and Pauly 2014). Les rapports faisant mention de son alimentation font tous étalage d'une grande variété de proies, avec quelques variations dépendant probablement de localisation géographique des individus observés. L'analyse des contenus stomacaux de 9 spécimens pêchés en Floride rapporte que ceux-ci se nourrissent principalement de crustacés, surtout de langouste (69%) et de crabes (12%), mais aussi de tortues (6%) et de poissons (13%) parmi lesquels figurent des espèces faisant rarement office de proie telles que la raie pastenague (*Dasyatis americana*) et le diodon (*Diodon* sp.) (Sadovy and Eklund 1999). Une autre étude réalisée en Floride apporte plus de précision concernant les espèces ingérées et met alors particulièrement l'accent sur le quantité d'espèces lentes et venimeuses (Frias-Torres 2013). Une troisième étude détaille encore d'avantage le contenu stomacal de spécimens pêchés dans l'Est du Golfe du Mexique. Ceux-ci contenaient des restes de poulpes, de gastéropodes (*Fasciolaria tulipa*), de langoustes (*Panulirus argus*, *Scyllarides* sp.), de crabes (*Calappa flammea*, *Menippe mercenaria*, *Ovalipes floridanus*, *Callinectes* sp., *Hepatus* sp.) et de poissons (*Chaetodipterus faber*, *Lactophrys quadricornis*, *Etrumeus teres*, *Chilomycterus*

*schoepfi*). Toutes ces observations ont été pratiquées sur des individus adultes, Les juvéniles se nourrissant quant à eux essentiellement de crevettes (incluant la crevette rose, *Penaeus duorarum*), de crabes (Xanthidae *Rhithropanopeus harrisi*) et de poissons chats marins (*Arius felis*) (Sadovy and Eklund 1999).

## Reproduction

Chez ce poisson, la maturité sexuelle est atteinte vers 5-6 ans, parfois plus, avec une taille variant alors entre 110 et 120 cm environs (LT) (Sadovy and Eklund 1999). Les caractéristiques reproductives de cette espèce ne sont pas encore complètement élucidées. Comme d'autres espèces de la même famille, c'est l'hermaphrodisme protogyne qui semble le plus plausible. Cette hypothèse reste cependant invérifiée, probablement faute d'un nombre suffisant d'individus analysés. Le fait que la maturité sexuelle arrive plus tôt chez les mâles que chez les femelles semble cependant contredire cette hypothèse. Les mâles atteignent en effet leur maturité sexuelle plus jeunes et à une taille plus petite que les femelles, 50% des mâles mesurant 115cm (LT) étant déjà matures alors que la majorité des femelles ne le deviennent qu'à partir de 122cm (LT) (Bullock et al. 1992; Sadovy and Eklund 1999; SEDAR 2011). La relation exacte entre fécondité et âge reste également inconnue et pose des problèmes dans la modélisation de l'évolution des stocks (SEDAR 2004). Concernant les proportions respectives de chaque sexe, le ratio femelles/mâles pour l'Est du Golfe du Mexique de 1977 à 1990 est de 1,75:1 (Sadovy and Eklund 1999). A partir de la distribution des âges ainsi que l'âge de maturité sexuelle, les spécialistes de cette espèce ont calculé le temps de génération de cette dernière et l'ont estimé à 13,5 ans (défini ici comme l'âge moyen des individus reproducteurs dans la population) (Craig 2011).

Aucun facteur environnemental n'a actuellement été identifié comme affectant la reproduction (Sadovy and Eklund 1999). La période de reproduction s'étend de juin à octobre avec un pic, bien que variable, s'étendant entre juillet et septembre dans la partie Est du Golfe du Mexique (cf. Fig. 6). L'apparition de ce pic présente cependant une variabilité géographique, avec une présence décalée en septembre et octobre en Colombie voire même entre décembre et février au Brésil (Bullock et al. 1992; Sadovy and Eklund 1999; Gerhardinger et al. 2006). Durant ces périodes, les gonades des individus matures s'activent et prennent des dimensions importantes. Certaines observations ont par exemple montré que des mâles de 161 à 193cm présentaient des gonades pesant de 0,68 à 2kg et un « Gonad Somatic Index » de 0,59 à 1,46%. Les plus gros ovaires ont quant à eux été pesés à 16kg voire même 22kg (Sadovy and Eklund 1999; Gerhardinger et al. 2006).

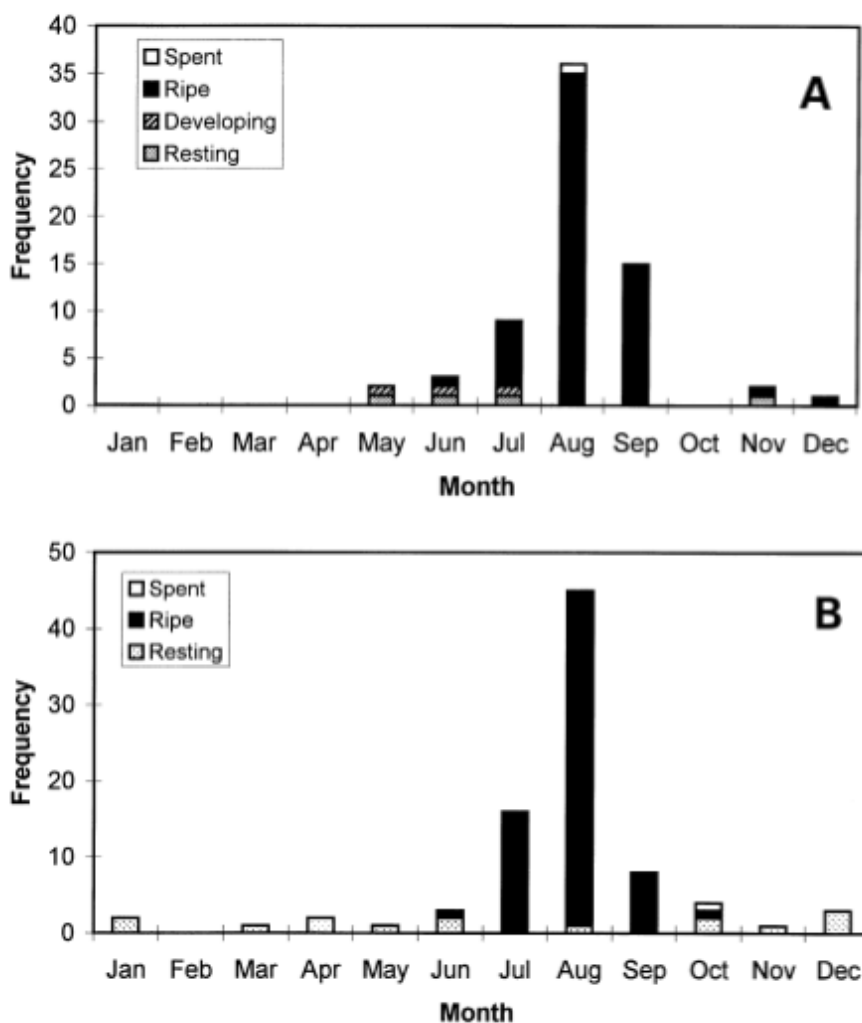


Figure 6 – Pourcentage de gonades matures (noir) au cours de l’année chez des individus du Golfe du Mexique (Bullock et al. 1992).

Lors des périodes de reproduction, de plusieurs dizaines à une centaine d’individus se regroupent pour frayer à des endroits spécifiques. Ce comportement, rare chez les mérous, se produit seulement durant quelques semaines chaque année et représente l’essentiel de l’effort reproductif (Sadovy and Eklund 1999; Craig 2011). Ces regroupements se font en eau relativement peu profonde, le plus souvent autour d’épaves, de surplombs rocheux ou de récifs isolés (Sadovy and Eklund 1999; Craig 2011). Parmi ceux-ci, les épaves sont considérées comme des lieux de reproduction particulièrement prisés par cette espèce. Des comportements amoureux ont notamment été décrits à plusieurs reprises sur une épave à 33m à l’Est du Golfe du Mexique en 1990 (Colin 1994). Bien que les distances moyennes parcourues pour rejoindre les sites de regroupement ne soit pas connues, certaines observations ont mis en évidence des déplacements dépassant la centaine de kilomètres (Sadovy and Eklund 1999; Pina-Amargos and Gonzalez-Sanson 2009; Koenig et al. 2011). Bien que certains individus marqués puissent être identifiés sur différents sites d’agrégation, la majorité semble avoir une certaine fidélité pour un même site (Sadovy and Eklund 1999). Des observations récentes ont de plus montré



que certains individus restent jusqu'à 2 mois sur un même site d'agrégation (Mann et al. 2009).

Alors que la reproduction en elle-même n'a encore jamais été observée, les informations recueillies depuis plusieurs dizaines d'années permettent néanmoins d'avoir pas mal d'informations sur les événements y étant liés. Celle-ci semble essentiellement se produire lors des périodes de pleine lune et implique un comportement bien particulier (Sadovy and Eklund 1999; Gerhardinger et al. 2006; Lara et al. 2009). La parade nuptiale s'effectue alors surtout entre la fin de matinée et le milieu d'après-midi. Pendant celle-ci les mâles arborent une tête pâle et un corps foncé alors que les femelles ne changent pas de couleur. Le mâle comme sa parade en s'approchant de la femelle et en lui caressant la zone branchiale. Si celle-ci accepte ses avances, tous deux s'élèvent alors dans la colonne d'eau en tournant. De forts sons basse fréquence (60hz surtout) sont également émis, probablement par le mâle, lors de ce rituel (Colin 1994; Sadovy and Eklund 1999; Gerhardinger et al. 2006; Mann et al. 2009). L'événement de reproduction lui-même se déroulerait de nuit dans les eaux proches de la surface (Mann et al. 2009). Par la suite, les individus femelles libèreront une grande quantité d'œufs qui seront alors fécondés par les mâles. Une étude montre que des femelles mesurant 132 et 140 cm (LS) libèrent environ 39 et 57 millions d'œufs respectivement (Sadovy and Eklund 1999; Craig 2011).

Ce type de reproduction par agrégation n'implique pas obligatoirement un phénomène d'auto-recrutement (self-recruitment). Les larves issues de la fécondation sont en effet capables de se disséminer sur de longues distances. On ne connaît cependant pas les importances relatives des regroupements locaux par rapport aux regroupements en amont du courant dans le recrutement local (Sadovy and Eklund 1999). On a d'ailleurs de manière générale encore peu d'information concernant les larves de cette espèce. La plus petites jamais décrites mesurent 6,2 à 17,4mm et se distinguent des larves d'espèces du même genre par un pattern spécifique de certaines épines sur les régions pelvienne et dorsale ainsi que par une tache pigmentée à la symphyse cleithrale. Les larves au stade « post-flexion » mesurent quant à elles entre 14,7 et 17,9mm (Sadovy and Eklund 1999).

## Habitat

Au fil de leur croissance, les individus de l'espèce *E. itajara* vont, comme beaucoup d'autres espèces, vivre au sein de différents types de milieux. Les larves vivant d'abord à l'état planctonique en pleine eau finiront pas migrer vers les milieux côtiers, essentiellement en mangrove, pour poursuivre leur développement. Les juvéniles y resteront plusieurs années avant de devenir sexuellement mûre et alors de progressivement migrer vers le large (cf. Fig. 7 et 8). Durant de leur vie, on retrouvera donc des individus dans une large gamme de profondeurs et de salinités avec les plus petits (jusque 150kg) dès 5m de profondeurs près des estuaires et les plus gros individus (300kg) à partir de 35m (Gerhardinger et al. 2009).



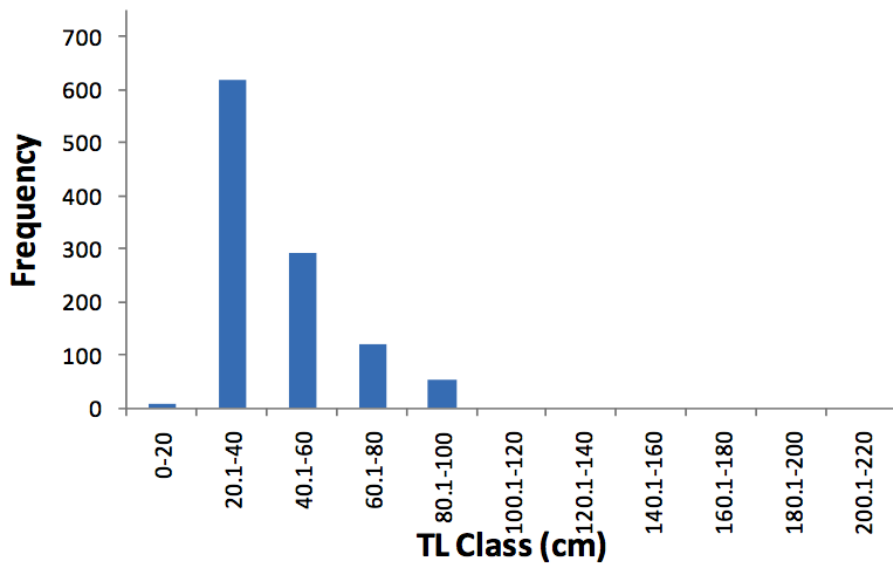


Figure 7 - Nombre d'individus par gamme de taille (LT) en mangrove (SEDAR 23).

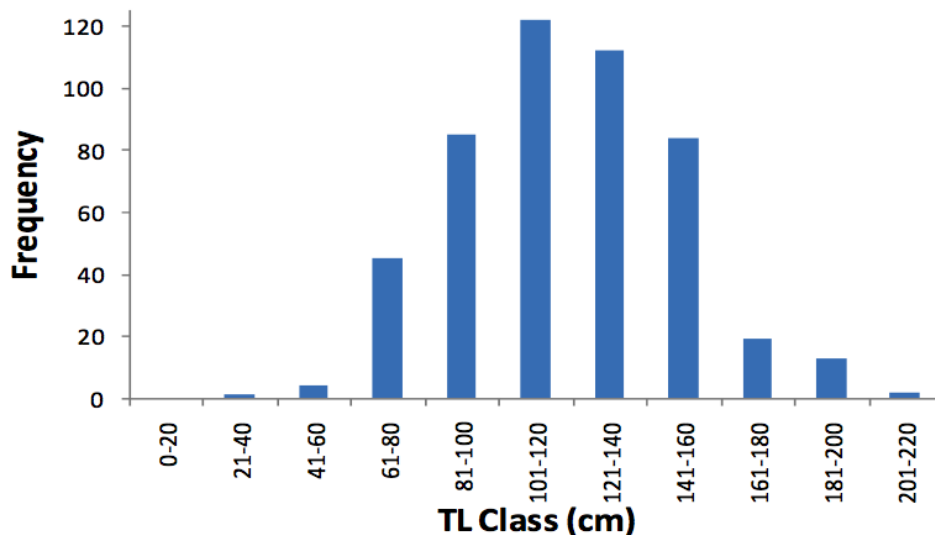


Figure 8 - Nombre d'individus par classe de taille (LT) au large de l'Ouest de la Floride (SEDAR 23).

On ne sait pas exactement quand et à quelle taille les **larves** quittent le plancton pour s'établir en mangrove. Alors que certaines observations indiquaient que les plus petites larves mesurées en mangrove, s'y étant probablement établies récemment, mesuraient 20mm (TL) (Sadovy and Eklund 1999), une récente étude y a cependant identifié des larves mesurant à peine 15mm. Les auteurs de cette étude avancent également que les larves pourraient rester de 30 à 80 jours (avec la majorité entre 40 et 60 jours) sous forme pélagique avant de s'établir dans la mangrove (cf. Fig. 9). Cette durée reflèterait le temps nécessaire pour trouver un environnement adéquat. La capacité des larves à retarder leur établissement augmenterait alors leur chance de rejoindre les zones de nurserie, somme toute limitées. L'établissement des larves en mangrove semblerait également se faire indépendamment de la phase de la lune (Lara et al. 2009; Coleman and Koenig 2010).

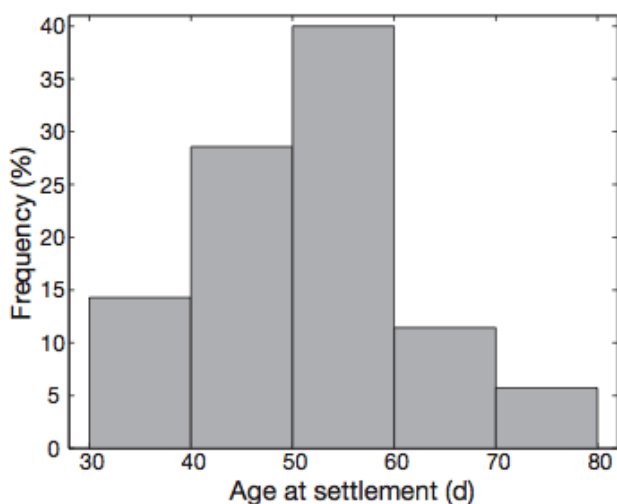


Figure 9 – Fréquence d'établissement en mangrove des larves en fonction de leur âge (jours) (Lara et al. 2009).

Bien que la littérature avance que les **juvéniles** peuvent occuper divers types d'habitats peu profonds tels que les herbiers, les rivières, les estuaires, les baies peu profondes ou encore les chenaux de marée drainant les marais et les mangroves (Sadovy and Eklund 1999; Koenig et al. 2007; Craig 2011; Froese and Pauly 2014), leur habitat de prédilection reste sans conteste la mangrove elle-même. Il se pourrait d'ailleurs que la mangrove soit le seul écosystème que l'on puisse qualifier de nurserie pour cette espèce, sa présence dans d'autres milieux étant en réalité plutôt anecdotique. En Floride, certaines études ont d'ailleurs été incapables d'identifier le moindre individu dans les zones d'herbier ou de fonds vaseux, et ce malgré des efforts d'échantillonnage importants et quantité d'individus identifiés en mangrove sur 181 sites (Koenig et al. 2007).

Les juvéniles d'*E. itajara* semblent particulièrement apprécier les mangroves frangeantes bien développées, dominées par le palétuvier rouge (*Rhizophora mangle*) et présentant une grande complexité structurelle ainsi que du sédiment fin (Frias-Torres et al. 2007). Dès lors, bien que des prédateurs potentiels soient présents en mangroves, celles-ci regorgent, grâce à leur structure complexe, d'abris pour les juvéniles (Koenig et al. 2007). Ces derniers, de par leurs couleurs, bénéficient alors également d'un certain mimétisme et se fondent dans le tapis de feuilles en décomposition (Lara et al. 2009). Etant un des rares mérou à pouvoir vivre en eau saumâtre et étant capable de survivre dans des eaux faiblement oxygénées, cette espèce est particulièrement adaptée à ce type de milieu (Sadovy and Eklund 1999). Il a même été démontré expérimentalement que les juvéniles peuvent survivre dans de l'eau douce. Cette capacité à réguler leur osmolarité tant dans l'eau de mer que l'eau douce a alors été attribuée au grand nombre de cellules à chlorure présentes au niveau de leurs branchies pour éliminer efficacement le sel (en eau de mer) et à leurs reins dotés de nombreux néphrons pour mieux retenir les électrolytes (en eau douce) (Garcia et al. 2013). La densité des poissons de cette espèce au sein des mangroves reste toutefois significativement corrélée à la qualité locale de l'eau et plus particulièrement à la concentration en oxygène (> 4 ppm) et la salinité (> 10 ppt) (Koenig et al. 2007; Craig 2011).

Des résultats obtenus lors d'études menées dans le parc de « Ten Thousand Islands » en Floride (endroit historique d'abondance de cette espèce aux USA (Sadovy and Eklund 1999; Brusher and Schull 2009)) montrent également que la densité en juvéniles est plus importante dans les mangroves de type « îlot » (22-61 individus/km) que dans les « mangroves de rivière » (0-42 individus/km). Les individus des îlots bénéficient alors d'un territoire (home) plus petit (en moyenne 170m de rayon contre 586m en rivière, cf. Fig. 10) et d'un taux de croissance plus important (0,358mm/j contre 0,289mm/j en rivière). Ces variations sont probablement dues au fait que les rivières sont des milieux beaucoup plus variables (salinité, oxygène, turbidité, etc.) et qu'elles sont d'avantages sujettes à des perturbations anthropiques (Koenig et al. 2007).

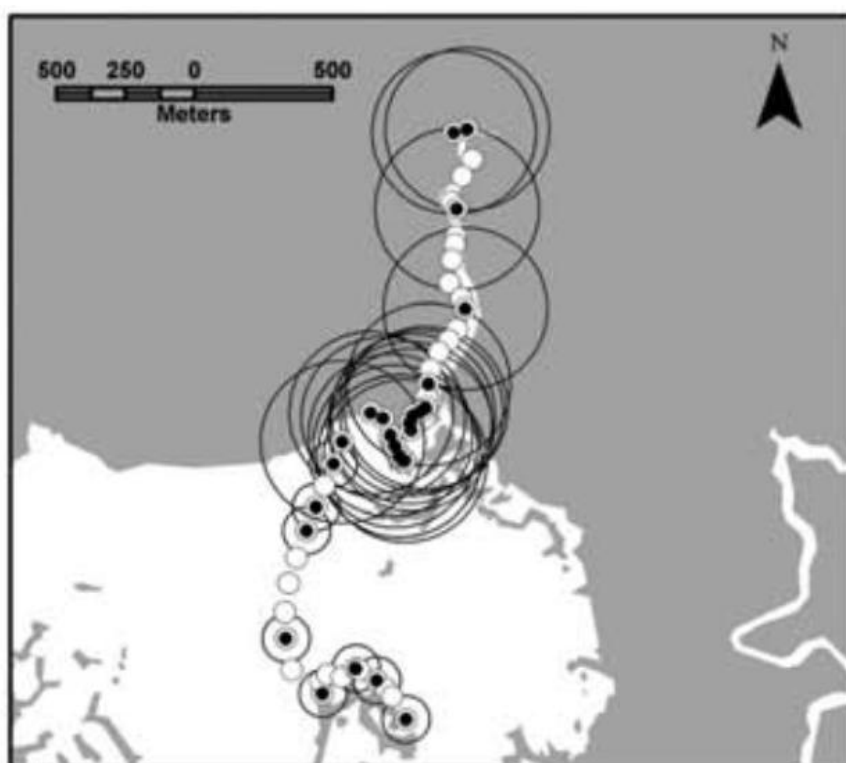


Figure 10 – Taille du territoire (cercles) en fonction du lieu de capture (points noirs) (Koenig et al. 2007).

Comme pour les adultes, les juvéniles présentent une importante fidélité géographique, ne s'éloignant que pour se nourrir et ce d'avantage lorsque que la marée est haute (Frias-Torres et al. 2007). Tous ces mouvements au sein des eaux troubles et inaccessibles des mangroves peuvent aujourd'hui être détectés avec succès grâce aux sonars de type DIDSON (Dual Frequency Identification Sonar) (Frias-Torres and Luo 2009). L'identification visuelle de ces poissons (juvéniles et adultes) n'étant pas toujours possible, leur présence peut également être facilement confirmée par les sons qu'ils émettent. Les individus de cette espèce, même petits (moins de 40cm), produisent en effet des sons sourds et puissants à l'aide de muscles soniques reliant leur colonne et leur vessie natatoire (Gerhardinger et al. 2006; Mann et al. 2009).

La fidélité des juvéniles pour leur habitat en mangrove s'estompe vers l'âge de 5-6 ans. Leur taille semble être toutefois le facteur déterminant, ceux-ci migrant, vers le récif offshore lorsqu'ils atteignent environ 1m (Koenig et al. 2007). Ces derniers ne se déplacent alors le plus souvent que sur de courtes distances et rejoignent dans la plupart des cas les récifs à proximité des mangroves qui les ont vus grandir (cf. Fig. 11).

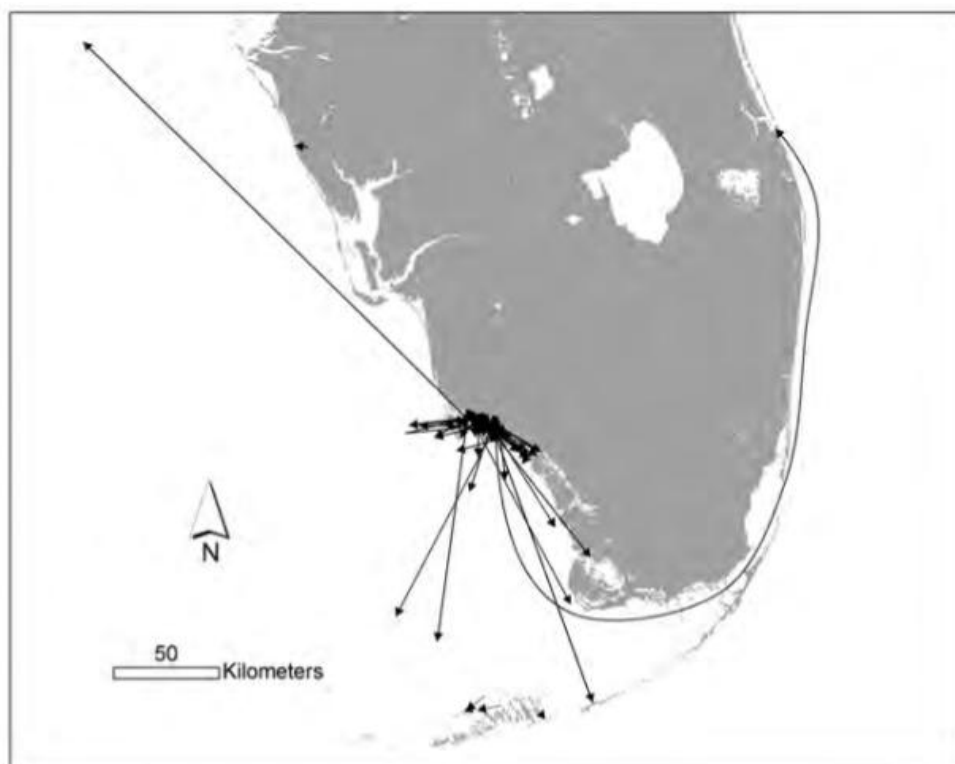


Figure 11 - Trajets effectués par les juvéniles quittant la mangrove (Koenig et al. 2011).

De manière générale, les **adultes** (seulement quelques-uns par unité récifale) sont trouvés autour de structures in-, near- et offshore, s'éloignant parfois jusqu'à 12 miles nautiques au large (Sadovy and Eklund 1999; Koenig et al. 2007; Craig 2011). Ils se localisent alors le plus souvent aux alentours de reliefs importants (plus de 120cm), ne privilégiant cependant pas les récifs coralliens (probablement suite à la pauvreté ou l'inaccessibilité de leur proies) mais d'autres types de structures (cf. Fig. 12) (Koenig et al. 2011). Les structures privilégiées s'avèrent alors être le plus souvent des épaves ou des corniches de grands reliefs et de tombants. Ces structures leur offrent également le plus souvent un abris sous la forme d'une cavité, d'un trou ou d'une grotte (Sadovy and Eklund 1999; Gerhardinger et al. 2006; Froese and Pauly 2014). L'habitat de ce poisson se limite à des eaux peu profondes, celui-ci ne semblant effectivement pas s'aventurer au-delà de 50m comme l'indique l'absence totale de témoignage relatant leur rencontre en dessous de cette profondeur (Sadovy and Eklund 1999).

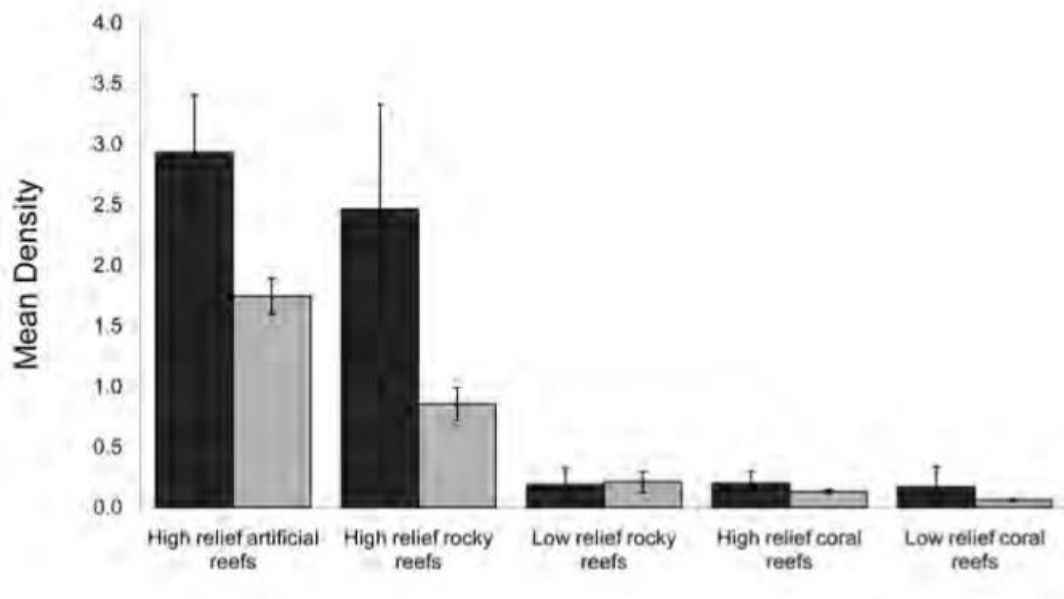


Figure 12 - Nombre moyens d'individus par type d'habitat évalués à l'aide de données quantitatives (noir) et semi-quantitatives (gris) (Koenig et al. 2011).

Comme nous l'avons évoqué plus haut, les individus adultes conservent une importante **fidélité géographique** et font preuve d'une forte sédentarité avec peu de mouvements entre les récifs. Les rares déplacements qu'ils effectuent ont alors souvent pour but de rejoindre leurs sites de reproduction, sites pour lesquels ils ont également une forte fidélité (Sadovy and Eklund 1999; Pina-Amargos and Gonzalez-Sanson 2009; Koenig et al. 2011; SEDAR 2011; Froese and Pauly 2014). Cette fidélité géographique implique une distribution hétérogène des individus le long des côtes de mangroves. La préférence pour certains micro-habitats implique que les individus se distribuent en paquets, reflétant la répartition de ces habitats spécifiques (mangrove de bonne qualité, haut relief sous-marin, ...) le long du littoral. La densité en adultes au large dépend alors en particulier de l'abondance des mangroves. De part cette distribution hétérogène, les mesures de densité de population par km de côte doivent donc être considérées avec précaution (Koenig et al. 2007; SEDAR 2011). Aucun pattern de distribution en fonction du sexe n'ont pu être confirmés (Bullock et al. 1992; Gerber et al. 2005; Craig 2011). Concernant les déplacements, les avis divergent un peu. Bien que la plupart des auteurs montrent que, bien que la majorité des adultes se déplacent sur de courtes distances entre leurs lieux de résidence et les lieux de nourrissage et de reproduction, certains parcourent parfois de beaucoup plus longues distances (cf. Fig. 13 et 14). Celles-ci peuvent alors même dépasser les 100km (168km mesuré chez un adulte au large de Cuba), possiblement pour rejoindre des sites de regroupement (Pina-Amargos and Gonzalez-Sanson 2009; Koenig et al. 2011). On ne sait cependant pas si cette espèce utilise des corridors migratoires spécifiques durant les migrations ontogéniques ou reproductives (SEDAR 2011).

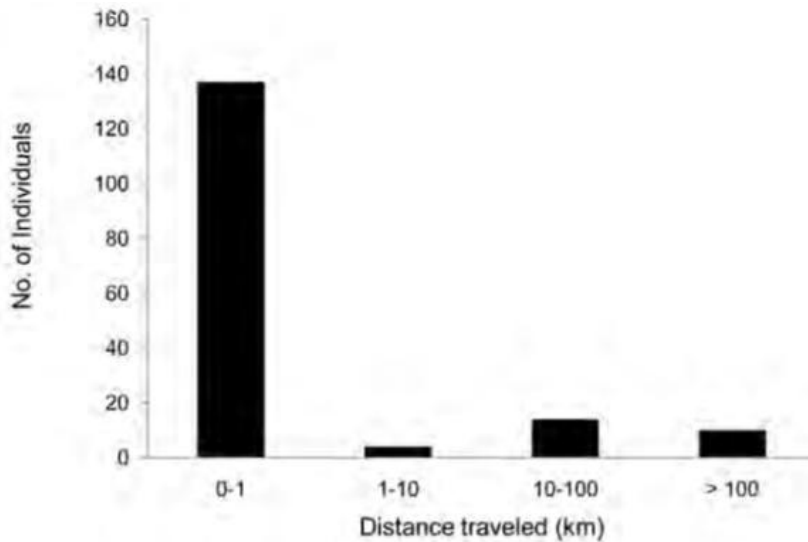


Figure 13 - Nombre d'individus par classes de distance parcourue lors d'une étude à long terme (Koenig et al. 2011).

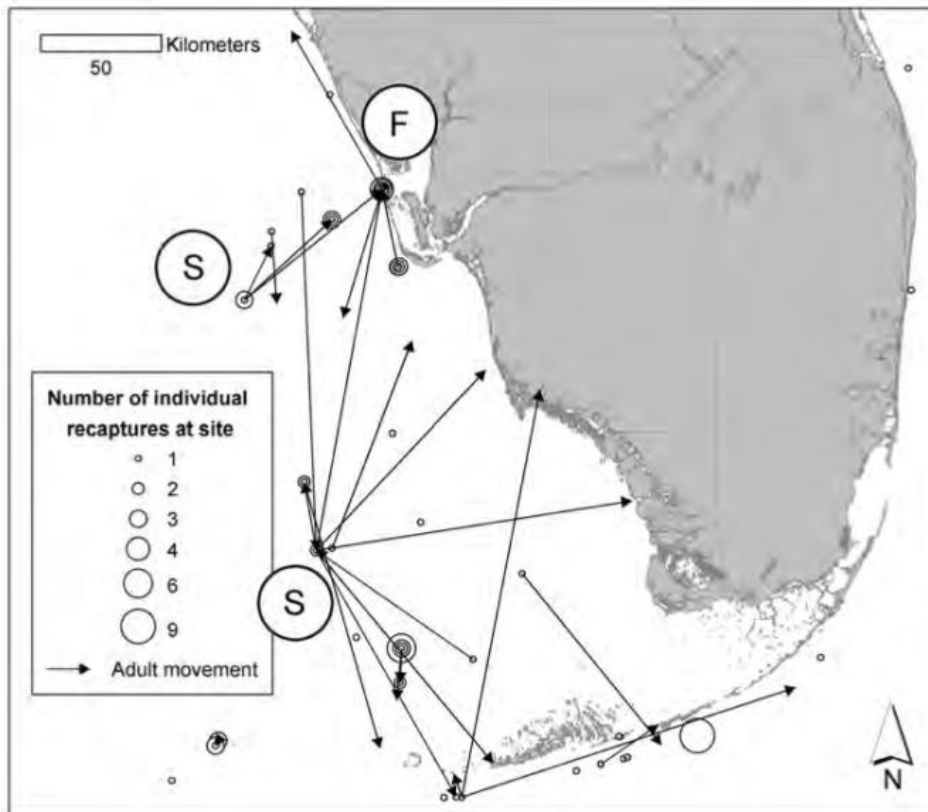


Figure 14 - Illustration des mouvements effectués par les individus adultes (anneaux = absence de déplacement notable) (Koenig et al. 2011).

En tant que grand prédateur ce poisson est considéré comme d'**importance majeure**. Il joue en effet un rôle régulateur sur de nombreuses populations animales et ce dans de multiples habitats tels que la zone néritique au niveau des herbiers, la zone intertidale au niveau des rivages rocheux, la zone côtière supratidale dans les zones saumâtres ainsi que dans les lagons salés et les lacs marins (Craig 2011). Alors que le rôle de ce poisson semble se limiter lorsqu'il est juvénile à cette fonction prédatrice

et régulatrice, celui-ci se diversifie considérablement à l'âge adulte. A ce moment, sa simple présence est en effet importante pour de multiples espèces de poissons que l'on peut alors trouver en plus grande quantité. Ceux-ci se servent le plus souvent d'*E. itajara* comme d'un refuge mobile, restant à proximité pour se protéger des prédateurs, mais peuvent également s'alimenter en participant à son déparasitage ou au nettoyage de sa gueule comme le font certaines espèces de gobies (Sadovy and Eklund 1999; Koenig et al. 2011). *E. itajara*, a dès lors, une importance majeure pour le récif où il vit et est crucial pour l'équilibre de cet écosystème. Sa disparition entraîne en effet d'importantes modifications des populations dont il se nourrit. Cette espèce est donc un bon indicateur écologique. Sa présence est souvent utilisée pour attester, du moins en Floride, de la santé d'un écosystème/d'un site et du succès de sa conservation/restauration (Sadovy and Eklund 1999). Enfin, ce grand prédateur a également une importance majeure dans la lutte contre les espèces invasives telles que le poisson lion (*Pterois volitans*) qui, depuis de plusieurs années, prolifère de manière incontrôlée dans les Caraïbes.

## Disparition d'*E. itajara*

Aujourd'hui, l'abondance globale ou régionale des adultes n'est pas connue avec précision mais de nombreuses études s'accordent sur le fait que celle-ci soit cependant en déclin, ces poissons étant rares là où ils étaient abondants (Craig 2011). La menace pesant sur cette espèce est telle qu'aujourd'hui elle est classée comme en danger critique au sein de la « Red List » de l'IUCN (Union Internationale pour la Conservation de la Nature) et est donc considérée comme confrontée à un risque majeur de disparition dans la nature (Craig 2011). Elle n'a d'ailleurs plus été vue ni pêchée en Baja California ou dans le Golfe de Californie et aurait même fort probablement déjà disparu de l'Afrique de l'Ouest (Sala et al. 2003). Il est enfin plus que vraisemblable que celle-ci ait également disparu des eaux bordant le littoral Guadeloupéen.

## Menaces naturelles

Les causes de cette réduction drastique des populations d'*E. itajara* ne sont pas à chercher du côté des perturbations naturelles de son environnement. Les seules menaces naturelles susceptibles de mettre en danger cette espèce sont un **refroidissement** inhabituel de l'eau (augmentation de la mortalité dès 13-15°C) et les **marées rouges**, mais dans des mesures qui ne devraient pas affecter les populations de manière aussi importante (Sadovy and Eklund 1999; Gerhardinger et al. 2006; Craig 2011; SEDAR 2011). Ces événements sont de plus relativement rares et ne se produisent pas suffisamment fréquemment pour avoir un impact durable sur les populations. Parmi les perturbations naturelles de ces dernières décennies on notera alors, par exemple, une récente vague de froid qui aura induit une importante augmentation de la mortalité au sein des populations de juvéniles dans le Golfe du Mexique (Coleman and Koenig 2010). Concernant les marées rouges, deux événements récents ont quant à eux fait particulièrement date dans la zone Caraïbe. D'abord, celle de 1971 en marge du Golfe du Mexique lors de laquelle certaines populations ont été significativement affectées et de multiples individus de plus de 45kg retrouvés morts. Ensuite, celle étant survenue en Floride en Mars 2003



où 11 grands individus allant de 305 à 2057mm ont été retrouvés morts sur les côtes près de l'île de Sanibel (Coleman and Koenig 2010; Craig 2011).

*E. itajara* ne souffre pas non plus de réels compétiteurs et n'a pas, ou seulement peu, de **prédateurs**. Seuls les juvéniles sont susceptibles d'être les proies d'autres poissons carnassiers. Parmi ceux-ci on retrouve de célèbres grands prédateurs tels que le requin taureau (*Carcharhinus leucas*), le requin citron (*Negaprion brevirostris*) ou encore le barracuda, dont les pêcheurs ont pu attester des attaques sur les poissons pris à leurs lignes. Parmi les prédateurs des juvéniles d'*E. itajara* on trouve également la murène (*Muraena sp.*), la sarde grise (*Lutjanus griseus*), le brochet de mer (*Centropomus undecimalis*), l'ombrine ocellée (*Sciaenops ocellatus*), la badèche baillou (*Mycteroperca microlepis*) ou encore d'autres espèces de mérous (Sadovy and Eklund 1999; SEDAR 2004; Koenig et al. 2007). A titre informatif, on notera également que *E. itajara* peut également être infectés par de nombreux parasites. Lors de dissections, les chercheurs ont déjà montré la présence de trematodes (*Lecithochirium microstomum*, *Proisorhynchus promicropi*, *Stephanostomum promicropsi*), de nematodes (*Heterotyphlum eurycheilum*, *Hysterothylacium sp.*), de hirudinés (*Trachelobdella sp.*), d'isopodes (*Excorallana tricornis*, *Nerocila acuminata*, *Rocinela signata*) et de copépodes : *Grandiungus promicrops*, *Tuxophorus caligodes* (Bullock et al. 1992). Enfin, de manière plus anecdotique on mentionnera une ancienne étude ayant identifié des tumeurs de type mésothéliome et papillome respectivement dans le cœur et l'estomac d'un individu ayant vécu 30 ans dans l'aquarium d'un parc en Floride (Shields and Popp 1979).

## Surpêche

Une fois de plus, c'est donc bien du côté des causes anthropiques qu'il faut chercher l'origine du déclin des populations de ce poisson. L'essentiel des observations et les études évaluant ces dernières proviennent à nouveau d'institutions américaines focalisant leurs recherches sur le littoral de la Floride. Plusieurs études estiment que dans cette région, en 1990, 90 à 95% de la population historiquement présente avait disparu (Porch et al. 2006; McClenachan 2009). D'autres observations effectuées au Brésil et au Belize montrent également que cette espèce, encore relativement commune durant les années 70, y est devenue très rare (Sadovy and Eklund 1999; Gerhardinger et al. 2006; Graham et al. 2009). Bien que les premières données numériques concernant ce poisson permettent d'estimer que son déclin ait commencé vers les années 50 (Sadovy and Eklund 1999), certaines observations prètent à penser que cela aurait commencé bien plus tôt. En effet, alors que les statistiques de pêche remontent difficilement plus loin, des études menées sur des coupures de presse et autres photos d'archives laissent supposer que le déclin des populations d'*E. itajara* ait commencé encore plus tôt (McClenachan 2009).

Car c'est effectivement la pêche ou plus précisément la surpêche de cette espèce qui l'a conduite à sa situation actuelle. Le lien très net entre l'augmentation de la pêche et le déclin de la population indique que l'espèce est de fait très susceptible à la surpêche (Sadovy and Eklund 1999). Ce poisson regroupe en effet de nombreuses caractéristiques qui en font, d'une part, une proie de choix et d'autre part rendent

ses populations particulièrement vulnérables à une pêche non régulée (Bullock et al. 1992). L'absence de méfiance et de comportement d'évitement vis à vis de l'homme en est probablement la principale.

Pas farouches, ces poissons approchent en effet souvent les plongeurs, ce qui les rend particulièrement vulnérables à la pêche au harpon (Sadovy and Eklund 1999). Leur reproduction par regroupement et leur fidélité pour le site ou celui-ci se produit est également un facteur augmentant leur **vulnérabilité**. Ces poissons peuvent alors en effet être pêchés en grand nombre dans un même endroit et sont à ce moment encore moins prudents vis à vis des plongeurs. Ces regroupements sont pourtant critiques car ils représentent la majorité, sinon tout l'effort reproductif de cette espèce (Sadovy and Eklund 1999; Frias-Torres 2013). De plus, la nature spécifique des sites de regroupement indique que les adultes sont d'une certaine manière limités par la disponibilité de ceux-ci et en dépendent pour assurer la pérennité de l'espèce. Ces lieux d'agrégation constituent donc un facteur limitant ou « bottle-neck » important pour les populations d'*E. itajara* et la pêche sur ces derniers représente une cause majeure de leur disparition. En 1999, sur les sites de reproduction, un quart du nombre de regroupements normalement observés n'étaient pourtant déjà plus détectés. (Sadovy and Eklund 1999).

D'autre part, de tels poissons à vie longue et croissance lente, à maturité sexuelle tardive, à période de reproduction limitée et à fenêtre de recrutement étroite sont particulièrement susceptibles à une surexploitation et une pêche non régulée (Sadovy and Eklund 1999; Frias-Torres 2013). Ce type de poisson, libérant des œufs pélagiques pendant une courte période sont, en outre, sujets à de fortes variabilités annuelles de succès de recrutement et sont donc particulièrement susceptibles à des échecs de recrutement lors de mauvaises années ou quand les populations sont réduites. Certains résultats indiqueraient d'ailleurs que les populations de ce type de poisson ne pourraient pas supporter plus que la pression qu'exercerait une légère pêche locale (Sadovy and Eklund 1999).

Outre l'intérêt, le plus souvent récréatif, de la pêche au harpon, cette espèce présentait également un **intérêt commercial et économique** croissant durant la seconde moitié du 20<sup>e</sup> siècle. Ses regroupements ont alors également donné une fausse impression d'abondance et de manne sans fin de cette espèce (Frias-Torres 2013). L'augmentation de l'intérêt commercial porté à celle-ci s'est fait en dépit du fait, qu'à partir des années 70 (il y a environ 3 générations pour ce poisson, 40,5 ans), la diminution au niveau régional des débarquements, de la taille des poissons et des prises par unité d'effort (CPUE) aient mené à suspecter un déclin sévère (80% selon certaines sources) de la croissance et du recrutement au sein de certaines populations (Sadovy and Eklund 1999; Craig 2011). Au début des années 80 aux USA, peu de pêcheurs s'intéressaient pourtant à ce poisson à cause de sa faible valeur commerciale comparée aux vivaneaux et autres mérus. Ce n'est qu'avec l'amélioration de l'électronique et l'augmentation de sa valeur marchande (environ doublée en 10 ans), que le nombre de pêcheurs concentrant leurs efforts sur cette espèce a augmenté. Par la suite, avec la large disponibilité du matériel de navigation de type LORAN-C dans les années 80, la pêche offshore de ce poisson dans le Golfe du Mexique s'est considérablement développée (cf. Fig. 15), et ce alors que son

déclin en zone inshore était à peine détecté. La localisation des récifs isolés et des épaves, prisés pour la reproduction, ainsi que la diffusion de leurs coordonnées, n'a ensuite fait qu'accélérer le déclin déjà rapide de cette espèce. Le nombre de spécimens sur certaines épaves au large du Mexique et alors par exemple passé de 100-150 individus à 0-10 en 1989. Les premières estimations de densité dans ces eaux troubles étant probablement conservatrices, il est même probable que le déclin ait été encore plus important (Sadovy and Eklund, 1999).

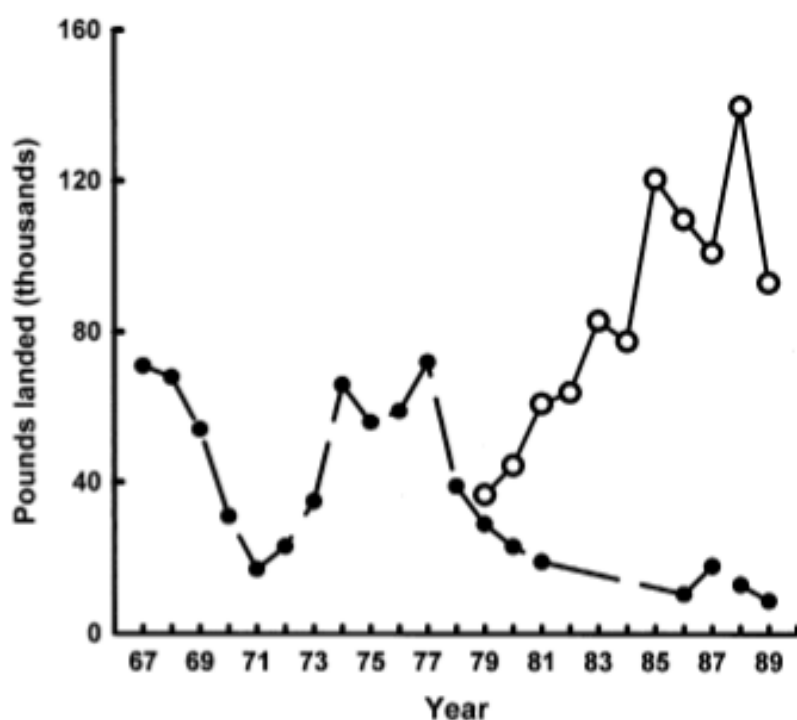


Figure 15 - Quantité (poids) d'*E. itajara* débarqués au fil des années sur la côte Atlantique (points noirs) et dans le Golfe du Mexique (points blancs) (Sadovy and Eklund 1999).

Outre la pêche au harpon qui représentait initialement la **méthode de pêche** principale et qui a été reconnue pour affecter significativement la taille moyenne des individus (Sluka and Sullivan 1998; Froese and Pauly 2014), la pêche à la ligne à main s'est également peu à peu développée. De 86 à 88 les lignes à la main comptaient pour  $\frac{3}{4}$  des pêches aux USA. Les pêches étaient alors considérablement plus importantes dans le Golfe du Mexique que dans l'Atlantique, avec le secteur récréatif contribuant considérablement plus que le secteur commercial (cf Figs. 16 et 17). La majorité des individus pêchés étaient alors malheureusement des juvéniles (car plus faciles à débarquer, < 120cm LT) (cf. Fig. 18), ce qui a conduit à une diminution de la croissance de la population (Sadovy and Eklund 1999). Outre le harpon et la ligne à main, ce poisson était également victime de nombreux autres styles de pêche. Les juvéniles à nouveau étaient par exemple également souvent capturés à l'aide de pièges (Graham et al. 2009) mais pouvaient aussi se présenter sous la forme de prises accessoires lors de pêches à la palangre, au chalut ou avec d'autres types de filets (cf. Fig. 19) (Sadovy and Eklund 1999; Gerhardinger et al. 2006; Graham et al. 2009).

Distance	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990
<b>Atlantic coast</b>												
< 3 nmi offshore								25.67	18.56	12.05	15.85	9.65
3–12 nmi offshore								0	5.16	45.23	16.18	56.23
12 nmi offshore or greater								74.33	76.28	42.72	67.97	34.12
Total landings (lbs)								10,492	17,911	12,931	8,669	1,814
<b>Gulf of Mexico coast</b>												
At the shore	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5.4
< 3 nmi offshore	77.4	4.2	3.3	3.2	0.8	1.9	0.1	4.7	7.9	1.7	3.6	10.5
3–12 nmi offshore	8.3	3.6	6.7	4.1	12.0	16.4	9.8	9.7	14.2	14.3	16.5	7.0
12 nmi offshore or greater	14.4	92.1	90.0	92.8	87.2	81.7	90.2	85.6	77.9	84.0	79.9	77.0
Total landings (lbs)	34,107	41,591	54,950	49,894	68,615	70,374	107,355	108,952	99,951	135,715	93,066	7,488

Figure 16 – Importance respective au fil des années des débarquements d'*E. itajara* (poids) sur la côte Atlantique et dans le Golfe du Mexique (Sadovy and Eklund 1999).

	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993
<b>Atlantic catch</b>															
Shore fishing	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Private/ rental boats	0	100	100	0	0	100	0	0	96.89	99.51	0	0	100	0	0
Headboats/ charter boats	0	0	0	0	100	0	0	100	3.11	0.49	100	0	0	0	0
Total number of fish	0	6,884	995	0	262	6,492	0	1	932	821	610	0	1,163	0	0
<b>Gulf of Mexico catch</b>															
Shore fishing	22.08	0	0	0	0	35.11	0	0	0	0	53.85	0	95.50	71.36	0
Private/ rental boats	77.92	64.55	100	100	100	18.02	100	98.10	60.87	0	44.47	99.68	0	28.64	94.21
Headboats/ charter boats	0	35.45	0	0	0	46.87	0	1.90	39.13	100	1.71	0.32	4.50	0	5.79
Total number of fish	3,823	16,905	14,330	10,175	178	5,240	15,096	8,147	3,159	736	7,138	1,849	2,997	2,772	4,989

Figure 17 – Importance respective au fil des années des différents secteurs de pêches (commercial vs. récréatif ; en nombre de poissons) sur la côte Atlantique et dans le Golfe du Mexique (Sadovy and Eklund 1999).

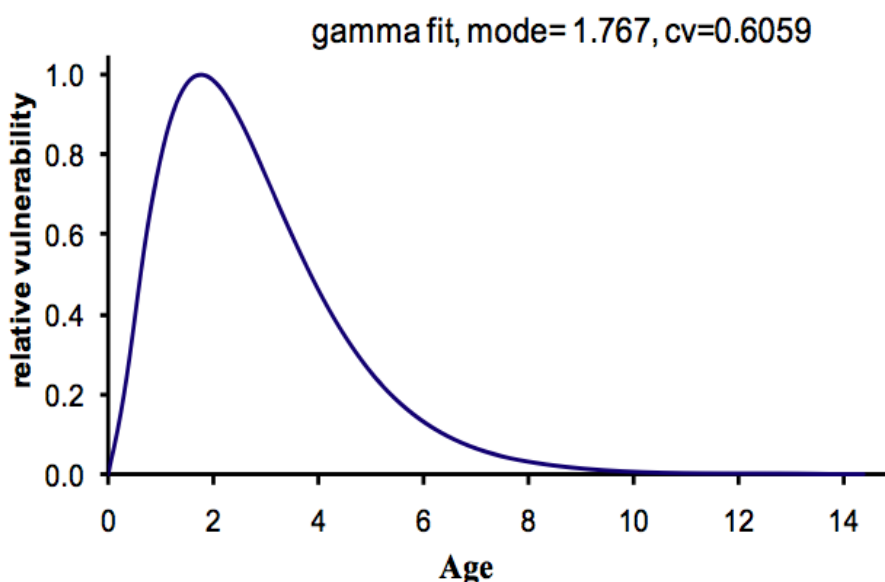


Figure 18 – Vulnérabilité d'*E. itajara* en fonction de son âge (années) (SEDAR 23).

	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990
<b>Atlantic coast</b>												
Shrimp trawls								0	0	0	0	9.65
Handlines								74.33	100	78.52	37.89	32.69
Longlines								0	0	0	0	0
Spearguns								25.67	0	21.48	62.11	57.66
Total landings (lbs)								10,492	17,911	12,931	8,669	1,814
<b>Gulf of Mexico coast</b>												
Shrimp trawls	7.3	1.1	1.3	0.8	1.0	0.7	0.1	1.81	1.68	1.99	2.68	0
Handlines	87.2	87.8	81.1	69.8	64.4	67.6	39.7	40.07	39.12	29.13	41.14	75.29
Longlines	0	7.1	11.2	21.1	26.2	20.7	31.4	19.84	14.56	9.87	8.39	8.92
Spearguns	5.4	4.1	6.4	8.3	8.4	11.1	28.8	38.28	44.64	59.00	47.80	15.79
Total landings (lbs)	34,107	41,591	54,950	49,894	68,615	70,374	107,355	108,952	99,951	135,715	93,066	7,488

**Figure 19 - Importance respective (poids) au fil des années des différents types de pêches (chalut à crevette, ligne à main, palangre et harpon) sur la côte Atlantique et dans le Golfe du Mexique (Sadovy and Eklund 1999).**

Le **taux de mortalité** naturelle (M) de ce poisson dans le Golfe du Mexique est estimé à 0,15 alors que la mortalité totale (Z) est de 0,85 pour les poissons de plus de 11 ans. La mortalité due à la pêche (F) s'élève donc à 0,7, une valeur particulièrement élevée (Sadovy and Eklund 1999). Ces valeurs ont cependant été calculées il y a 15 ans et sont susceptibles d'avoir évolué depuis. De plus, de nombreux experts s'accordent sur le fait que, même aujourd'hui, le manque d'informations précises ne permet pas de calculer ces valeurs avec précision (SEDAR 2004,2011).

Comme nous le verrons plus loin certains pays ont décidé d'appliquer des restrictions sur la pêche de cette espèce. Les approches de **management** classique (quota et limitation de taille) ne s'appliquent cependant pas bien à de grandes espèces de récif comme celle-ci lorsque qu'elles sont menacées par des pêches non-sélectives ou « multi-espèces ». De plus, dans de nombreux petits pays des Caraïbes, les fonds alloués à la conservation de la nature sont souvent limités et, compte tenu de la petite taille et du caractère non ciblé des pêcheries, la protection d'une seule espèce reste souvent quasi exclue (Sadovy and Eklund 1999). Au Belize par exemple, il existe des limites de taille obligeant la remise à l'eau des plus petits juvéniles et des gros individus féconds. Cette mesure paraît néanmoins inutile et un moratoire semble être la seule mesure efficace permettant la récupération des populations adultes. De plus, quand bien même une telle restriction serait mise en place, dans nombre de ces pays en développement les contrôles permettant de vérifier le respect de ces lois sont souvent trop faibles pour s'assurer de leur efficacité (Graham et al. 2009). Enfin, bien que la pêche de cette espèce soit aujourd'hui interdite dans quelques pays, il se peut qu'il persiste une mortalité due au braconnage et à la mort suite à la remise à l'eau des poissons (liée alors à la profondeur ou à des prises successives). Cette espèce, bien que protégée, fait en effet toujours l'objet de captures, soit accidentellement avec d'autres poissons soit de manière ciblée pour des pêches récréatives avec remise à l'eau (Porch et al. 2006; SEDAR 2011).

## Autres menaces anthropiques

De multiples autres menaces pèsent sur les populations d'*E. itajara*. Toutes sont dues à des perturbations anthropiques avec en tête de liste la destruction et la réduction de l'étendue des **mangroves**. Ces milieux, comme nous l'avons évoqué,

sont des habitats clés pour les juvéniles qui s’y abritent pour échapper aux prédateurs (Sadovy and Eklund 1999; Graham et al. 2009). Même en l’absence de pêche, la disparition/altération de ces nurseries resterait un facteur limitant (bottleneck) pour la récupération des populations de ce poisson. La densité en adultes au large a en effet été démontrée comme largement dépendante de l’abondance des mangroves alors qu’elle ne l’est par contre pas pour d’autres milieux tels que les herbiers. Les mangroves ont malheureusement souffert et souffrent toujours des activités humaines liées au tourisme et à l’urbanisation (Sadovy and Eklund 1999). Celles-ci incluent les plans de gestion de l’eau, l’agriculture, l’aquaculture, le développement industriel et immobilier, la construction de routes et les campagnes d’éliminations des moustiques (Koenig et al. 2007; Craig 2011).

L’empoisonnement au **mercure** est également un facteur qui affecte négativement les populations de ce poisson dans les Caraïbes. Ce problème est bien illustré par de récentes analyses pratiquées sur 56 individus pêchés dans les eaux américaines. Les valeurs observées (moyenne maximale de 2,87 microgramme/g dans le foie) se retrouvent alors dans la gamme connue comme causant des dommages de santé aux poissons lors d’expositions chroniques. Les individus étudiés présentent d’ailleurs le même type de modifications histologiques au niveau du foie, des reins et des branchies que chez des poissons expérimentalement exposés (Adams and Sonne 2013). Des analyses similaires ont également été pratiquées dans le tissu musculaire de 57 individus pêchés au large de Belize et rapportent le même genre de résultats (Evers et al. 2009). La faible mobilité et la forte fidélité à certains sites de cette espèce peuvent de plus induire de longues expositions à certains contaminants tel que le mercure et alors en exacerber les effets. Ces effets incluent des modifications du comportement, de la neurochimie, des hormones ainsi qu’une diminution de la croissance et du succès reproductif (Evers et al. 2009; Adams and Sonne 2013).

Parmi les autres menaces liées à l’activité humaine on retrouve également celles découlant directement ou indirectement de notre usage extensif des **combustibles fossiles**. Dans le Golfe du Mexique certaines perturbations liées à l’exploitation pétrolière pourraient en effet affecter ce poisson. Les « canon à air sismique » pourraient diminuer la survie des larves et juvéniles, assourdir les poissons et couvrir les sons qu’ils émettent durant la reproduction. Les installations de pipelines dégradent quant à eux les habitats. De manière plus indirecte, ce poisson pourrait également subir les conséquences du réchauffement climatique. Celui-ci pourrait en effet faire reculer la couverture de mangrove et modifier les courants marins (Coleman and Koenig 2010).

Enfin, il est déconcertant d’apprendre que certains pêcheurs en Floride (la pêche récréative et commerciale y étant un puissant lobby) prônent même la pêche et l’**élimination sélective** de cette espèce en argumentant qu’elle est responsable de la diminution du nombre de certains poissons et de langoustes. Cette vision étriquée des choses est due à une interprétation simpliste du modèle proie/prédateur de Lotka-Volterra. Bien au contraire, une étude montre que *E. itajara* n’est pas responsable des diminutions observées et que les populations en pleine récupération là-bas pourraient en réalité apporter des bienfaits économiques et

sociaux. Ce grand prédateur consomme en effet d'avantage de prédateurs des langoustes que les langoustes elles-mêmes (cf. Fig. 20). Il a de plus un intérêt dans l'écotourisme et la plongée sous-marine (peu farouche et relativement facile à trouver de par sa sédentarité). Enfin il permet un contrôle biologique des populations invasives de poissons lions (*Pterois volitans*), un prédateur vorace des juvéniles de poissons et invertébrés natifs et dont la pression agit de manière synergique avec d'autres perturbations (anthropique, climatique). De plus, la quasi extinction de *E. itajara* entre 1970 et 90 ne correspond pas avec une augmentation des captures de langoustes ou autres sardes grises. La chute rapide des pêches de ces espèces ferait en fait suite à une période « d'hyperstabilité » temporaire des populations où le comportement des poissons et/ou des pêcheurs a permis de maintenir un CPUE (Catch per Unit Effort/Pêche par unité d'effort) stable alors que les abondances déclinaient (Frias-Torres 2013).

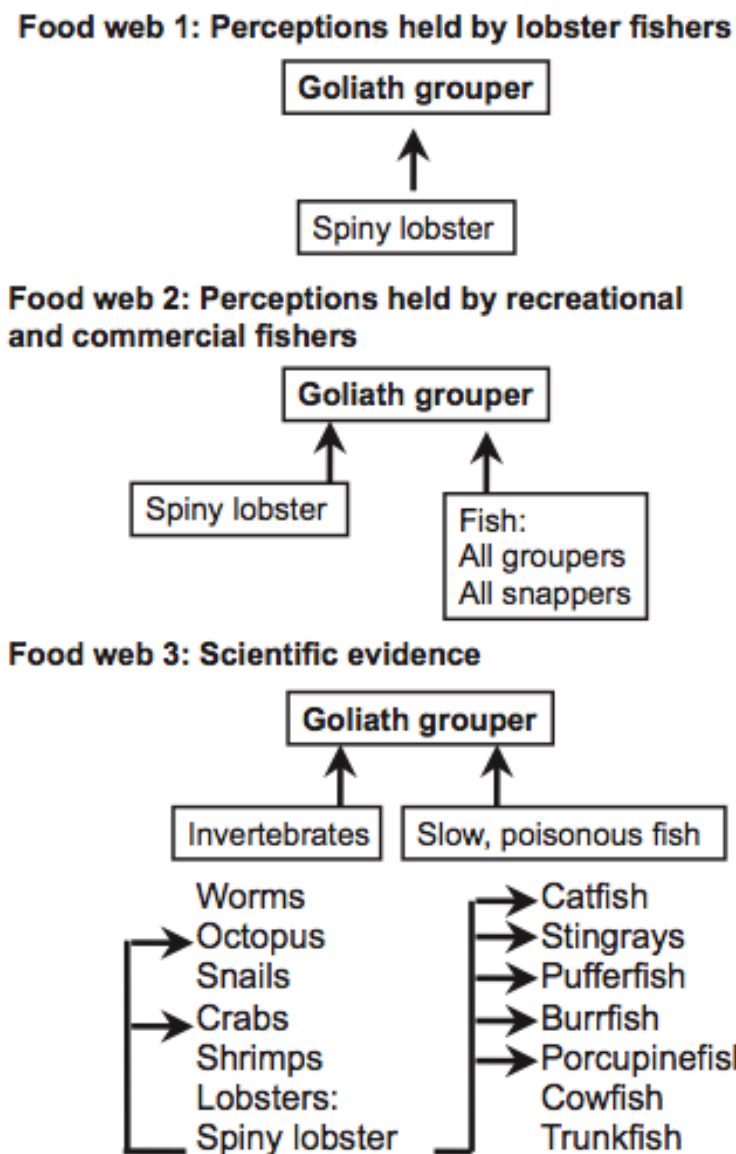


Figure 20 – Rôle joué par *E. itajara* dans la chaîne alimentaire selon (1) le lobby de la langouste, (2) les pêcheurs et (3) la communauté scientifique (Frias-Torres 2013).



## Protection d'*E. itajara*

### Aux USA

Les USA sont, de loin, le pays ayant le plus œuvré pour la protection d'*E. itajara* après constatation de la diminution drastique de ses captures. De nombreuses **mesures** ont effectivement été prises par de multiples organismes gouvernementaux afin de tenter de restaurer les populations des côtes du Sud de l'Atlantique et du Golfe du Mexique et plus particulièrement de la Floride. La première mesure qui a été prise fut l'interdiction en 1987 de sa pêche dans des zones spéciales de management dans la zone Atlantique Sud de la côte américaine (SEDAR 2011). S'en est suivi en 1990 l'application d'un moratoire portant sur l'interdiction complète de sa pêche par le « Florida Fish and Wildlife Conservation Commission », le « South Atlantic Fishery Management Council » et le « Gulf of Mexico Fishery Management Council » (Sadovy and Eklund 1999; Adams and Sonne 2013). Sa capture a alors été également interdite dans les Caraïbes américaines (Puerto Rico et Virgin Islands) depuis 1993 par le « Caribbean Fishery Management Council » (cf. Fig. 21). Ce poisson est également classé « conservation dependant » dans toutes les eaux américaines depuis 1991 par « l'American Fisheries Society » puis candidat depuis 1999 à la liste des espèces en danger aux USA (US Endangered Species List) (Musick et al. 2000; Koenig et al. 2007; Craig 2011). En 2006, suite à un rapport indiquant l'augmentation de ses populations, l'espèce n'est plus considérée comme « species of concern » dans la liste de la « NOAA Marine Fisheries Service » (dans les eaux américaines). Cependant, sous l'autorité du Magnuson-Stevens Conservation Act, elle est toujours considérée comme surpêchée et interdite à la pêche (les poissons ne peuvent donc pas être débarqués mais peuvent être capturés avec obligation de les remettre à l'eau immédiatement) (Porch et al. 2003; Cass-Calay and Schmidt 2009; Adams and Sonne 2013). Aujourd'hui l'espèce est classée par « l'American Fisheries Society » comme dépendante des mesures de conservation. De par son cycle biologique, elle est vulnérable et susceptible d'être menacée mais peut être écartée de cette statut moyennant des mesures de protection appropriées (Craig 2011). Elle est également classée en tant que « menacée » par le « US Fish and Wildlife Service » (USFWS) sous le concept du « District Population Segments » (DPS) mais considérée comme étant « en récupération » sous le « Fisheries Management Plan » (FMP) (Musick et al. 2000).

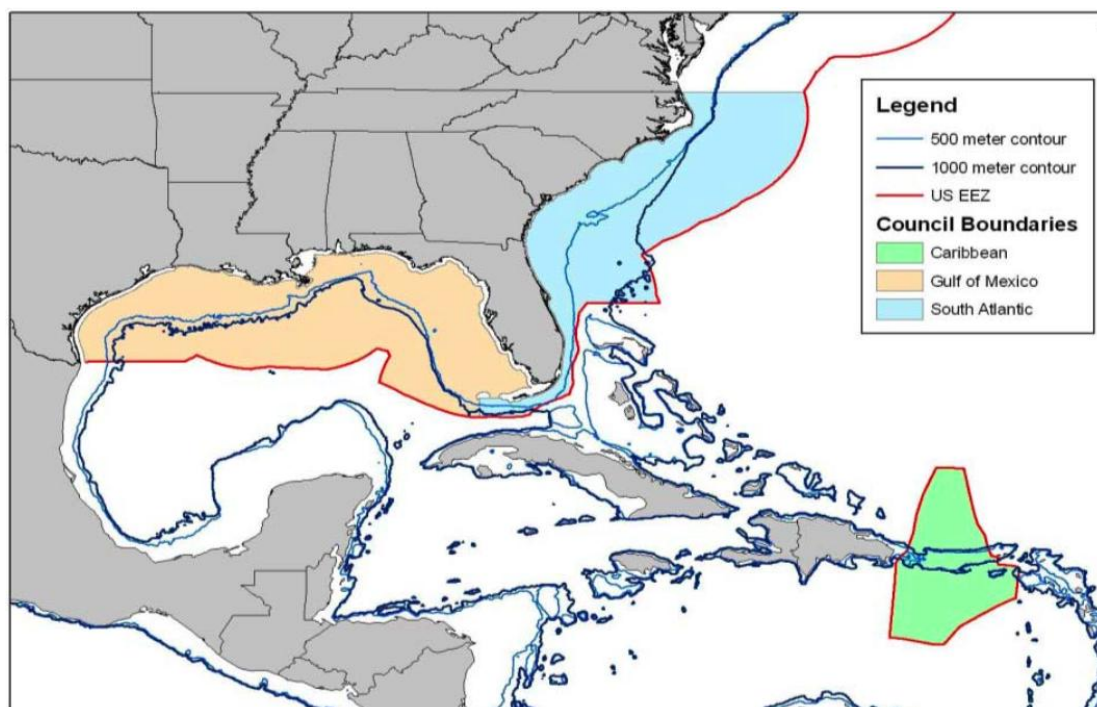


Figure 21 - Zones couvertes par les trois conseils de gestion de la pêche américains (US Fishery Management Councils) où la pêche d'*E. itajara* a été interdite (SEDAR 23).

Ces mesures semblent avoir permis aux populations de Floride de rapidement montrer quelques signes de **récupération** (augmentation des observations de petits spécimens et de juvéniles ainsi que du nombre d'individus sur les sites de regroupement) (cf. Fig. 22). En 1998 déjà, bien que les populations n'avaient pas atteint un niveau stable, l'interdiction de la pêche au harpon dans les Florida Keys avait significativement et positivement influencé la taille moyenne des individus (Sluka and Sullivan 1998). Depuis le moratoire de 1990, il y a une augmentation du nombre de juvéniles dans les eaux de « l'Everglade National Park » et de la région des « Ten Thousand Island » en Floride. Ceci confirme les conclusions de la NOAA-NMFS indiquant que l'espèce n'est plus en danger d'extinction dans cette région et que les populations sont en augmentation (Koenig et al. 2007; Cass-Calay and Schmidt 2009; Koenig et al. 2011). La population d'adultes en Floride pourrait d'ailleurs être en bonne voie de récupération, les individus en fin de phase juvénile se déplaçant de leurs centres d'abondance vers des eaux moins peuplées (Koenig et al. 2007). Ces résultats seraient le fruit des mesures de limitation de la pêche mais aussi de la présence et la protection d'habitats idéaux pour le développement des juvéniles (Koenig et al. 2011).

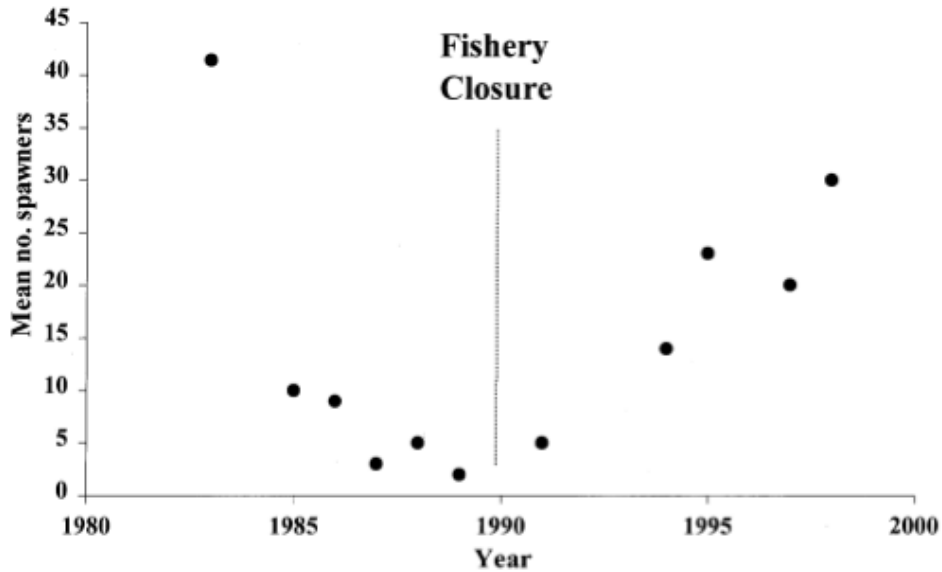


Figure 22 – Illustration de la récupération progressive des populations d'*E. itajara* (nombre moyen d'individus sur un site de reproduction) après interdiction de sa pêche dans les eaux américaines (Sadovy et Eklund 1999).

Certains auteurs restent cependant **moins optimistes** et précisent qu'il n'existe cependant aucun signe permettant de s'assurer que la menace posée par la surpêche ait été éliminée. Selon ceux-ci il est en réalité fort probable que le braconnage perdure et que de nombreux individus meurent suite à des captures accidentelles et le barotrauma survenant souvent après leur remise à l'eau (Porch et al. 2006; Koenig et al. 2011). Toutes prédictions concernant la récupération d'*E. itajara* resteraient donc largement incertaines. De plus, les populations ne peuvent pas être considérées comme ayant totalement récupéré tant que la biomasse féconde et la structure des âges n'ont pas retrouvé un niveau normal/durable. La population actuelle en Floride serait effectivement plus jeune qu'en 1992, avec la majorité des individus étant âgés de 18 ans ou moins en 2009 (ce qui correspond bien à la durée écoulée depuis la mise en place du moratoire). Les individus seraient également un peu plus gros pour leur âge, possiblement suite à la diminution de la densité de la population et l'augmentation consécutive de la disponibilité en nourriture (Murie et al. 2009). En outre, l'abondance des juvéniles ne garantit pas la survie des adultes dont les populations, vivant dans d'autres milieux, doivent être encore évaluées (Cass-Calay and Schmidt 2009).

Il semble donc nécessaire de **maintenir la protection** de l'espèce pendant de nombreuses années avant d'espérer voire la population récupérer un potentiel reproductif et une étendue plus importante. Ceci n'est alors même pas garanti comme l'illustre l'exemple les populations d'autres espèces de poissons similaires à celle-ci (le bar, *Stereolepis gigas*) qui n'ont pas récupéré malgré presque 30 ans de mesures de protection (Koenig et al. 2011). Une surveillance continue, des programmes d'éducation ainsi que l'inclusion de l'espèce dans les Zones Marines Protégées sont à envisager (Cass-Calay and Schmidt 2009; Craig 2011; Koenig et al. 2011). Les mangroves ayant également souffert énormément durant le siècle dernier, la quantité restante de celles-ci reste un facteur limitant ne permettant pas aux

populations de récupérer à des niveaux comparables à ceux du début du siècle (Koenig et al. 2011). Enfin, alors que les estimations suggèrent que les populations auraient récupéré à 30% de leur importance originelle (ce qui a permis de justifier le retrait de la catégorie « species of concern » par le NMFS en 2006), il se pourrait cependant que cette estimation soit surévaluée. Celle-ci se base en effet sur l'idée que les populations étaient intactes en 1950 et que l'essentiel du déclin se serait produit en 1980, des présomptions qui paraissent fausses ou du moins mal estimées (McClenachan 2009).

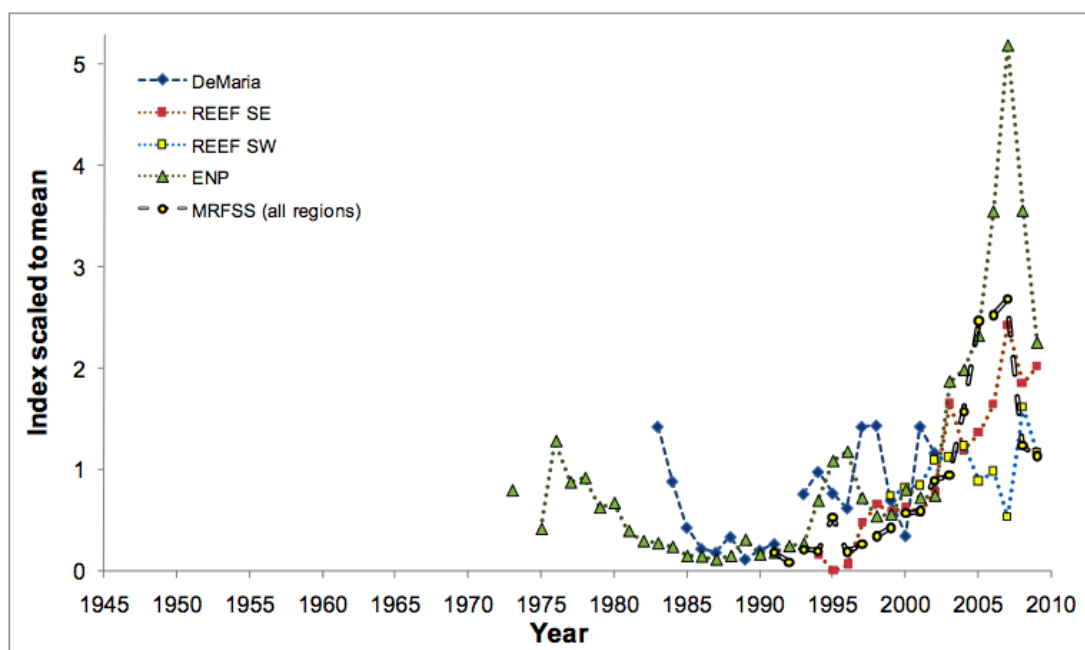


Figure 23 – Evolution des populations d'*E. itajara* en Floride selon différents modèles (SEDAR 23).

Aujourd'hui, l'essentiel des efforts entrepris par les USA concernant **l'évaluation précise des populations** d'*E. itajara* sur leurs côtes de l'Atlantique et du Golfe du Mexique ainsi que la **modélisation** de leur évolution (cf. Fig. 23). Les résultats des différentes études opérant dans ce même objectif ont été compilés à 2 reprises par le SEDAR (Southeast Data, Assessment, and Review), un groupe de travail mis en place par le « Fishery Management Council » et dépendant de la NOAA (SEDAR 2004,2011). Les données de population et de biomasse repris dans les rapports du SEDAR permettent alors de vérifier l'efficacité et éventuellement de modifier les mesures de management appliquées à cette espèce (régulation de la pêche, zones de protection, réintroduction, etc.). Il ressort néanmoins clairement de ces rapports que les études menées jusqu'à présent se heurtent à des difficultés concernant l'évaluation historique des pêches et des populations ainsi que leur démographie et la structure des stocks actuels. Une des difficultés majeures consiste également à tenir compte de l'hétérogénéité de la répartition des populations le long des côtes. Les analyses effectuées dans des habitats de haute qualité pourraient évaluer la population totale à la hausse et inversement dans des habitats de faible qualité. Les membres du SEDAR concluent également qu'il subsiste pas mal d'incertitudes concernant les données disponibles et un manque d'information concernant le cycle biologique de ce poisson. Les modèles développés par le SEDAR prévoient qu'en Floride, une récupération totale de la population ne doit pas être attendue avant

2020. Ces modèles sont cependant basés sur des scénarios « sans capture » (catch free) et pourraient être relativement éloignés de la réalité. D'autre part le SEDAR estime que, si le moratoire est efficace à plus de 90%, la probabilité d'une telle récupération serait relativement élevée, alors qu'en dessous de 90% les chances de récupération seront relativement faibles (Porch et al. 2003; SEDAR 2004,2011).

## Dans les autres pays

Avec les USA, le **Mexique** est le pays dont les côtes comprennent la plus importante fraction de la zone de répartition géographique d'*E. itajara*. Il est alors déplorable de constater l'absence totale de régulation concernant la pêche de cette espèce dans ce pays. D'autant plus que les informations récupérées aux seins des institutions de pêche ainsi que chez les vieux pêcheurs du Yucatan indiquent toutes une diminution du nombre de poissons (Aguilar-Perera et al. 2009). Le deuxième pays ayant entrepris les mesures de conservation les plus importantes pour cette espèce semble être le **Brésil** (cf. Fig. 24). La création de MPA's (Marine Protected Areas/Réserves Marines) ne semblant pas suffire, car n'empêchant pas totalement la pêche de cette espèce (Gerhardinger et al. 2009), un programme de protection de 5 ans a été lancé par l'agence de l'environnement brésilienne (IBAMA) le 20 septembre 2002. Ce moratoire a depuis été reconduit en 2007 et semble être toujours en vigueur aujourd'hui (Craig 2011). De multiples récifs artificiels ont également été édifiés dans l'état de Parana, avec comme but la réinsertion de cette espèce afin de favoriser le tourisme (Gerhardinger et al. 2009). La croissance de la population sur de tels sites ne sera cependant pas, comme on l'a évoqué plus haut, représentative d'une récupération à plus large échelle (SEDAR 2004). Certaines mesures de protection ont également été entreprises à **Belize** et dans **Antilles Néerlandaises**. Là-bas, les autorités ont établi des réserves marines avec des zones en leurs seins où la pêche y est totalement interdite. Il en est de même dans les « Exuma Cays Land » et le « Sea Park » aux **Bahamas**. Dans ce dernier, la reproduction (nombre d'œufs par hectare) s'en est retrouvée multipliée par 6 (Sadovy and Eklund 1999).

## Recommandations de l'IUCN

De manière générale, l'IUCN liste les mesures permettant la conservation de cette espèce comme suit : La protection et le management des sites/zones où elle vit, se développe et se reproduit ; l'éducation formelle des populations humaines, la communication et la prise de conscience ; la promulgation de lois à l'échelle nationale et régionale ainsi que la surveillance et la sanction des infractions à ces mêmes échelles; la conservation ex-situ, l'élevage et la propagation artificielle (Craig 2011). Notons alors que ce poisson semble de plus avoir un potentiel d'aquaculture de premier ordre. Des juvéniles sauvages ont par exemple été élevés expérimentalement avec succès au Venezuela. Ceux-ci étaient alors maintenus en cages flottantes et nourris avec du poisson frais mais la capacité des juvéniles à survivre en eau douce pourrait même augmenter d'autant plus la capacité d'aquaculture, réduisant les contraintes et les risques de l'utilisation de cages en mer (Sadovy and Eklund 1999; Garcia et al. 2013).

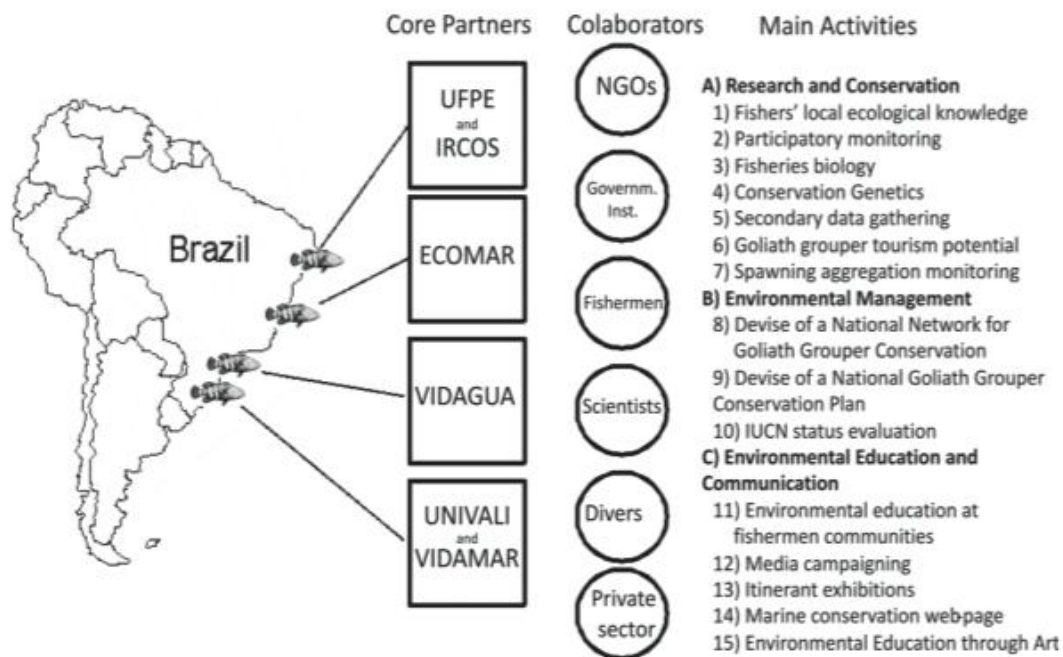


Figure 24 - Mesures de protection entreprises au Brésil et organismes impliqués (Gerhardinger et al. 2006).

## *E. itajara* en Guadeloupe

En comparaison des efforts menés par certains pays et des débuts de récupération des populations évoqués plus haut, l'état des populations d'*E. itajara* en territoires français semble être au plus mal. Hormis un arrêté préfectoral signé en Guyane en 2010 (Guyane 2010) et limitant la pêche à un individu par sortie en mer pour les pêcheurs non-professionnels (restriction à l'efficacité limitée comme nous l'avons évoqué plus haut), aucune mesure n'a été mise en œuvre pour protéger ce poisson. Concernant la Guadeloupe, bien que le comité des pêches de l'île n'ait pas communiqué ses données, il semble bien que les populations de ce mérrou aient quasi sinon totalement disparues de ses eaux côtières.

Aux vues des dispositions prises par les autres pays afin d'assurer la survie de cette espèce ainsi que des résultats que celles-ci ont jusqu'à présent permis d'obtenir, on peut dégager 3 axes d'action à envisager avec pour objectif final de permettre à *E. itajara* de peupler à nouveau la Guadeloupe.

Compte tenu de ce que nous avons développé plus haut, le **premier axe** de travail s'impose de lui-même. Il semble en effet tout d'abord crucial d'opérer des **restrictions concernant la pêche** de cette espèce. La majorité des études s'attardant sur ce sujet s'accordent sur le fait que la meilleure manière de protéger celle-ci consiste à protéger la « biomasse féconde » en restreignant ou éliminant l'effort de pêche, en particulier sur les sites de regroupement. Si pour certaines raisons, la pêche ne peut pas être totalement interdite, il est alors essentiel de fixer une taille minimale pour assurer un rendement de biomasse par recrue suffisant ainsi que de protéger les adultes en reproduction pour maximiser le recrutement. La biomasse du stock reproducteur par recrue (SSBR, la quantité de biomasse féconde qu'une recrue

moyenne est supposée produire) doit selon la littérature être alors maintenue au-dessus de 40% pour empêcher la surpêche liée au recrutement. Des études ont montré que même avec une taille de capture minimum de 127cm (LT), le SSBR tomberait quand même à 11%. En tenant compte d'une mortalité après remise à l'eau de 50%, cet indice tombe à 1,3%, une valeur où la disparition du stock semble imminente. D'autre part, des mesures plus générales peuvent être prises pour protéger l'espèce au niveau des petites pêcheries non « espèce-sélectives ». Parmi elles on notera l'élargissement des mailles des pièges pour laisser sortir les juvéniles ou l'imposition de permis de pêche et l'interdiction (et son application) de l'usage de matériel endommageant les fonds (dynamite, filets maillants et emmêlants) (Recommandé par la FAO aux Petites Antilles en 1990) (Sadovy and Eklund 1999).

Le **deuxième axe** de travail à envisager consiste en la **protection des zones occupées par ce poisson**. Ceci est particulièrement important dans les Petites Antilles car celles-ci n'offrent pas suffisamment de mangroves pour que cette espèce y soit présente en grand nombre. En outre, sa population y est particulièrement fragile compte tenu de la sédentarité des adultes et de la capacité de dispersion incertaine et semble-t-il limitée des larves ne permettant dès lors pas de recrutement à longue distance. L'établissement de réserves marines peut alors protéger tant la biomasse adulte que juvéniles et, si elles sont judicieusement placées, certains habitats critiques dont ils dépendent (mangroves et sites de regroupement) (Sadovy and Eklund 1999). Certains modèles conceptuels montrent effectivement qu'*E itajara* répond de manière positive à l'établissement de réserves marines. En plus d'augmenter le taux de croissance de la population, l'établissement de telles réserves augmenterait le taux de récupération en augmentant l'efficacité de la reproduction (Gerber et al. 2005). De manière complémentaire aux restrictions opérées sur la pêche, la création de réserves marines permettrait également d'empêcher toute capture accidentelle et par conséquent de réduire considérablement la mortalité après remise à l'eau. Enfin, il est important de tenir compte du fait que les adultes peuvent parcourir de longues distances et donc sortir des zones de protection (MPA's, etc.). Sachant que de tels mouvements peuvent avoir lieu pour rejoindre les zones de regroupement, cela met d'autant plus en avant l'importance d'identifier et de protéger ces zones, voire même d'établir des corridors (Pina-Amargos and Gonzalez-Sanson 2009). Il a de plus été mis en évidence que l'efficacité des MPA's dépend fortement des dispersions des individus à travers leurs frontières (Gerber et al. 2005).

Enfin, comme nous venons de le mentionner, le recrutement à longue distance semblant être fort limitée, la recolonisation de la Guadeloupe par des individus venant de loin reste un événement à la probabilité plus que restreinte. Il est dès lors important d'envisager une **réintroduction active de l'espèce**. Cette démarche, actuellement en projet en Guadeloupe, constitue le **troisième axe** de travail visant à restaurer les populations de ce poisson. Les individus réintroduits peuvent alors être directement issus de prélèvements effectués dans d'autres zones géographiques où ils sont plus abondants mais il reste toutefois plus pratique et plus facile de multiplier ces derniers en aquaculture. Comme nous l'avons d'ailleurs évoqué plus haut, cette espèce semble bien se prêter à ce type de pratique (Sadovy and Eklund 1999; Garcia et al. 2013). Dans les deux cas il est important de s'assurer de fournir



suffisamment de diversité génétique à la nouvelle population tout en réintroduisant des individus génétiquement proches de la population historique. Alors que la première de ces deux contraintes ne devrait pas être difficile à satisfaire la deuxième reste cependant problématique. Il n'a en effet actuellement été publiée aucune étude ayant pratiqué des analyses génétiques sur *E. itajara* en Guadeloupe. Les seules informations concernant la structure phylogénique de cette espèce ont effectivement été obtenues à partir de spécimens issus de Floride, du Belize, du Panama et du Brésil (Sadovy and Eklund 1999; Silva-Oliveira et al. 2008; Craig et al. 2009; Seyoum et al. 2013). Celles-ci ont néanmoins permis de mettre en évidence l'absence de sous-espèces ainsi que l'appartenance à une espèce bien distincte des populations du Pacifique (*Epinephelus quinquefasciatus* (Bocourt, 1868)). Une de ces études a également démontré que dans l'Atlantique Ouest, ce poisson est subdivisé en plusieurs populations discrètes. Celles-ci peuvent alors demander des stratégies de management et de conservation séparées. On observe notamment une différence importante entre les populations des Caraïbes et du Brésil ou entre celles de Belize et de la Floride. Il semblerait également que les populations ne soient pas démographiquement connectées comme le suggère d'ailleurs la présence d'haplotypes privés apparaissant à relativement haute fréquence (Craig et al. 2009). Le long de la côte brésilienne, des analyses effectuées à plus petite échelle sur du mtDNA ont quant à elles montré qu'il existait moins de variabilité génétique à ce niveau par rapport à d'autres espèces menacées appartenant au même genre. Les analyses statistiques n'ont en effet mis en évidence aucun groupement au niveau génétique de ces populations mais malgré tout une certaine corrélation avec la localisation géographique. Elles ont également montré une augmentation de la diversité génétique au niveau de l'embouchure de l'Amazone, richesse génétique qui pourrait être due à la plus grande couverture et la meilleure conservation des mangroves dans cette région (Silva-Oliveira et al. 2008).

En l'absence de résultats supplémentaires permettant d'établir la proximité génétique entre les spécimens de Guadeloupe et leurs congénères dans le reste de la région Atlantique Ouest, le plus logique semble donc être de baser la réintroduction sur des individus le plus proche géographiquement que possible. Dans l'éventualité de futures analyses génétiques pratiquées sur des individus survivant en Guadeloupe de nombreux outils ont cependant été développés ces dernières années. En plus d'une méthode de DNA-barcoding (à l'aide de SNP's) permettant d'identifier efficacement et rapidement cette espèce parmi les autres espèces de mérou, diverses bibliothèques de primers (12 pour 6 régions génomiques) et de marqueurs microsatellites (29) sont également disponibles et donnent la possibilité d'identifier les flux de gènes et la connectivité de cette espèce dans les Caraïbes (Seyoum et al. 2013; Silva-Oliveira et al. 2013; Torres et al. 2013).

## **Informations supplémentaires**

Pour un bref résumé : (Pusack and Graham 2009).

Pour plus d'informations :

- Edition spéciale de la revue *Endangered Species* (cf préface : (Rhodes and Graham 2009)).
- Fiche consacrée à ce poisson par la Red List (Craig 2011).
- Rapport pour la NOAA (Sadovy and Eklund 1999).

Pour des informations plus détaillées concernant l'état des populations de Floride ainsi que leur modélisation : Rapports du SEDAR (SEDAR 2004,2011).

# Bibliographie

- Adams DH, Sonne C (2013) Mercury and histopathology of the vulnerable goliath grouper, *Epinephelus itajara*, in U.S. waters: A multi-tissue approach. *Environmental Research* 126:254-263
- Aguilar-Perera A, Gonzalez-Salas C, Tuz-Sulub A, Villegas-Hernandez H (2009) Fishery of the Goliath grouper, *Epinephelus itajara* (Teleostei: Epinephelidae) based on local ecological knowledge and fishery records in Yucatan, Mexico. *Revista de Biología Tropical* 57:557-566
- Aguilera O, De Aguilera DR (2004) Goliath grouper (Pisces: Serranidae) from the upper Miocene Urumaco formation, Venezuela. *Journal of Paleontology* 78:1202-1206
- Brusher JH, Schull J (2009) Non-lethal age determination for juvenile goliath grouper *Epinephelus itajara* from southwest Florida. *Endangered Species Research* 7:205-212
- Bullock LH, Murphy MD, Godcharles MF, Mitchell ME (1992) Age, growth, and reproduction of jewfish *Epinephelus itajara* in the eastern Gulf of Mexico. *Fishery Bulletin* 90:243-249
- Cass-Calay SL, Schmidt TW (2009) Monitoring changes in the catch rates and abundance of juvenile goliath grouper using the ENP creel survey, 1973-2006. *Endangered Species Research* 7:183-193
- Coleman FC, Koenig CC (2010) The effects of fishing, climate change, and other anthropogenic disturbances on red grouper and other reef fishes in the Gulf of Mexico. *Integrative and Comparative Biology* 50:201-212
- Colin PL (1994) Preliminary investigations of reproductive activity of the jewfish, *Epinephelus itajara* (Pisces: Serranidae). *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 43:138-147
- Craig MT (2011) *Epinephelus itajara*. In: IUCN (ed) IUCN Red List of Threatened Species
- Craig MT, Graham RT, Torres RA, Hyde JR, Freitas MO, Ferreira BP, Hostim-Silva M, Gerhardinger LC, Bertoncini AA, Robertson DR (2009) How many species of goliath grouper are there? Cryptic genetic divergence in a threatened marine fish and the resurrection of a geopolitical species. *Endangered Species Research* 7:167-174
- Evers DC, Graham RT, Perkins CR, Michener R, Divoll T (2009) Mercury concentrations in the goliath grouper of Belize: An anthropogenic stressor of concern. *Endangered Species Research* 7:249-256
- Frias-Torres S (2013) Should the critically endangered goliath grouper *Epinephelus itajara* be culled in Florida? *ORYX* 47:88-95
- Frias-Torres S, Luo J (2009) Using dual-frequency sonar to detect juvenile goliath grouper *Epinephelus itajara* in mangrove habitat. *Endangered Species Research* 7:237-242
- Frias-Torres S, Barroso P, Eklund AM, Schull J, Serafy JE (2007) Activity patterns of three juvenile goliath grouper, *Epinephelus itajara*, in a mangrove nursery. *Bulletin of Marine Science* 80:587-594
- Froese R, Pauly D (2014) Fishbase.org
- Garcia LN, Sierra CL, Perez J, Esquivel F, Chapman FA (2013) Osmoregulation of juvenile marine goliath grouper (*Epinephelus itajara*) in low-salinity water. *Osmorregulacion de juveniles del mero guasa juvenil (Epinephelus itajara) en aguas de baja salinidad* 26:127-135
- Gerber LR, Heppell SS, Ballantyne F, Sala E (2005) The role of dispersal and demography in determining the efficacy of marine reserves. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62:863-871
- Gerhardinger LC, Marenzi RC, Bertoncini AA, Medeiros RP, Hostim-Silva M (2006) Local ecological knowledge on the goliath grouper *Epinephelus itajara* (Teleostei: Serranidae) in southern Brazil. *Neotropical Ichthyology* 4:441-450
- Gerhardinger LC, Hostim-Silva M, Medeiros RP, Matarezi J, Bertoncini AA, Freitas MO, Ferreira BP (2009) Fishers' resource mapping and goliath grouper *Epinephelus itajara* (Serranidae) conservation in Brazil. *Neotropical Ichthyology* 7:93-102
- Graham RT, Rhodes KL, Castellanos D (2009) Characterization of the goliath grouper *Epinephelus itajara* fishery of southern Belize for conservation planning. *Endangered Species Research* 7:195-204

- Guyane Pdl (2010) Arrêté n°1641. In: Guyane Drdamd (ed). Préfecture de la Guyane
- Koenig CC, Coleman FC, Kingon K (2011) Pattern of recovery of the goliath grouper *Epinephelus itajara* population in the southeastern US. *Bulletin of Marine Science* 87:891-911
- Koenig CC, Coleman FC, Eklund AM, Schull J, Ueland J (2007) Mangroves as essential nursery habitat for goliath grouper (*Epinephelus itajara*). *Bulletin of Marine Science* 80:567-586
- Lara MR, Schull J, Jones DL, Allman R (2009) Early life history stages of goliath grouper *Epinephelus itajara* (Pisces: Epinephelidae) from Ten Thousand Islands, Florida. *Endangered Species Research* 7:221-228
- Mann DA, Locascio JV, Coleman FC, Koenig CC (2009) Goliath grouper *Epinephelus itajara* sound production and movement patterns on aggregation sites. *Endangered Species Research* 7:229-236
- McClenachan L (2009) Historical declines of goliath grouper populations in South Florida, USA. *Endangered Species Research* 7:175-181
- Murie DJ, Parkyn DC, Koenig CC, Coleman FC, Schull J, Frias-Torres S (2009) Evaluation of finrays as a non-lethal ageing method for protected goliath grouper *Epinephelus itajara*. *Endangered Species Research* 7:213-220
- Musick JA, Harbin MM, Berkeley SA, Burgess GH, Eklund AM, Findley L, Gilmore RG, Golden JT, Ha DS, Huntsman GR, McGovern JC, Parker SJ, Poss SG, Sala E, Schmidt TW, Sedberry GR, Weeks H, Wright SG (2000) Marine, estuarine, and diadromous fish stocks at risk of extinction in North America (exclusive of pacific salmonids). *Fisheries* 25:6-30
- Pina-Amargos F, Gonzalez-Sanson G (2009) Movement patterns of goliath grouper *Epinephelus itajara* around southeast Cuba: Implications for conservation. *Endangered Species Research* 7:243-247
- Porch CE, Eklund AM, Scott GP (2003) An assessment of rebuilding times for goliath grouper. SEDAR Goliath Grouper Data Workshop Report:11pp
- Porch CE, Eklund AM, Scott GP (2006) A catch-free stock assessment model with application to goliath grouper (*Epinephelus itajara*) off southern Florida. *Fishery Bulletin* 104:89-101
- Pusack TJ, Graham RT (2009) Threatened fishes of the world: *Epinephelus itajara* (Lichtenstein, 1822) (Epinephelidae, formerly serranidae). *Environmental Biology of Fishes* 86:293-294
- Rhodes KL, Graham RT (2009) Range-wide status and conservation of the goliath grouper *Epinephelus itajara*: Introduction. *Endangered Species Research* 7:163-165
- Sadovy Y, Eklund AM (1999) Synopsis of biological data on the Nassau Grouper, *Epinephelus striatus* (Bloch, 1792), and the Jewfish, *E. itajara* (Lichtenstein, 1822). In: NOAA (ed) *Fishery Bulletin*. U.S. Department of Commerce, Seattle
- Sala E, Aburto-Oropeza O, Paredes G, Thompson G (2003) Spawning aggregations and reproductive behavior of reef fishes in the Gulf of California. *Bulletin of Marine Science* 72:103-121
- SEDAR (2004) Complete stock assessment report of SEDAR 6 goliath grouper
- SEDAR (2011) Complete stock assessment report of SEDAR 23. South Atlantic and Gulf of Mexico goliath grouper
- Seyoum S, Tringali MD, Barthel BL, Puchlutegui C, Davis MC, Collins AB, Craig MT (2013) Isolation and characterization of 29 polymorphic microsatellite markers for the endangered Atlantic goliath grouper (*Epinephelus itajara*), and the Pacific goliath grouper (*E. quinquefasciatus*). *Conservation Genetics Resources* 5:729-732
- Shields RP, Popp JA (1979) Intracardial mesotheliomas and a gastric papilloma in a giant grouper, *Epinephelus itajara* (Lichtenstein). *Veterinary Pathology* 16:191-198
- Silva-Oliveira GC, do Rego PS, Schneider H, Sampaio I, Vallinoto M (2008) Genetic characterisation of populations of the critically endangered Goliath grouper (*Epinephelus itajara*, Serranidae) from the Northern Brazilian coast through analyses of mtDNA. *Genetics and Molecular Biology* 31:988-994
- Silva-Oliveira GC, Silva ABC, Oliveira Y, Nunes ZP, Torres RA, Sampaio I, Vallinoto M (2013) New nuclear primers for molecular studies of Epinephelidae fishes. *Conservation Genetics Resources* 5:165-168
- Sluka RD, Sullivan KM (1998) The influence of spear fishing on species composition and size of groupers on patch reefs in the upper Florida keys. *Fishery Bulletin* 96:388-392

Torres RA, Feitosa RB, Carvalho DC, Freitas MO, Hostim-Silva M, Ferreira BP (2013) DNA barcoding approaches for fishing authentication of exploited grouper species including the endangered and legally protected goliath grouper *Epinephelus itajara*. Autenticacin mediante DNA barcoding de especies de meros legalmente protegidas y en peligro de extincion, sometidas a explotacion pesquera, incluyendo el mero Goliat *Epinephelus itajara* 77:409-418