



UNIVERSIDAD MICHOACANA DE SAN NICOLÁS DE HIDALGO
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES SOBRE LOS RECURSOS NATURALES

**ESTUDIO DE DOS TÉCNICAS DE REHABILITACIÓN DE
LA COBERTURA DE CORALES VIVOS EN EL ARRECIFE
DE PLAYA LAS GATAS, ZIHUATANEJO, GUERRERO**

TESIS

que presenta:

ANTONIETA GINA FIGUEROA CAMACHO

**Como requisito para obtener el grado
académico de**

Maestra en Ciencias Ecología Integrativa

**Director de tesis:
Dr. En Ciencias en Biología Marina Héctor Nava Bravo**

**Codirectora de tesis:
Dra. En Ciencias de la Tierra Alma Lilia Fuentes Farías**

Morelia Mich., marzo del 2016



ÍNDICE

1. RESUMEN	1
2. ABSTRACT	2
3. INTRODUCCIÓN	3
4. ANTECEDENTES	6
5. OBJETIVOS	10
5.1. Objetivo general	10
5.2. Objetivos particulares	10
6. HIPÓTESIS	11
7. MATERIAL Y MÉTODOS	12
7.1. Área de estudio	12
7.2. Registro de estado inicial y monitoreo de las zonas a restaurar	13
7.3. Caracterización ambiental del arrecife	14
7.3.1. <i>Transparencia de la columna de agua</i>	14
7.3.2. <i>Registro de la temperatura del agua</i>	14
7.3.3. <i>Registro de la tasa de sedimentación</i>	15
7.4. Evaluación de la técnicas de rehabilitación	16
7.5. Evaluación de la efectividad de las técnicas de restauración	17
7.6. Tasa de crecimiento de los trasplantes	18
7.7. Análisis de datos	19
8. RESULTADOS	20
8.1. Cobertura de los componentes del sustrato	20
8.2. Parámetros ambientales	21
8.3. Porcentaje de Fijación	22
8.4. Porcentaje de Crecimiento de trasplantes	23
8.5. Porcentaje de Supervivencia	26
8.6. Tasa de crecimiento de trasplantes	27
9. DISCUSIÓN	28
9.1. Características ambientales y estado de conservación de Playa Las Gatas	28
9.2. Efectividad de la técnica de trasplantes	31
10. CONCLUSIONES	37
11. REFERENCIAS	38

ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 1. Detalle del área de estudio. Localización del arrecife de Playa Las Gatas, Zihuatanejo, Guerrero.....	13
FIGURA 2. Detalle de las técnicas de muestreo ambiental. a) Registro de la transparencia de la columna de agua, b) Registro de la temperatura con un dispositivo HOBO y c) Registro de la tasa de sedimentación con trampas de sedimento.....	15
FIGURA 3. Detalle de las técnicas de muestreo. a) Colonias de coral sujetas a mallas metálicas y b) Fragmentos de corales sujetos individualmente a mallas de metal.....	17
FIGURA 4. Detalle de la medición de la altura y diámetro máximo de los trasplantes	18
FIGURA 5. Medición de marcas de alizarina en cortes de coral	19
FIGURA 6. Porcentaje de cobertura de los componentes coralinos, coral vivo (CVA), escombro (ESC), coral muerto (CMA) y coral muerto cubierto por algas (CMA ALGAS) (a) y de los componentes no coralinos, algas calcáreas (CAL), algas filamentosas (FIA), algas foliosas (FLA), arena y roca (b), de la comunidad coralinas de Playa Las Gatas, Zihuatanejo, Guerrero, al inicio de la rehabilitación (noviembre del 2012). Las líneas verticales sobre las columnas indican la desviación estándar	20
FIGURA 7. Promedio de la tasa de sedimentación registrada en la localidad de Las Gatas durante los muestreos de noviembre del 2012 a octubre del 2014(a). Variación de la transparencia de la columna de agua registrada en los muestreos de noviembre del 2012 a octubre del 2014 (b). Variación de la temperatura del agua de noviembre del 2012 a octubre del 2014 (c). Las barras verticales sobre las columnas indican la desviación estándar	21
FIGURA 8. Porcentaje de fijación de trasplantes (colonias-fragmentos) colocados durante la temporada de estiaje (noviembre del 2012), a los 2 meses, 4 meses, 6 meses, 9 meses y 12 meses (a), y porcentaje de fijación de trasplantes (colonias-fragmentos) colocados durante la temporada de lluvias (agosto del 2013), a los 3 meses, 6 meses, 8 meses, 11 meses y 13 meses (b). Las líneas verticales sobre las columnas indican la desviación estándar	23
FIGURA 9. Porcentaje de crecimiento en altura de trasplantes (colonias-fragmentos) colocados durante la temporada de estiaje (noviembre del 2012), a los 2 meses, 4 meses, 6 meses, 9 meses y 12 meses (a), y porcentaje de crecimiento en altura de trasplantes (colonias-fragmentos) colocados durante la temporada de lluvias (agosto del 2013), a los 3 meses, 6 meses, 8 meses, 11 meses y 13 meses (b). Las líneas verticales sobre las columnas indican la desviación estándar	24
FIGURA 10. Porcentaje de crecimiento en diámetro de trasplantes (colonias-	

fragmentos) colocados durante la temporada de estiaje (noviembre del 2012), a los 2 meses, 4 meses, 6 meses, 9 meses y 12 meses (a), y porcentaje de crecimiento en diámetro de trasplantes (colonias-fragmentos) colocados durante la temporada de lluvias (agosto del 2013), a los 3 meses, 6 meses, 8 meses, 11 meses y 13 meses (b). Las líneas verticales sobre las columnas indican la desviación estándar25

FIGURA 11. Porcentaje de supervivencia de trasplantes (colonias-fragmentos) colocados durante la temporada de estiaje, a los 2 meses, 4 meses, 6 meses, 9 meses y 12 meses (enero del 2013 a noviembre del 2013) (a), y porcentaje de supervivencia de trasplantes (colonias-fragmentos) colocados durante la temporada de lluvias, a los 3 meses, 6 meses, 8 meses, 11 meses y 13 meses (agosto del 2013 a octubre del 2014) (b). Las líneas verticales sobre las columnas indican la desviación estándar27

Figura 12. Crecimiento en base a tinción de Alizarina en Colonias ancladas, Fragmentos desprendidos y Colonias sueltas en el arrecife de Playa Las Gatas. Colocados en julio del 2014 y recogidos en octubre del 2014. Las líneas verticales sobre las columnas indican la desviación estándar.....27

ÍNDICE DE TABLAS

- TABLA 1.** Resumen de los resultados de la ANOVA de una vía para el análisis del porcentaje de cobertura de los componentes coralinos (CVA, ESC, CMA Y CMA ALGAS) y no coralinos (CAL, FIA, FLA, ARENA Y ROCA) al inicio de la rehabilitación (noviembre del 2012)20
- TABLA 2.** Resumen de los resultados de la ANOVA de dos vías para el análisis del porcentaje de fijación de los trasplantes (colonias-fragmentos) de la temporada de estiaje (noviembre del 2012 a noviembre del 2013) y la temporada de lluvias (agosto del 2013 a octubre del 2014).....22
- TABLA 3.** Resumen de los resultados de la ANOVA de dos vías para el análisis del porcentaje de crecimiento en altura de los trasplantes (colonias-fragmentos) de la temporada de estiaje (noviembre del 2012 a noviembre del 2013) y la temporada de lluvias (agosto del 2013 a octubre del 2014).....24
- TABLA 4.** Resumen de los resultados de la ANOVA de dos vías para el análisis del porcentaje de crecimiento en diámetro de los trasplantes (colonias-fragmentos) de la temporada de estiaje (noviembre del 2012 a noviembre del 2013) y la temporada de lluvias (agosto del 2013 a octubre del 2014).....25
- TABLA 5.** Resumen de los resultados de la ANOVA de dos vías para el análisis del porcentaje de supervivencia de los trasplantes (colonias-fragmentos) de la temporada de estiaje (noviembre del 2012 a noviembre del 2013) y la temporada de lluvias (agosto del 2013 a octubre del 2014).....26

1. RESUMEN

La presente investigación estudió la efectividad de dos técnicas de rehabilitación de la cobertura de coral vivo en comunidades coralinas altamente deterioradas. La aplicación y seguimiento de la técnica se realizó en la comunidad coralina de Playa Las Gatas, en Zihuatanejo Guerrero, un sitio con una alta cobertura de roca (57%). El trasplante de corales en mallas de metal sobre el sustrato rocosos se evaluó como una alternativa de bajo costo para la rehabilitación de la cobertura de coral vivo en localidades cuya estructura del arrecife se ha reducido considerablemente. Se comparó el éxito del trasplante entre los fragmentos de coral y colonias pequeñas sueltas (fragmentos de coral regenerados) suponiendo que la fragmentación inicial acelera la fijación de los corales por la estimulación de la regeneración. Se iniciaron ambos tipos de trasplantes durante la estación seca y lluviosa para contrastar el efecto de la estabilidad de medio ambiente sobre la supervivencia del trasplante, el crecimiento vertical y el crecimiento horizontal durante 12 meses. Aunque las características ambientales y sustratos mostraron condiciones subóptimas para el desarrollo de coral, los trasplantes respondieron satisfactoriamente. Los fragmentos de coral mostraron mayor éxito que las colonias sueltas en el proceso de fijación (hasta $98 \pm 4\%$ frente a $86,4 \pm 18,9\%$ después de nueve meses), en el aumento de la altura ($209,63 \pm 43,65\%$ frente a $124 \pm 15,83\%$) y el diámetro ($107,26 \pm 25,75\%$ vs. $99,98 \pm 19,74\%$). La mortalidad de los trasplantes comenzó durante la temporada seca (menos del 10% de los fragmentos de coral frente a 37,2% para las pequeñas colonias sueltas), mientras que el impacto del huracán Polo de octubre 2014 causó una mayor mortalidad en los trasplantes (hasta 55%), la cual comenzó durante la temporada de lluvias. Llegamos a concluir :1) el trasplante de corales en rocas es una buena opción para restaurar las comunidades de corales dañados, 2) los fragmentos de coral recién desprendidos parecen ser la mejor fuente de trasplantes en los corales pocilloporidos, 3) La alta disponibilidad de luz en la temporada de lluvias aumenta el crecimiento de los trasplantes, la estabilidad de las condiciones de baja energía de la estación seca facilita su fijación inicial y aumenta su supervivencia.

Palabras clave: trasplantes, *Pocillopora*, fijación, crecimiento, supervivencia.

2. ABSTRACT

This research aimed to study the effectiveness of a live coral cover rehabilitation technique in heavily damaged coral communities. The implementation and monitoring of the technique was performed on the reef of Playa Las Gatas, Zihuatanejo Guerrero a site with a high coverage of rock (57%). Coral transplantation by steel grids on rock boulders was evaluated as a low-cost alternative for rehabilitation of live coral coverage in localities whose reef structure has been reduced considerably. We compared transplant success between coral fragments and loose small colonies (regenerated coral fragments) assuming that initial fragmentation accelerates the attachment of corals by regeneration stimulation. Two sets of both types of transplants were started during dry and rainy seasons to contrast the effect of environment stability on transplant survival, vertical growth and horizontal growth during 12 months. Although environmental and substrata characteristics showed suboptimal conditions for coral development, transplants responded satisfactorily. Coral fragments showed higher success than small loose colonies on attachment (up to $98 \pm 4\%$ vs. $86.4 \pm 18.9\%$ after nine months), increase in height ($209.63 \pm 43.65\%$ vs. $124 \pm 15.83\%$) and diameter ($107.26 \pm 25.75\%$ vs. $99.98 \pm 19.74\%$). Anchoring caused mortality in transplants started during dry season (less than 10% for coral fragments vs. 37.2% for small loose colonies) while the impact of Hurricane Polo on October 2014 caused higher mortality in transplants started during rainy season (up to 55%). We conclude that 1) coral transplantation on rock boulders is a good choice to restore damaged coral communities, 2) recently broken coral fragments seems to be the best source of transplants in pocilloporid corals, 3) Although high light availability of rainy season enhances transplant growth, stability of low energy conditions of dry season facilitates initial transplant attachment and high survival.

3. INTRODUCCIÓN

Los arrecifes coralinos son ecosistemas de gran importancia ecológica y económica, ya que albergan alrededor del 25% de las especies marinas, las cuales utilizan estas estructuras como zona de refugio y de alimentación **(Birkeland 1997, Jaap 2000, Spalding et al. 2001, Carballo et al. 2010)**. Además que proveen de servicios ambientales, como es la protección contra el embate del oleaje, también funcionan como trampas de sedimentos y nutrientes **(Cesar 2000, Ruiz-Zárte et al. 2003)**.

Entre los beneficios económicos provenientes de los arrecifes coralinos se encuentra el turismo recreativo que proporciona una remuneración que en países como Estados Unidos puede alcanzar los 30 mil millones de dólares anuales **(Cesar 2000, Carballo et al. 2010)**. Las actividades pesqueras realizadas en los arrecifes también generan ganancias importantes en muchos países. Además, los arrecifes coralinos ayudan a la fijación de Nitrógeno, así como a la regulación climática con la asimilación de CO₂ y control de Ca. También aportan productos utilizados en el área de medicina, para uso ornamental y joyería **(Cesar 2000)**.

No obstante, estos ecosistemas han venido sufriendo un continuo deterioro por las perturbaciones producidas por los efectos del cambio climático como es el fenómeno de El Niño. De hecho, el 20% de los arrecifes coralinos del mundo se han perdido en los últimos 10 años, y se estima que el 60% restante podría desaparecer en las siguientes décadas a consecuencia del cambio climático **(Yap, 2003, Buddemeier et al. 2004, Hoegh-Guldberg et al. 2007, Carballo et al. 2010)**. Por otro lado, las alteraciones de origen antropogénico como la deforestación generan un incremento importante en los niveles de sedimentación en los arrecifes, mientras que la descarga de aguas residuales y nutrientes derivados de las actividades agrícolas también afectan la supervivencia de los corales **(Nava y Ramírez 2012)**.

Por lo anterior, es necesario establecer medidas de conservación y restauración arrecifal **(Epstein et al. 2003, Alasdair y Gómez 2007)**. En este sentido, la conservación y la restauración tienen como objetivo preservar los hábitats

originales, remplazar los hábitats perdidos o las poblaciones que han sido destruidas (**Primack et al. 1993**). Sin embargo, la conservación biológica emplea medidas pasivas, considerando los procesos naturales para mitigar los impactos de las actividades humanas. Por el contrario, la restauración ecológica implica un proceso continuo de medidas activas, las cuales involucran un manejo adaptativo para recuperar un ecosistema que ha sido dañado buscando retornarlo a sus condiciones originales (**Epstein et al. 2003, Alasdair y Gómez 2007**).

Los arrecifes coralinos dañados están constantemente expuestos a perturbaciones que comprometen la recuperación natural de las estructuras arrecifales, por lo que se requiere de medidas de restauración arrecifal activa que ayuden a recuperar ya sea la mayor parte del ecosistema o reparar parcialmente su estructura, conocida esta última como rehabilitación, en la cual las acciones únicamente se centran en recuperar un grupo en específico, como es el caso de los de corales, dónde se utilizan fragmentos o colonias de un arrecife sano para rehabilitar uno que ha sido dañado (**Primarck y Massardo 2001, Alasdair y Gómez 2007, Pizarro et al. 2012**).

Las técnicas de trasplante de fragmentos de coral o colonias completas han sido usadas como una alternativa efectiva para restaurar la cobertura de corales vivos en áreas de arrecifes impactados por causas naturales o de origen antropogénico (**Yeemin et al. 2006, Liñán-Cabello et al. 2011**). Estas técnicas consisten en sujetar los trasplantes a estructuras del arrecife (incluyendo otras colonias) el tiempo suficiente para que los fragmentos se fijen. Para este de iniciativas se ha sugerido que los fragmentos de coral que se utilicen como trasplantes sean producidos en guarderías de coral o granjas (**Ferse 2010**). Por otro lado, el uso de sustratos resistentes a la corrosión marina también es importante, puesto que la mortalidad de los trasplantes se ha atribuido en gran parte a la desintegración de los sustratos empleados, como en algunos tratamientos en los que se ha usado madera o bambú (**Ferse 2010**). Otras de las técnicas utilizadas es el asentamiento de larvas de coral en placas de rejilla (**Suzuki et al. 2011**), así como la utilización de estructuras de cemento como sustrato (**Tortolero- Langarica et al. 2014**). La estabilidad de los trasplantes también es importante, pues en algunos estudios se

ha podido observar que los sitios amenazados por corrientes y olas, provocan el desprendimiento de los trasplantes, además que les genera un gasto energético considerable, para mantenerse fijos al sustrato **(Alasdair y Gómez 2007, Ferse 2010)**. De esta manera, algunas técnicas consisten en amarre de trasplantes de coral a fragmentos de coral muerto, ya sea con cinchos de plástico o pita, así como también materiales adherentes como es el cemento epóxico (**García et al. 1996, Rojas et al. 2008, Oviedo 2011, Tortolero- Langarica et al. 2014**)

Otros de los factores que llegan a afectar el éxito de los trasplantes a tomar en consideración es su exposición a enfermedades, a cambios extremos de temperatura, niveles bajos de transparencia de la columna del agua, la profundidad y la hidrodinámica del sitio, así como también tasas de sedimentación altas, invasión de epibiontes y esponjas perforadoras **(Jaap 2000, Spieler et al. 2001, Alasdair y Gómez 2007, Vermeij et al. 2008, Oviedo 2011)**.

De esta manera, el presente estudio tiene como objetivo encontrar una técnica de rehabilitación adecuada usando trasplantes cuyo origen es la fragmentación natural de las colonias.

4. ANTECEDENTES

Las primeras menciones referentes a la existencia de corales escleractínios en el Pacífico mexicano datan de hace más de 150 años (**Grewingk 1838 cit. Squires 1959**), y en estos estudios se hicieron los primeros registros de corales en el estado de Guerrero. En cuanto a los arrecifes coralinos de Zihuatanejo, fue hasta 1993 cuando se hicieron las primeras menciones acerca de la existencia de arrecifes de coral (**Reyes-Bonilla 1993**).

No obstante que han sido escasos, subsecuentes estudios han mostrado la importancia de las formaciones arrecifales en la zona, como lo fueron los estudios de **García-Martínez en 2003 y 2009**, en Caleta de Chon, enfocados a describir el arrecife desde una perspectiva del paisaje, y a estudiar la estructura comunitaria de las algas submareales. A estas primeras aproximaciones siguieron estudios prospectivos en la zona en el año de 2004, que mostraron a los arrecifes coralinos de Zihuatanejo entre los más desarrollados, comparables a los arrecifes coralinos de Oaxaca (**Voz Rural 2008**). Los resultados de estos estudios mostraron una diversidad de corales cercana a las 10 especies, y coberturas de coral vivo cercanas al 80%. Junto con estos resultados, también se hizo una de las primeras menciones de la extracción de corales y deterioro por las actividades humanas como posibles causas del deterioro en arrecifes como el de Las Gatas. Estas afirmaciones fueron abordadas en un estudio posterior (**Victoria-Salazar 2007**), que además confirmaron la alta diversidad de los arrecifes coralinos de Zihuatanejo, y también citaron a las actividades antropogénicas como una de las fuentes principales de degradación en los arrecifes coralinos.

En 2009, iniciaron los primeros estudios dirigidos a determinar el estado de conservación y posibles fuentes de impacto en los arrecifes coralinos de Zihuatanejo (**Nava y Ramírez-Herrera 2011a, b**). Estos estudios se basaron en analizar la proporción entre la cobertura de los corales vivos y muertos así como la abundancia de algas para determinar el estado de conservación de los arrecifes. Otros indicadores de degradación buscados fueron parámetros ambientales de la calidad del agua, como son la transparencia del agua y la tasa de sedimentación. Tras la implementación de estos estudios se pudo determinar que los arrecifes

coralinos han sufrido el impacto de las actividades humanas en el pasado. Algunas de las fuentes de impacto son la deforestación y erosión de la zona costera, como el caso del arrecife de Caleta de Chon, y la destrucción física de las colonias de coral por la incidencia de actividades recreativas, en el caso del arrecife coralino de Playa Las Gatas (Fig.1). Estudios más recientes de estos autores han evaluado los atributos ecológicos de al menos 6 arrecifes costeros en Zihuatanejo, y han confirmado el alto valor ecológico, así como económico y cultural para los habitantes de la región. La extensión y la cobertura de coral vivo de estos arrecifes es alta (más de 5000 m²). No obstante, algunos de estos arrecifes están empezando a mostrar síntomas de degradación, como son la presencia de zonas con una alta cobertura de corales muertos. Un hecho alentador es la aparición de un sentido de conservación entre los principales usuarios de estos arrecifes (cooperativas de pescadores y prestadores de servicios turísticos), tal como se ha visto en los últimos años. Estas iniciativas han incluido una vigilancia constante para que las actividades de pesca sean adecuadas y la implementación de mecanismos para que los prestadores de servicios turísticos eviten agravar el daño en los arrecifes. No obstante, un paso lógico en esta dinámica de conservación es la implementación de iniciativas de restauración que reviertan la degradación de los arrecifes coralinos de Zihuatanejo.

Algunas técnicas empleadas en experimentos de restauración consisten en conglomerados de coral, los cuales son insertados entre las grietas del arrecife o dejados sueltos a merced de las corrientes (**Liñán-Cabello et al. 2011, Ruiz et al. 2013**), así como la utilización de cinturones de plástico, con los cuales se sujetan fragmentos de coral a las rocas del arrecife, las cuales son previamente perforadas con un taladro neumático para poder asegurar los cinchos. También se llegan a anclar los fragmentos de coral con varillas de metal que se introduce en la base de la colonia y se clavan en la roca del arrecife (**García y Nava. 2006**). En otro de los casos se llega a ser uso de materiales adherentes, como es el cemento epóxico, que ha sido muy útil para restaurar áreas de arrecifes donde la matriz calcárea ha quedado desprovista de corales vivos (**García et al. 1995, García y**

Nava 2006, Rojas et al. 2008, Liñán-Cabello et al. 2011). El uso de fragmentos de coral atados con bridas de plástico o con pita a coral muerto (**García et al.1995, Jaap 2000, Oviedo 2011, Tortolero- Langarica et al. 2014**) y la sujeción de trasplantes a la roca arrecifal perforada con un taladro neumático son otras técnicas de rehabilitación de coral (**García y Nava 2006**). En técnicas similares se recomienda previamente limpiar el sustrato de epibiontes, para que estos no compitan con el coral y afecten su éxito de supervivencia (**Jaap 2000, Oviedo 2011**). Otra de las técnicas empleadas es el asentamiento de larvas de coral en placas de rejilla de plástico reforzado, fibra de vidrio, de hormigón o de policarbonato, así como también placas de asiento de cerámica, rejillas de alambre y placas de cemento (**Alasdair y Gómez 2007, Suzuki et al. 2011**). Otras alternativas a estas técnicas se encuentran las fincas de cultivos de corales, también llamadas "condominios", ó fincas de rejilla "A-frame", (elaboradas a base de rejillas de metal en forma de A, o con tubos de PVC) y tendaderos de corales, montados con hilo de pesca (**Molina et al. 2013**). Las estructuras de Taino Reef también ha sido utilizadas para la reclutamiento de corales, las cuales son estructuras en forma de montículos con cemento, arena y piedra, con un peso de alrededor de 350Kg en las que se fijan fragmentos de coral. Uno de los métodos utilizados para mantener vivos a los fragmentos de coral antes de fijarlos a un sustrato permanente son tubos de PVC, en los cuales es sujetado el coral con cinchos de plástico (**Ruiz et al. 2013**), otros de los métodos es el establecimiento de unidades flotantes, así como el establecimiento de viveros en línea, los cuales consisten en rectas de polipropileno que permanecen ancladas con espirales de acero galvanizado. Otro las de las técnicas es el establecimiento de viveros con estructuras en forma de reja hechas a base de PVC Y PET ancladas a la arena con varillas; los corales son fijados a estas estructuras con cemento (**Johnson et al. 2001, Ruiz et al. 2013**). Bloques hechos a base de hormigón y sílice son materiales también utilizados para a la fijación de corales, o hechos a base de cemento y arena (**Johnson et al. 2001**), además de la utilización de varillas de metal ancladas a estructuras de concreto, donde se atan fragmentos de coral con bridas de plástico (**Tortolero- Langarica et al. 2014**).

De manera general, en este tipo de estudios debe de tomarse en consideración no solo el tipo de trasplante sino además el material de sujeción adecuado que les permita mantenerse adheridos al sustrato el tiempo suficiente para que se realice la fijación, para de esta manera incrementar las posibilidades de supervivencia de los trasplantes.

5. OBJETIVOS

5.1. Objetivo general

Estudiar la efectividad de dos técnicas de restauración de cobertura de corales vivos, mediante la implementación y seguimiento de trasplantes de coral en el arrecife de Playa Las Gatas, Guerrero.

5.2. Objetivos particulares

- a) Evaluar la cobertura inicial de corales vivos en el arrecife de Playa Las Gatas, Guerrero.
- b) Caracterizar ambientalmente el sitio de estudio durante el desarrollo de los experimentos de rehabilitación tomando en cuenta las variables ambientales que influyen en el desarrollo y salud de los corales como son la transparencia del agua, la tasa de sedimentación y la temperatura.
- c) Ejecutar dos técnicas de trasplantes (fragmentos de coral individuales y colonias coralinas sueltas) de corales vivos sobre el sustrato rocoso y evaluar su efectividad tomando en cuenta el tiempo de fijación al sustrato, la proporción de trasplantes fijados y la evolución de su crecimiento en diámetro y altura a lo largo de un año.
- d) Evaluar el efecto de la temporalidad en la efectividad de las técnicas de trasplantes, iniciando dos experimentos similares en dos épocas del año contrastantes: lluvias y secas.

6. HIPÓTESIS

Estudios previos muestran que los fragmentos de coral desprendidos del arrecife son una oportunidad para ser utilizados como trasplantes. Debido a su condición reciente de fragmentación, se espera que su capacidad de regeneración contribuya a la fijación rápida en el sustrato y crecimiento, reflejándose esto en su éxito de supervivencia.

7. MATERIAL Y MÉTODOS

7.1. Área de estudio

La comunidad coralina de Playa Las Gatas se ubica en el polígono de 17° 37' 19.7'' N, 101° 33' 10.5'' O. El clima en la región se caracteriza por ser cálido sub-húmedo, con precipitaciones pluviales abundantes durante el verano, y precipitaciones escasas durante el invierno (**García 1973**). A lo largo del año, la precipitación alcanza los 1103 mm (**Tovar y Sánchez 1974**). Las condiciones oceanográficas en la región son las típicas del Pacífico Mexicano, con dominancia de la corriente de California durante los meses de noviembre a marzo principalmente, y la corriente de Costa Rica, durante los meses de mayo a agosto (**Yáñez-Arancibia 1978**). La temperatura superficial del océano alcanza sus valores máximos en verano (32°C) y mínimos al final de la primavera (23°C) (**Baqueiro 1975**). El principal aporte de agua dulce proviene del Río Balsas, cuya desembocadura se ubica a 14 km de Ixtapa-Zihuatanejo (**Baqueiro 1979**). En sitios como Isla Ixtapa, Las Gatas, Caleta de Chon y Playa Manzanillo, los corales crecen a profundidades menores a los 5m, en algunos casos, sobre una matriz arrecifal relativamente joven, de no más de 1.5m de espesor y en otros, sobre el lecho rocoso. El sustrato predominante es rocoso, con presencia de parches arenosos compuestos por fragmentos de material calcáreo y sedimentos de origen litogénico.

computadora usando el programa Picasa (Google inc.) para realizar los detalles de las imágenes. Enseguida se analizaron con el programa Coral Point Count con extensiones de Excel (CPCE, Coral Reef Institute) para contabilizar los diferentes componentes del sustrato (algas calcáreas, algas filamentosas y foliosas, roca, arena, corales vivos, corales muertos y escombro coralino). El procedimiento consistió en colocar 100 puntos sobre cada imagen de forma aleatoria, y contabilizar el número de puntos que incidieron en cada tipo de sustrato, los cuales fueron considerados como % de cobertura en cada fotografía. En cada transecto se promediaron los 10 cuadrantes, y posteriormente, los 5 transectos.

7.3. Caracterización ambiental del arrecife

Es importante llevar un registro de las variables ambientales que son críticas para la supervivencia de los corales, de manera que exista información útil para explicar el comportamiento de los trasplantes. Las variables ambientales que se registraron fueron: la transparencia de la columna de agua, la temperatura y la tasa de sedimentación.

7.3.1. Transparencia de la columna de agua

Esta variable fue registrada tres días consecutivos durante cada periodo de muestreo, empleando la técnica del Disco de Secchi (Fig. 2a), que consiste en observar la profundidad máxima a la que puede ser visible un disco de 40 cm de diámetro de color blanco y negro. El disco, que fue atado a una cinta métrica, fue sumergido desde un lado de la embarcación fuera de borda.

7.3.2. Registro de la temperatura del agua

Esta variable fue registrada cada cinco minutos en el arrecife, colocando un dispositivo HOBO Onset corporation (Fig. 2b), durante tres días de cada periodo de muestreo. Posteriormente, el dispositivo fue procesado con una Base estación óptica universal, ONSET conectada a un ordenador para extraer la información recolectada durante el periodo de inmersión

repetiendo este muestreo cada tres meses hasta cubrir un periodo de un año.

7.3.3. Registro de la tasa de sedimentación

Esta variable fue registrada durante tres días de cada periodo de muestreo. Se usaron trampas de sedimento las cuales consistieron en botellas de plástico con una abertura de 2 cm de diámetro y 1 litro de capacidad. Estas botellas se colocaron en pares atadas a una varilla de metal la cual las mantuvo en posición vertical y suspendidas a 1 metro de altura sobre el sustrato (Fig. 2b). Transcurridos los tres días, las botellas se extrajeron y su contenido fue decantado y lavado con agua destilada varias veces para eliminar las sales. Posteriormente, el contenido fue puesto a secar y se determinó su peso seco con una balanza de precisión, que en función del área de la abertura de las botellas y al tiempo de recolección fue extrapolado a $\text{kg m}^{-2} \text{año}^{-1}$.

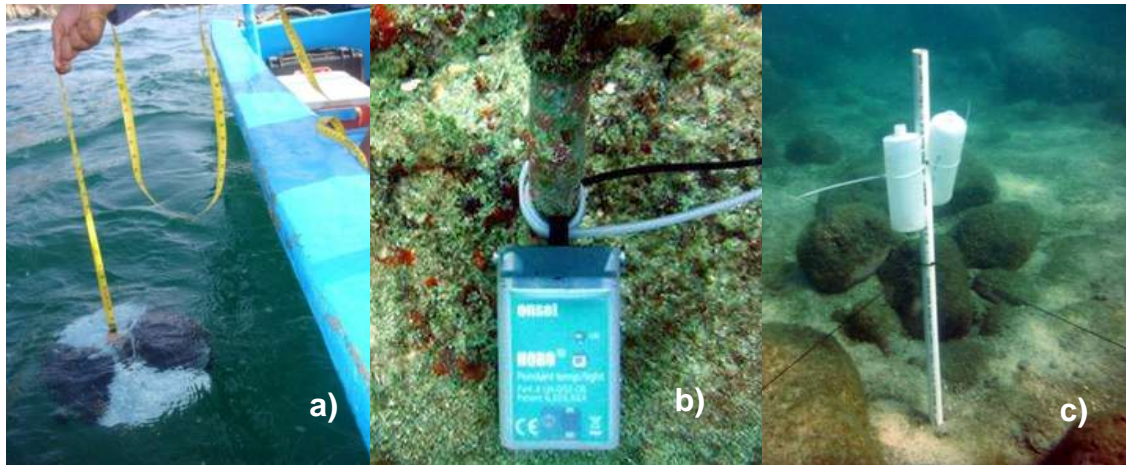


Figura 2. Detalle de las técnicas de muestreo ambiental. a) Registro de la transparencia de la columna de agua. b) Registro de la temperatura con un dispositivo HOBO y c) Registro de la tasa de sedimentación con trampas de sedimento.

7.4. Evaluación de las técnicas de rehabilitación

El material biológico para los trasplantes se obtuvo de fragmentos de corales del género *Pocillopora* de al menos 10 cm de longitud que fueron sido desprendidos del arrecife por causas naturales. Estos fragmentos, al desprenderse de la estructura original tienen poca probabilidad de sobrevivir, debido a que suelen ser enterrados en el sedimento. No obstante, mientras tengan tejido vivo son ideales para ser utilizados como trasplantes (**Alasdair y Gómez 2007**). En el presente proyecto la técnica desarrollada consistió en sujetar los fragmentos de coral y colonias pequeñas sueltas a mallas metálicas previamente atadas a las rocas, las cuales mantuvieron estables los fragmentos hasta que se produjo la fijación.

Las técnicas se detallan a continuación:

a) Fragmentos de corales sujetos individualmente a mallas metálicas (Fig.3a).

Esta técnica empleó mallas de metal usadas para la construcción de 60cm por lado, con divisiones cuadrangulares de 15cm, las cuales fueron atadas a las rocas con cable de calibre 12 y se etiquetaron con números ordinarios en cada una de las esquinas para hacer más fácil su identificación. En estas mallas fueron sujetos individualmente 20 ramas de coral (de aproximadamente 10 cm de longitud) con bridas de plástico, cuidando que la mayor parte del tejido vivo de los fragmentos hiciera contacto con el sustrato.

b) Colonias de coral pequeñas sujetas a mallas metálicas (Fig.3b).

Esta técnica consistió en atar colonias de coral pequeñas de aproximadamente 20cm³. Estas colonias se desarrollaron a partir de ramas de corales desprendidas de la estructura arrecifal, las cuales no se habían fijado aún a ningún sustrato y ya habían regenerado la sección fragmentada. Estas fueron sujetadas con bridas de plástico en las intersecciones de las mallas metálicas. Las ventajas esperadas de esta

estrategia son que se aumenta la superficie de los trasplantes en contacto con el sustrato. Aunque en la fase inicial estos trasplantes ofrecen una mayor resistencia al movimiento del agua, al generar un mayor volumen, la formación de las colonias puede ser más rápida que con los fragmentos individuales.

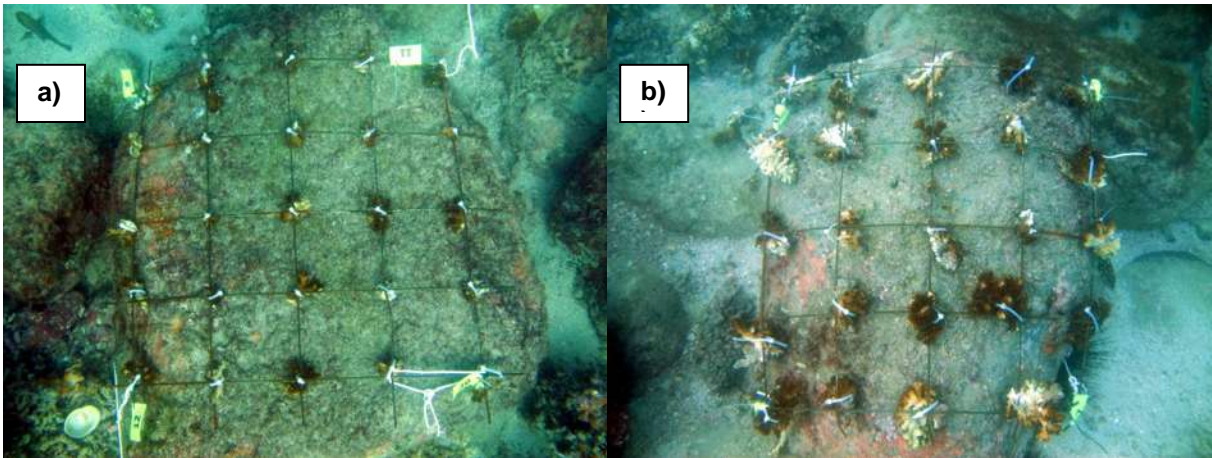


Figura 3. Detalle de las técnicas de muestreo. a) Fragmentos de corales sujetos individualmente a mallas de metal y b) Colonias de coral sujetas a mallas metálicas.

7.5. Evaluación de la efectividad de las técnicas de rehabilitación.

Para evaluar las técnicas de trasplante, se utilizaron 10 mallas metálicas con 20 fragmentos iniciando el estudio en cada época (estiaje y lluvias), 5 de ellas se utilizaron para los fragmentos individuales y las otras 5 para la fijación de colonias. Cada malla fue marcada con etiquetas en los 4 extremos para poder identificarlas y así efectuar un seguimiento del crecimiento de los trasplantes.

Posteriormente, cada malla fue fotografiada cada tres meses durante un año. Esta actividad fue realizada usando equipo de buceo autónomo y una cámara digital Canon G12 con carcasa submarina, con la cual se pudo tomar imágenes *in situ*. Los parámetros a usar en cada fragmento fueron altura (cm) y diámetro (cm) (Fig.4), los cuales fueron medidos con una regla metálica de 30cm. La medición consistió en colocar la regla a partir de la parte del coral que hace contacto con la

roca, hasta el extremo de la rama más grande en caso de las colonias, y de extremo a extremo en los fragmentos individuales.

Esta información fue útil para establecer un registro de la evolución y crecimiento de los trasplantes con cada técnica usada.

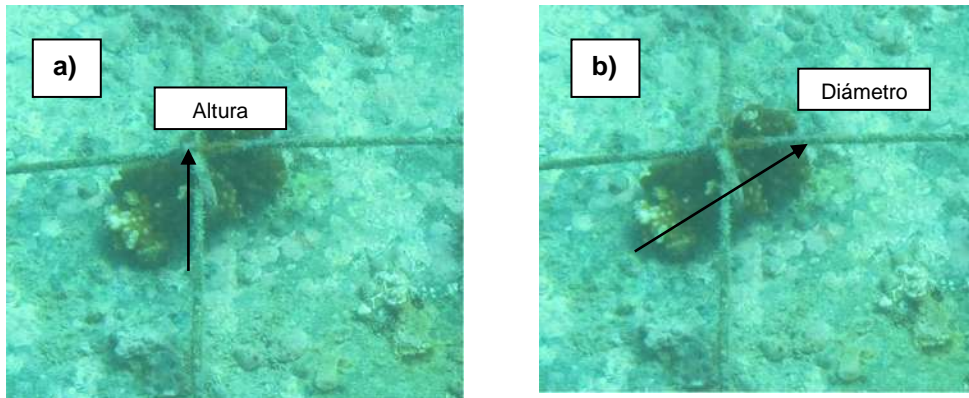


Figura 4. Detalle de la medición de la altura y diámetro máximo de los trasplantes.

7.6. Tasa de crecimiento de trasplantes

Se realizó un análisis para determinar si el depósito de carbonato podría ejercer un efecto en el éxito inicial de fijación durante el trasplante de corales. Para este propósito, el depósito de carbonato se midió en un conjunto de cinco réplicas de colonias de coral ancladas, fragmentos de coral y pequeñas colonias sueltas, utilizando el método de tinción con alizarina, las cuales se tiñeron con dicho colorante con una solución de 0.4gr de alizarina por litro de agua marina. Todas las réplicas permanecieron en el arrecife durante tres meses, y posteriormente se retiraron, almacenándose en formol al 4% y ulteriormente fueron transportadas al laboratorio. Cada trozo de coral se enjuagó con agua dulce y el tejido de coral fue sumergido en hipoclorito de sodio al 4%. Una vez limpio el esqueleto de coral, se enjuagó con agua destilada y se cortó con una sierra de diamante (Dremel 3000), en las secciones transversales, en total se realizaron 10 cortes por sección con un espesor de 7mm. Posteriormente, utilizando un microscopio estereoscópico con cámara integrada (Leica EZ4 HD), cada sección fue fotografiada y analizada con

el software Leica LAS EZ, midiendo la distancia (mm) entre la superficie del esqueleto y la marca de la alizarina, ubicándose cinco marcas por corte (fig. 5).

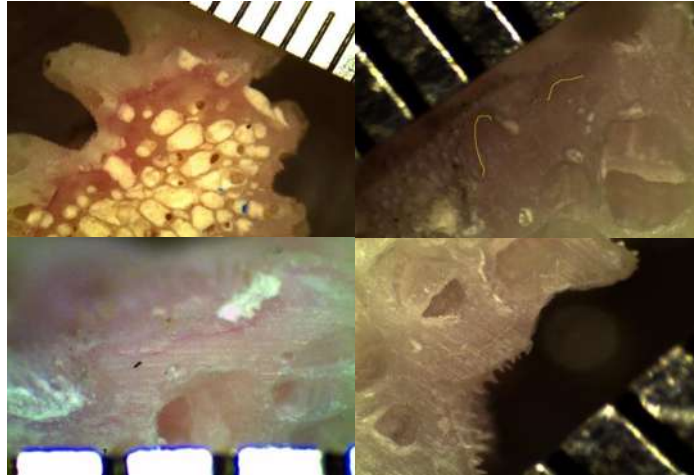


Figura 5. Medición de marcas de alizarina en cortes de coral

7.7. Análisis de los datos

La cobertura de corales vivos, así como la supervivencia de los trasplantes a lo largo del periodo de estudio fue analizado para comprobar los supuestos de normalidad y homocedasticidad (prueba de **Kolmogorov-Smirnov, Sokal & Rohlf 1981**). En el caso de los que no cumplieron estos requisitos, los datos fueron transformados usando la raíz cuarta (**Field et al 1982**). La efectividad entre ambas técnicas de trasplante fueron comparadas usando el Análisis de la Varianza (ANOVA) de una vía con medidas repetidas, en la que el factor de repetición fueron los periodos de muestreo y el factor independiente fue cada parámetro medido en ambos tratamientos de trasplante (porcentaje de supervivencia y área/altura promedio de los trasplantes). Para evaluar si las técnicas de trasplante produjeron un cambio significativo en la cobertura arrecifal, el promedio de la cobertura de los corales vivos fue analizado con un ANOVA de una vía usando el periodo de muestreo como factor (cuatro niveles, que fueron los periodos de muestreo).

8. RESULTADOS

8.1. Cobertura de los componentes del sustrato

Entre los componentes coralinos, en base a los resultados ANOVA (tabla 1) el sustrato dominante fue el coral vivo con un $19.10 \pm 16.47\%$ de cobertura, seguido del escombro con $3.93 \pm 4.63\%$. Los componentes que presentaron menor cobertura fueron la matriz arrecifal muerta y la matriz arrecifal muerta cubierta por algas, que registraron un $0.45 \pm 1.22\%$ (fig. 6a). Por otro lado, entre los componentes no coralinos, la roca, con un registro del $56.29 \pm 24.08\%$ de cobertura, fue el sustrato más abundante, seguido por las algas calcáreas con un $40.59 \pm 21.42\%$. Las algas filamentosas estuvieron presentes en un $11.06 \pm 8.81\%$ del sustrato, la arena en un $6.69 \pm 5.79\%$, mientras que las algas foliosas solo estuvieron presentes en un $0.73 \pm 2.30\%$ (fig. 6b).

Tabla 1. Resumen de los resultados de la ANOVA de una vía para el análisis del porcentaje de cobertura de los componentes coralinos (CVA, ESC, CMA Y CMA ALGAS) y no coralinos (CAL, FIA, FLA, ARENA Y ROCA) al inicio de la rehabilitación (noviembre del 2012).

ANOVA	Componentes coralinos	Componentes no coralinos
Sustratos	F=73.6, P<0.05 (s)	F=26.59, P<0.05 (s)

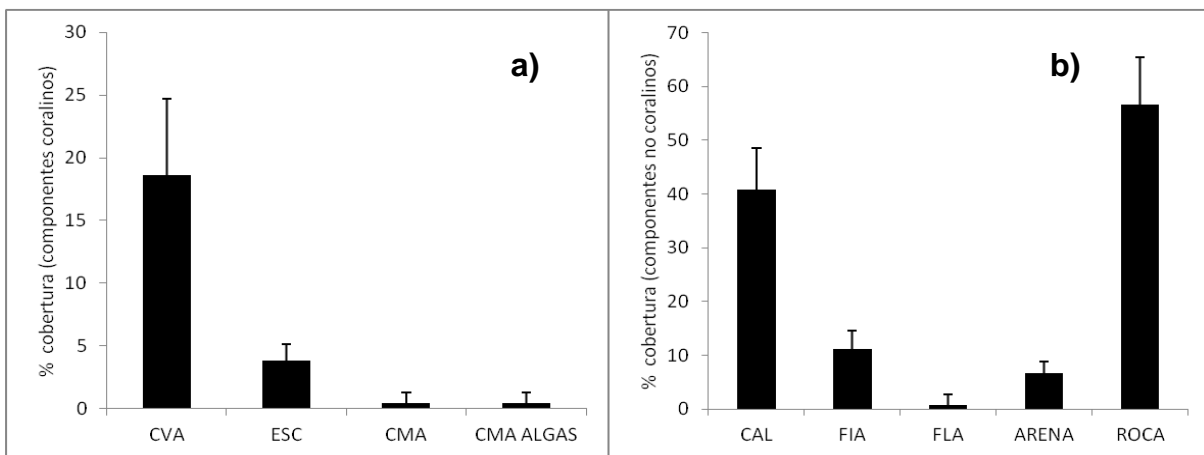


Figura 6. Porcentaje de cobertura de los componentes coralinos, coral vivo (CVA), escombro (ESC), coral muerto (CMA) y coral muerto cubierto por algas (CMA ALGAS) (a) y de los componentes no coralinos, algas calcáreas (CAL), algas filamentosas (FIA), algas foliosas (FLA), arena y roca (b), de la comunidad coralinas de Playa Las Gatas, Zihuatanejo, Guerrero, al inicio de la rehabilitación (noviembre del 2012). Las líneas verticales sobre las columnas indican la desviación estándar.

8.2. Parámetros ambientales

De acuerdo a los análisis de varianza para la tasa de sedimentación (fig. 7a), únicamente hubo diferencias significativas entre abril y julio del 2014, variando la tasa de sedimentación de 0.72 ± 0.13 a $0.12 \pm 0.02 \text{Kg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ respectivamente ($F=9.305$, $p<0.005$). En cuanto a la transparencia del agua, esta no mostró diferencias significativas entre ninguna de las temporadas de muestreo, variando esta de 5.42 ± 1.15 a $7.92 \pm 0.69 \text{m}$ de agosto a noviembre del 2013 (fig. 7b). Respecto a la temperatura del agua esta vario de 26.39 ± 0.07 a $31.21 \pm 0.22^\circ\text{C}$ a lo largo del estudio (fig. 7c).

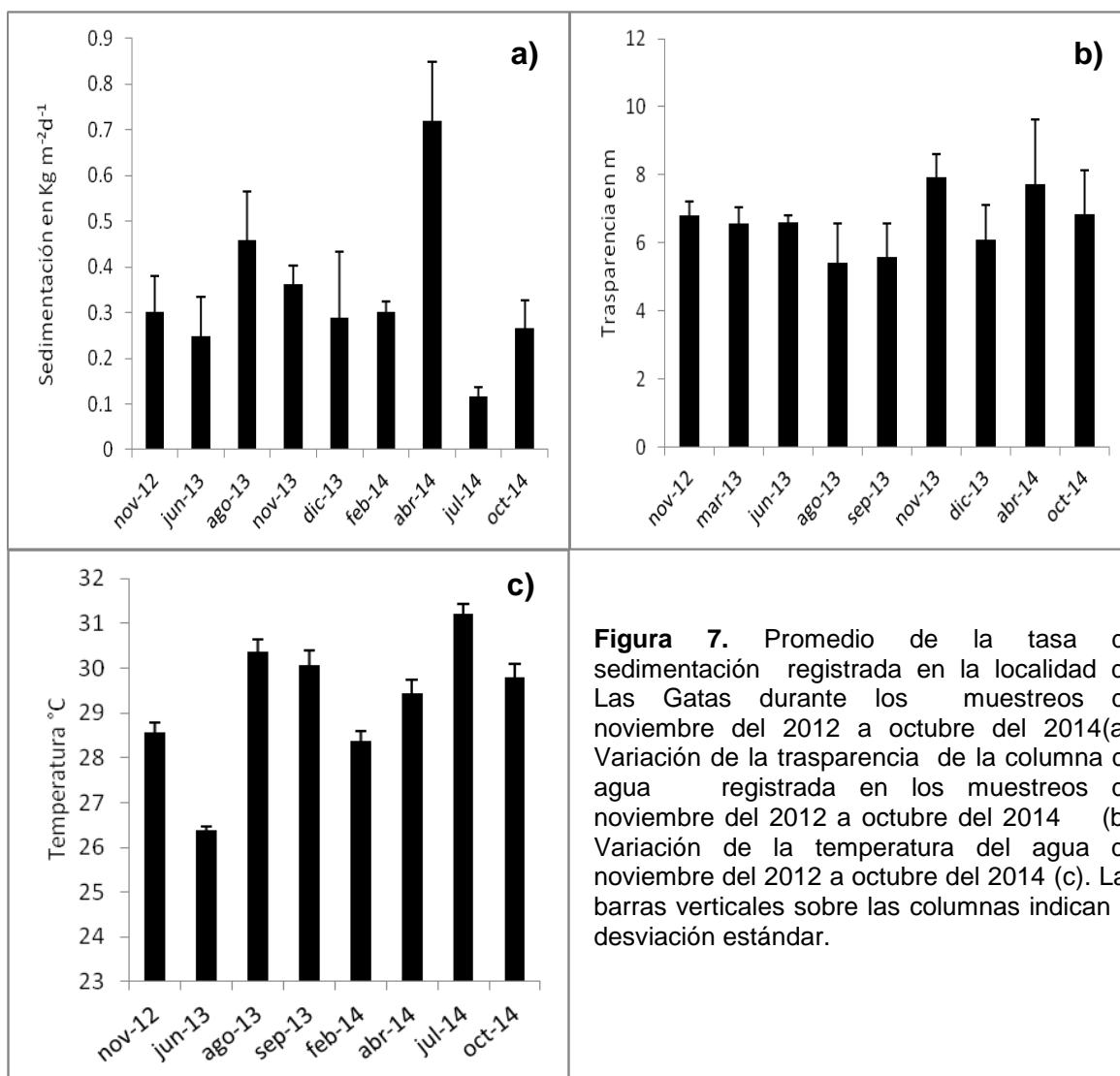


Figura 7. Promedio de la tasa de sedimentación registrada en la localidad de Las Gatas durante los muestreos de noviembre del 2012 a octubre del 2014(a). Variación de la transparencia de la columna de agua registrada en los muestreos de noviembre del 2012 a octubre del 2014 (b). Variación de la temperatura del agua de noviembre del 2012 a octubre del 2014 (c). Las barras verticales sobre las columnas indican la desviación estándar.

8.3. Porcentaje de Fijación

El experimento de trasplante iniciado durante la temporada de estiaje no mostró diferencias significativas entre los dos tipos de trasplante durante el experimento (tabla 2, fig. 8a). No obstante, durante los primeros dos meses los fragmentos de coral alcanzaron un porcentaje de fijación de $19.66 \pm 14.89\%$ respecto al $9.96 \pm 1.53\%$ registrado en las colonias. En los muestreos subsecuentes, aunque no se observaron diferencias significativas, los fragmentos tendieron a mostrar un porcentaje mayor de fijación que las colonias. De los 2 a los 6 meses, los fragmentos aumentaron de $19.66 \pm 14.89\%$ a $92.20 \pm 7.67\%$, manteniéndose un porcentaje de fijación de $98 \pm 4\%$ a partir de los 9 meses. En las colonias, el porcentaje de fijación varió de $9.96 \pm 1.53\%$ a $86.43 \pm 18.86\%$ de los 2 a los 12 meses.

En el experimento de trasplante iniciado durante la época de lluvias no se detectaron diferencias significativas entre los dos tipos de trasplantes en cada muestreo, pero en los primeros tres meses las colonias tendieron a mostrar una mayor capacidad de fijación y en los demás muestreos fueron los fragmentos (tabla 2, fig 8b). No obstante, en cada tipo de trasplante si se detectó una variación significativa en el porcentaje de fijación registrado entre los tres primeros meses y los seis meses, con un aumento del $34.18 \pm 19.90\%$ al $67.80 \pm 18.65\%$ en los fragmentos y del $42.32 \pm 12.33\%$ al $65.02 \pm 16.44\%$ en las colonias. A partir de los 8 meses, en los fragmentos el porcentaje de fijación aumentó de $89.27 \pm 7.18\%$ a $92.91 \pm 6.07\%$ y en las colonias aumentó de $78.61 \pm 13.58\%$ a $85.52 \pm 12.58\%$.

Tabla 2. Resumen de los resultados de la ANOVA de dos vías para el análisis del porcentaje de fijación de los trasplantes (colonias-fragmentos) de la temporada de estiaje (noviembre del 2012 a noviembre del 2013) y la temporada de lluvias (agosto del 2013 a octubre del 2014).

ANOVA	Estiaje	Lluvias
Trasplantes	F=6.258, P<0.05 (s)	>0.05 (ns)
Muestreo	F=39.087, P<0.05 (s)	F=20.489, P<0.05 (s)
Trasplantes*muestreo	>0.05 (ns)	>0.05 (ns)

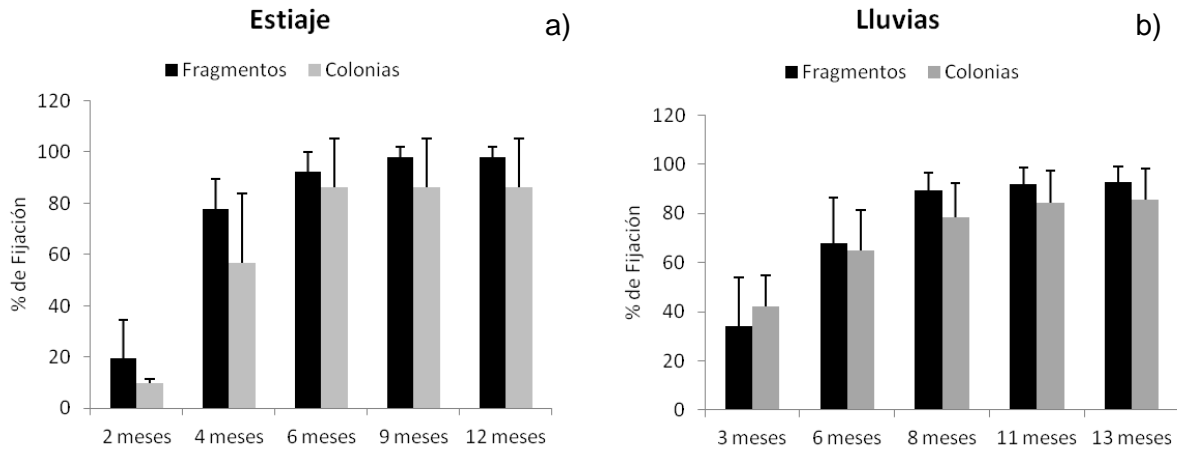


Figura 8. Porcentaje de fijación de trasplantes (colonias-fragmentos) colocados durante la temporada de estiaje (noviembre del 2012), a los 2 meses, 4 meses, 6 meses, 9 meses y 12 meses (a), y porcentaje de fijación de trasplantes (colonias-fragmentos) colocados durante la temporada de lluvias (agosto del 2013), a los 3 meses, 6 meses, 8 meses, 11 meses y 13 meses (b). Las líneas verticales sobre las columnas indican la desviación estándar.

8.4. Porcentaje de Crecimiento de trasplantes

En base a los análisis de varianza el crecimiento en altura de los trasplantes del estudio iniciado en la temporada de estiaje mostró diferencias significativas entre los dos tipos de trasplantes y entre los periodos de muestreo (tabla 3, fig. 9a). En fragmentos de coral a los 12 meses se registró una variación en la altura de $161.18 \pm 68.87\%$ respecto a un $88.29 \pm 32.12\%$ registrado en las colonias. En cuanto a los periodos de muestreo hubo un aumento significativo de los primeros 4 a los 12 meses, de $49.42 \pm 36.02\%$ a $161 \pm 68.87\%$ en los fragmentos y de $27.77 \pm 27.92\%$ a $88 \pm 32.12\%$ en las colonias.

En el experimento iniciado en lluvias se detectaron diferencias significativas a nivel de trasplantes, así como en los periodos de muestreo (tabla 3, fig. 9b), puesto que a los 13 meses hubo un aumento de $209.63 \pm 43.65\%$ en fragmentos respecto a $124.33 \pm 15.83\%$ en colonias. Y en cuanto a los periodos de muestreo de los primeros 8 meses a los 13 meses, se registró en los fragmentos una variación de $60.89 \pm 6.44\%$ a $107.26 \pm 25.75\%$ y en las colonias de $54.92 \pm 22.41\%$ a $99.98 \pm 19.74\%$.

Tabla 3. Resumen de los resultados de la ANOVA de dos vías para el análisis del porcentaje de crecimiento en altura de los trasplantes (colonias-fragmentos) de la temporada de estiaje (noviembre del 2012 a noviembre del 2013) y la temporada de lluvias (agosto del 2013 a octubre del 2014)

ANOVA	Estiaje	Lluvias
Trasplantes	F=8.035, P<0.05 (s)	F=17.032, P<0.05 (s)
Muestreo	F=5.312, P<0.05 (s)	F= 25.532, P<0.05 (s)
Trasplantes*muestreo	> 0.05 (ns)	>0.05 (ns)

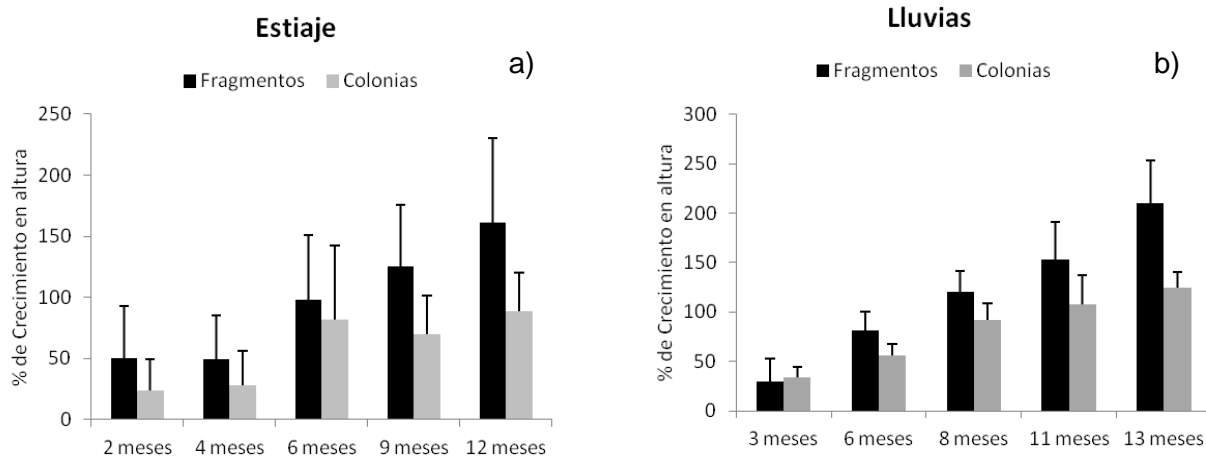


Figura 9. Porcentaje de crecimiento en altura de trasplantes (colonias-fragmentos) colocados durante la temporada de estiaje (noviembre del 2012), a los 2 meses, 4 meses, 6 meses, 9 meses y 12 meses (a), y porcentaje de crecimiento en altura de trasplantes (colonias-fragmentos) colocados durante la temporada de lluvias (agosto del 2013), a los 3 meses, 6 meses, 8 meses, 11 meses y 13 meses (b). Las líneas verticales sobre las columnas indican la desviación estándar.

En el experimento de rehabilitación que se inició en la temporada de estiaje, el crecimiento en diámetro registró diferencias significativas entre los tipos de trasplantes, entre los periodos de muestreo, así como también en su interacción periodo*trasplantes (tabla 4, fig. 10a). En esta temporada los fragmentos mostraron un crecimiento mayor que las colonias a partir de los 9 meses, siendo de $84.40 \pm 14\%$ vs. $51.93 \pm 7\%$ respectivamente. A los 12 meses esta tendencia se mantuvo, registrándose un crecimiento de $106.80 \pm 24.45\%$ en los fragmentos

contra $72.94 \pm 7.58\%$ en las colonias. En ambos tipos de trasplante el crecimiento fue notorio a partir de los primeros 6 meses: en los fragmentos el porcentaje de crecimiento aumentó hasta un $53.74 \pm 12.46\%$ y en las colonias hasta un $50.34 \pm 19.72\%$. En el trasplante iniciado en la época de lluvias únicamente se registraron diferencias significativas a nivel de muestreo (tabla 4, fig. 10b), ya que dentro de los primeros 6 meses la fijación en ambos tipos de trasplantes se mantuvo dentro de un $14.35 \pm 6.16\%$ a $31.58 \pm 12.94\%$, y a partir de los 8 meses estos mostraron un aumento significativo que llegó a los 13 meses a $107.26 \pm 25.75\%$ en fragmentos y $99.98 \pm 19.74\%$ en colonias.

Tabla 4. Resumen de los resultados de la ANOVA de dos vías para el análisis del porcentaje de crecimiento en diámetro de los trasplantes (colonias-fragmentos) de la temporada de estiaje (noviembre del 2012 a noviembre del 2013) y la temporada de lluvias (agosto del 2013 a octubre del 2014).

ANOVA	Estiaje	Lluvias
Trasplantes	F=15.274, P<0.05 (s)	>0.05 (ns)
Muestreo	F=45.437, P<0.05 (s)	F= 32.135, P<0.05 (s)
Trasplantes*muestreo	F=3.979, P<0.05 (s)	>0.05 (ns)

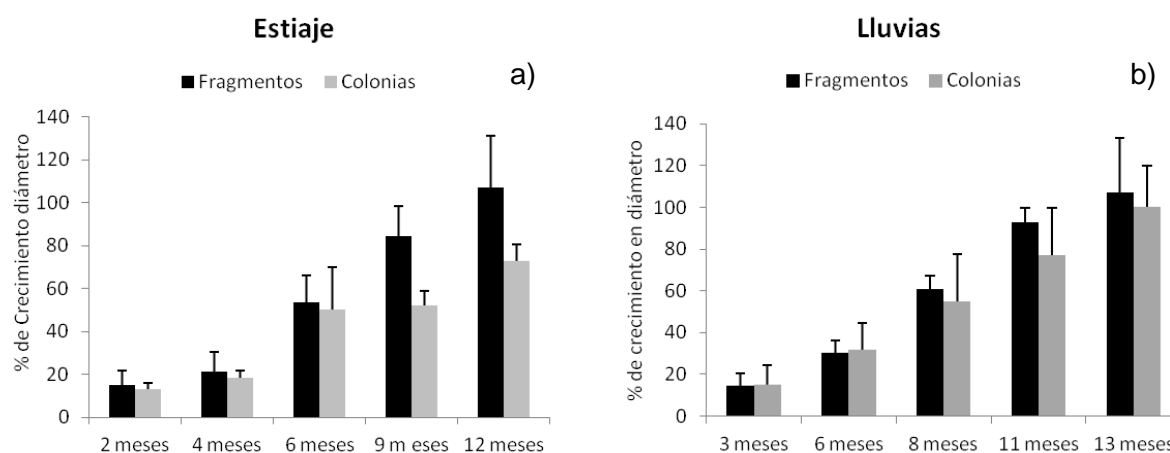


Figura 10. Porcentaje de crecimiento en diámetro de trasplantes (colonias-fragmentos) colocados durante la temporada de estiaje (noviembre del 2012), a los 2 meses, 4 meses, 6 meses, 9 meses y 12 meses (a), y porcentaje de crecimiento en diámetro de trasplantes (colonias-fragmentos) colocados durante la temporada de lluvias (agosto del 2013), a los 3 meses, 6 meses, 8 meses, 11 meses y 13 meses (b). Las líneas verticales sobre las columnas indican la desviación estándar.

8.5. Porcentaje de Supervivencia

Durante la rehabilitación iniciada en la temporada de estiaje, los análisis de varianza únicamente mostraron diferencias significativas en las periodos de muestro (tabla 5, fig. 11a). El porcentaje de supervivencia en fragmentos varió de los primeros 4 a los 12 meses de un $99 \pm 2\%$ a un $90.98 \pm 6.48\%$ y en colonias de un $97.62 \pm 4.76\%$ a un $62.80 \pm 43.42\%$. En los trasplantes colocados inicialmente en la temporada de lluvias hubo diferencias significativas (tabla 5, fig. 11b) de los 8 a los 13 meses, en fragmentos la supervivencia fue de un $97.61 \pm 2.76\%$ a un $62.95 \pm 42.78\%$ y en las colonias de un $95.49 \pm 6.16\%$ a un $45.65 \pm 53.19\%$. Esta disminución en el porcentaje de supervivencia en el último mes de muestreo de ambas temporadas, se dio a causa de la destrucción de algunas mallas, posiblemente a consecuencia del anclaje de embarcaciones o al paso de un huracán. Si éstas no se hubieran perdido se tendría registrado para los trasplantes colocados inicialmente en la temporada de secas un porcentaje de supervivencia de $96.50 \pm 4.73\%$ en fragmentos y $91.20 \pm 8.45\%$ en colonias, y para la temporada de lluvias se habría registrado $92.73 \pm 9.51\%$ en fragmentos y un $86.90 \pm 16.75\%$ en colonias.

Tabla 5. Resumen de los resultados de la ANOVA de dos vías para el análisis del porcentaje de supervivencia de los trasplantes (colonias-fragmentos) de la temporada de estiaje (noviembre del 2012 a noviembre del 2013) y la temporada de lluvias (agosto del 2013 a octubre del 2014).

ANOVA	Estiaje	Lluvias
Trasplantes	>0.05 (ns)	>0.05 (ns)
Muestreo	F=3.061, P<0.05 (s)	F=5.272, P<0.05 (s)
Trasplantes*muestreo	>0.05 (ns)	>0.05 (ns)

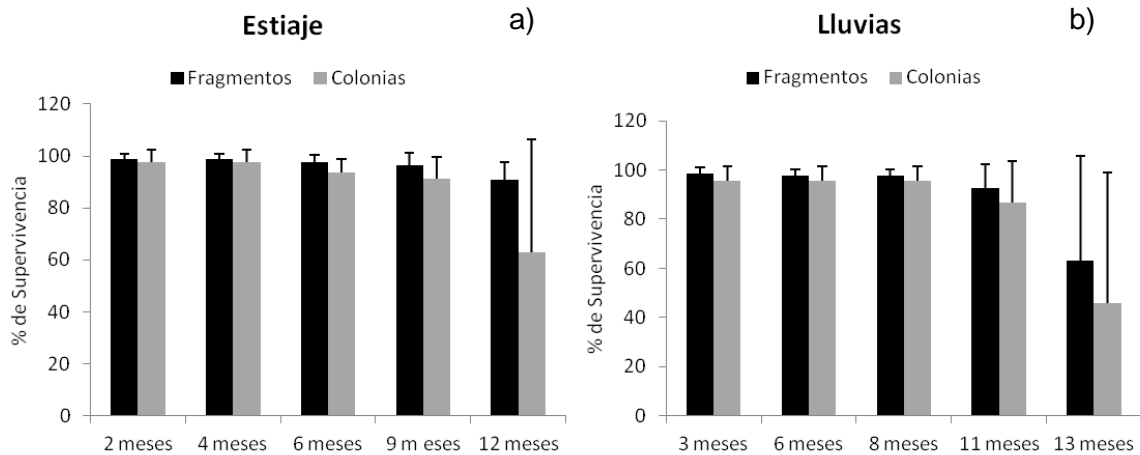


Figura 11. Porcentaje de supervivencia de trasplantes (colonias-fragmentos) colocados durante la temporada de estiaje, a los 2 meses, 4 meses, 6 meses, 9 meses y 12 meses (enero del 2013 a noviembre del 2013) (a), y porcentaje de supervivencia de trasplantes (colonias-fragmentos) colocados durante la temporada de lluvias, a los 3 meses, 6 meses, 8 meses, 11 meses y 13 meses (agosto del 2013 a octubre del 2014) (b). Las líneas verticales sobre las columnas indican la desviación estándar.

8.6. Tasa de crecimiento de trasplantes

El depósito de carbonato de calcio se determinó a los 3 meses de haber llevado a cabo la tinción de alizarina, registrándose en este periodo un incremento significativo ($F=8.399$, $P<0.05$) de 0.35mm en ambos tipos de trasplantes (fragmentos-colonias), respecto a 0.27mm en las colonias ancladas al sustrato (fig.12).

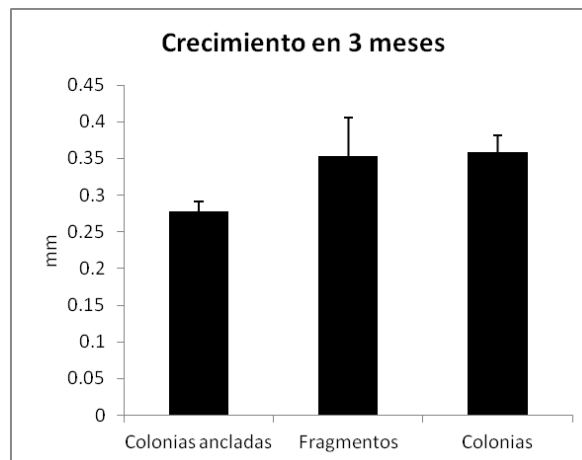


Figura 12. Crecimiento en base a tinción de Alizarina en Colonias ancladas, Fragmentos desprendidos y Colonias sueltas en el arrecife de Playa Las Gatas. Colocados en julio del 2014 y recogidos en octubre del 2014. Las líneas verticales sobre las columnas indican la desviación estándar.

9. DISCUSIÓN

9.1. Características ambientales y estado de conservación de Playa Las Gatas

A nivel global, los efectos directos del impacto antropogénico y de los fenómenos meteorológicos alterados por el cambio climático han llevado a la pérdida parcial o total de la cobertura de corales vivos en los ambientes arrecifales, por lo que cada vez es más urgente implementar medidas de rehabilitación para la recuperación de estos ecosistemas.

En Playa Las Gatas, las características ambientales mostraron ser subóptimas para el desarrollo coralino durante el presente estudio. La tasa de sedimentación, por ejemplo, varió de 0.12 ± 0.02 a $0.72 \pm 0.13 \text{ Kg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Se ha observado que los niveles altos de sedimentación no sólo afectan el crecimiento de los corales, sino también influyen en su diversidad y abundancia, ya que se reduce el reclutamiento larval, además de afectar el proceso de calcificación y su productividad (**Rogers 1990, James et al. 2005, Granja-Fernández y López-Pérez 2008, Flórez-Leiva et al. 2010**). En este sentido, estudios previos muestran que el límite tolerable de sedimentación para los corales es aproximadamente de $0.1 \text{ kg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (**Rogers 1990**). No obstante, los niveles de sedimentación registrados en nuestro estudio parecen ser frecuentes en sitios con comunidades coralinas en el Pacífico mexicano, pues en el área de estudio se han registrado condiciones de $0.71 \text{ kg m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ a $1.57 \text{ kg m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ (**Nava et al. 2014**), mientras que otros sitios con arrecifes en buenas condiciones se han reportado tasas de $0.4 \text{ kg m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ a $2.0 \text{ kg m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ en Nayarit (**Nava y Carballo 2013**) y de $0.039 \text{ kg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ a $1.789 \text{ kg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ en Oaxaca (**Granja-Fernández y López-Pérez 2008**). La transparencia de la columna de agua en Playa Las Gatas fue baja, pues varió de 5.42 ± 1.15 a $7.92 \pm 0.69 \text{ m}$. En arrecifes relativamente conservados, se espera que la transparencia del agua presente niveles superiores a los 20m (**Bautista-Guerrero 2006**). No obstante, estas condiciones también parecen comunes en Zihuatanejo, pues sitios como el arrecife de Islote Zacatoso y Playa Riscalillo, que se consideran arrecifes bien conservados, han presentado niveles de

trasparencia tan bajos como 7.5 m y tan altos como 15-16 m, mientras que arrecifes como Caleta de Chon, que han sido afectados por la deforestación costera, ha presentado niveles de transparencia tan bajos como 5 m (**Nava et al. 2014**). Estas condiciones podrían influir negativamente en la supervivencia de los trasplantes, ya que son determinantes para la incidencia de la luz, que influye en la capacidad fotosintética de los simbiontes de los corales (**Granja-Fernández y López-Pérez 2008**). Niveles bajos de la transparencia del agua podrían ser causados por material en suspensión, que puede aumentar bajo situaciones de alta sedimentación (**Ogston et al. 2004, James et al. 2005**). Estas características ambientales pueden ser inductoras de estrés en los corales, provocando efectos negativos en su crecimiento, reproducción y en estado de salud general (**Buddemeier et al. 2004, James et al. 2005, Granja-Fernández y López-Pérez 2008**).

Playa Las Gatas presentó una cobertura de coral vivo en un $19.10 \pm 16.47\%$, la cual consiste en colonias dispersas creciendo sobre las rocas y cabezas de coral desprendido sobre la arena. Valores de cobertura de corales vivos entre 55.82 y 74.39% (**Edinger et al. 1998, Vargas- Ochoa y Ramírez-Gallego 2008**) son considerados indicativos de arrecifes en un estado de desarrollo aceptable, mientras que aquellos con valores entre 15.10 y 16%, representan un estado mediano de la cobertura de coral (**Fernández y Alvarado 2004, Vargas- Ochoa y Ramírez-Gallego 2008**). Arrecifes ubicados en zonas someras que llegan a presentar valores de cobertura de coral vivo de un 10%, han sido documentados bajo factores de impacto antropogénico como eutrofización, sobrepesca, tasas altas de sedimentación y cambio climático (**Domínguez et al. 2010**). Por otro lado, en arrecifes afectados por la cercanía de los puertos y la descarga de aguas residuales se han registrado niveles de cobertura cercanos al 9.83% (**Edinger et al. 1998**). En Playa las Gatas, la cobertura de la matriz arrecifal muerta alcanzó solamente un $0.45 \pm 1.22\%$ de la superficie del fondo, mientras que el escombros coralino fue el principal sustrato coralino muerto, cubriendo un $3.93 \pm 4.63\%$. La proporción entre la cobertura coral muerto y coral vivo es un importante indicador del estado de conservación arrecifal y en Playa Las Gatas estos valores de

cobertura no indican una pérdida importante de la cobertura de coral vivo recientemente. Estos valores son bajos en comparación a otros arrecifes de nuestra área de estudio en un mejor estado de conservación, donde se han registrado valores entre 0.1% y 7% de escombros y coberturas de coral vivo que varían entre 67% y 77% **(Nava et al. 2014)**. No obstante, este indicador del estado de conservación no siempre se relaciona con el grado de desarrollo de los arrecifes. Por ejemplo, arrecifes medianamente desarrollados (4km de longitud y 800m de ancho) y bien desarrollados, donde se han registrado valores entre 13.81% y 58.93% para coral muerto y 13.40% y 21.5% para coral vivo **(Edinger et al. 1998, García et al.1995, Vargas-Ochoa y Ramírez-Gallego 2008)** no deberían considerarse como bien conservados. En un escenario opuesto, arrecifes con una baja cobertura de coral vivo (16%), pero aún más baja cobertura de coral muerto (0.2%) son considerados como poco degradados por influencia humana **(Fernández y Alvarado 2004)**.

Las rocas y las algas calcáreas fueron los sustratos con el mayor porcentaje de cobertura ($56.29 \pm 24.08\%$ y $40.59 \pm 21.47\%$, respectivamente), mostrando condiciones parecidas a las registradas previamente en el sitio de estudio (63% y 15%, respectivamente) **(Nava et al. 2013)**. Mientras que la roca constituye un sustrato estable necesario para el reclutamiento coralino, las algas calcáreas propician condiciones que favorecen el asentamiento larval del coral debido a la interacción con comunidades bacterianas asociadas que facilitan el proceso **(Harrington et al. 2015, Ritson-Williams et al. 2014, Quéré y Nugues 2015)**. En este sentido, debido a su alta abundancia las algas calcáreas podrían ser un sustrato importante para el establecimiento de los corales del sitio de estudio. No obstante, también se ha reconocido que arrecifes afectados por el exceso de nutrientes y por altos niveles de sedimentación la cobertura de algas calcáreas llega a alcanzar valores entre 50 y 80% **(Jones et al. 2008)**, por lo que el papel de estos organismos en Playa Las Gatas debería estudiarse con más detalle.

9.2. Efectividad de la técnica de trasplante.

Las pruebas de trasplante mostraron que durante la temporada de estiaje se obtuvo una fijación más rápida y efectiva respecto a la temporada de lluvias y que los primeros cuatro meses fueron críticos para que la mayor parte de los trasplantes se fijaran al sustrato. Aunque existen pocos estudios de trasplantes donde se registre el tiempo de fijación, el periodo de fijación registrado en nuestro estudio es similar al de tratamientos de trasplante de corales *P. verrucosa* y *P. damicornis* (**Tortolero-Langarica et al. 2014**) y de *Acropora palmanta* (**Oviedo 2011**), donde hacen uso de colonias de coral muerto como sustrato. Cabe resaltar que el tiempo de fijación podría depender del tipo de material que se utilice como sustrato, pues en trasplantes de coral hechos sobre estructuras de cemento la fijación fue sustancial sólo después de seis meses (**Alasdair y Gómez 2007, Tortolero-Langarica et al. 2014**).

De los dos tipos de trasplante, los fragmentos de coral fueron los que mostraron una mayor capacidad de fijación respecto a las colonias. En corales ramificados, el periodo de fijación al sustrato se extiende entre 3 y 4 meses y por lo general las especies de coral que tienden a fragmentarse como *Acropora* sp., llegan a fijarse más rápidamente al sustrato (**García et al. 1995**). La fijación de los trasplantes, pudo ser influida por el movimiento causado por las corrientes de agua, por lo que los fragmentos de menor tamaño podrían haber ofrecido menos resistencia al agua aumentando sus posibilidades de fijación. Esto podría ser más complicado para las colonias, ya que a pesar de que tienen mayor superficie en contacto con el sustrato son más susceptibles por su tamaño (20cm^3) al movimiento del agua (**Linan-Cabello et al. 2010**). En nuestro estudio uno de los factores relevantes para el éxito de supervivencia fue el porcentaje de fijación inicial (**Bothwell 1982 en Rojas et al. 2008, Williams y Miller 2010**), ya que de esto dependió que los corales pudiesen contender con los cambios ambientales estacionales en el sitio (**Spieler et al. 2001**). Una vez fijados al sustrato, los trasplantes de coral son poco susceptibles a ser desprendidos por las corrientes, por lo cual podrían invertir su energía en su crecimiento y supervivencia.

El porcentaje de crecimiento en altura de los dos tipos de trasplante de coral colocados en la época de estiaje fue similar durante los primeros cuatro meses. A partir de los 6 meses la altura de los fragmentos trasplantados duplicó la altura de las colonias y esta proporción se mantuvo hasta el final del experimento, con un aumento de hasta $161.18 \pm 68.87\%$ en los fragmentos contra un $88.29 \pm 32.12\%$ en las colonias. No obstante, los trasplantes colocados en la época de lluvias mostraron un mayor aumento en altura, con un crecimiento promedio del $209.63 \pm 43.65\%$ en fragmentos y un $124.33 \pm 15.83\%$ en colonias. El crecimiento en diámetro de los trasplantes colocados en la temporada de estiaje fue mayor en los fragmentos de coral, que al final de un año alcanzaron un diámetro de $106.80 \pm 24.45\%$ respecto a un $72.94 \pm 7.58\%$ alcanzado por las colonias. Sin embargo, en la temporada de lluvias el crecimiento en diámetro fue similar en ambos tipos de trasplante, registrándose un crecimiento de $107.26 \pm 25.75\%$ en fragmentos y $99.98 \pm 19.74\%$ en colonias. Estos resultados sugieren que el crecimiento en diámetro fue similar en los trasplantes iniciados en ambas épocas.

Estos resultados son parecidos a los obtenidos por **Tortoledo-Langarica et al. (2014)** quien trasplantó corales Pocilloporidos en dos tipos de sustrato (artificial y natural). En su estudio, los autores registraron un porcentaje de crecimiento en altura de 185% y en diámetro de 182% al cabo de un año. Por otro lado, Oviedo (2011) registró crecimiento en 63% de los trasplantes de corales ramificados del género *Acropora*, colocados durante la época de secas y en 46% de los trasplantes colocados en la época de lluvias. En la mayoría de los experimentos de rehabilitación, los trasplantes utilizados son corales ramificados, ya que tienen una mayor tasa de crecimiento, entre aproximadamente 1 hasta 10cm por año. Los corales de género *Acropora*, por ejemplo, son los más utilizados, pues tienen una tasa de crecimiento lineal de aproximadamente 3cm por año (**Padilla y Lara 1996**). En Puerto Morelos Quintana Roo, *Acropora palmata* alcanzó un crecimiento apical promedio de 0.68cm/año, teniendo correlación con el tamaño de la colonia y un incremento basal de 2.76cm/año (**Padilla y Lara 1996**). En otros estudios hechos con esta misma especie, se ha observado un crecimiento de 7.25cm/año, mientras que para especies como *Montastraea annularis* la tasa de crecimiento

anual registrada es de 0.73cm (**Jaap 2000**). Por otro lado, la tasa de crecimiento encontrado para los corales del género *Pocillopora* varía desde 1.3cm hasta 3.9cm por año. En el trabajo de **Tortolero-Langarica et al. (2014)** con corales del género *Pocillopora* se registró un crecimiento de 5.63 ± 1.73 cm año⁻¹ a 4.80 ± 1.41 cm año⁻¹. Estos valores son similares a los obtenidos en el presente estudio que van de 4.82 ± 1.24 cm/año a 6.30 ± 1.72 cm/año en fragmentos y de 3.97 ± 1.18 cm/año a 5.91 ± 1.11 cm/año en colonias durante la temporada de estiaje y de 5.06 ± 0.71 cm/año a 6.24 ± 1.02 cm/año en fragmentos y 4.46 ± 0.47 cm/año a 6.40 ± 1.67 cm/año en colonias durante la temporada de lluvias. Algunos estudios de tasas de crecimiento hechos en los corales hermatípicos *Porites lobata* y *Pocillopora damicornis* en Costa Rica han demostrado que la tasa de extensión lineal es independiente del tamaño de la colonia (**Gúzman y Cortés 1989**). No obstante, se sugiere que el crecimiento de los corales depende de las condiciones climáticas y oceanográficas del sitio donde se desarrollen y también de las características ambientales locales que en su conjunto pueden determinar la velocidad de su crecimiento y su morfología (**Dustan 1975, Cortés y Risk 1985, Guzmán y Cortés 1989, Cruz-Piñón et al. 2003, Carricart-Ganivet 2011**).

El porcentaje de supervivencia registrado en el presente estudio fue considerable, lo cual indica que las técnicas empleadas para la rehabilitación son altamente efectivas. Mientras que en la temporada de estiaje la supervivencia fue cercana al 100%, en la temporada de lluvias alcanzó un 90%. Mientras que en otros estudios, como por ejemplo; el realizado por **Oviedo 2011**, que se llevó a cabo de igual manera en ambas temporadas (secas-lluvias), se registró un porcentaje de supervivencia a los 7 meses de colocar los trasplantes en secas y a los 12 meses de haberlos trasplantado en lluvias de un 9%; utilizando en dicho tratamiento coral muerto como sustrato. Cabe señalar que en el presente estudio los trasplantes que tendieron a mostrar un mayor porcentaje de supervivencia fueron los fragmentos, lo cual puede atribuirse a que su proceso de fijación fue más rápido que el de las colonias. En el último monitoreo realizado a los 12 meses se registró un decremento en las supervivencia que llegó a un $90.98 \pm 6.48\%$ en fragmentos y a un $62.80 \pm 43.42\%$ en colonias en la temporada de estiaje y a un $62.95 \pm$

42.78% en fragmentos y un $45.65 \pm 53.14\%$ en colonias en la temporada de lluvias. Es importante mencionar que en la temporada de estiaje (noviembre del 2013) esta disminución en el porcentaje de supervivencia coincidió con la destrucción de algunas mallas, posiblemente a consecuencia del anclaje de embarcaciones. Este se mostró como un evento selectivo, pues únicamente afectó a dos mallas causando la pérdida de trasplantes del tratamiento con colonias. En la temporada de lluvias, el evento causó pérdidas en ambos tipos de tratamientos, coincidiendo con el paso del Huracán Polo por las costas de Zihuatanejo en el mes de Octubre del 2014. Estos eventos son importantes en los resultados finales de este tipo de iniciativas, y deben considerarse durante la fase de planeación para asegurar el éxito de los trasplantes, tomando en cuenta también otros factores, como es la adaptabilidad de las especies, la época del año en que se inician los trasplantes y la técnica de restauración usada (**Baums 2008**).

Se han realizado estudios que consisten en atar los fragmentos de coral vivos a sustrato de coral muerto (**García et al. 1995, Jaap 2000, García y Nava 2006, Oviedo 2011, Tortolero-Langarica et al. 2014, Van-Hieu et al. 2015**). Algunos, usando pita como material de sujeción han registrado porcentajes de supervivencia de 30% a los tres meses, llegando hasta un 0% a los cinco meses (**García et al. 1995**). Por otro lado, en estudios donde llevan a cabo el mismo tratamiento pero el material de sujeción son bridas de plástico el porcentaje de supervivencia es cercano al 67% (**Tortolero-Langarica et al. 2014**). En un estudio realizado por **Van-Hieu et al. 2015** el porcentaje de supervivencia de los trasplantes a los 230 días fue de un 71.1%. En otro de los tratamientos evaluados en el estudio de **García et al. 1995**, se sujetaron fragmentos de coral a estacas de madera sobre el sustrato arenoso, en el cual se registró un porcentaje de supervivencia del 0% a partir de los dos primeros meses de haber iniciado el tratamiento. En las técnicas basadas en asentamiento de larvas de coral en placas de rejilla (**Suzuki et al. 2011**), se registró un porcentaje de supervivencia al cabo de seis meses de un 14%, mientras que en trabajos en los que se utiliza cemento epóxico para la fijación de trasplantes, se han registrado porcentajes altos, que llegan a alcanzar un porcentaje de supervivencia entre el 70 y 95% de

supervivencia, por lo que dichos tratamientos en base a soluciones adherentes son considerados exitosos (**García et al. 1995, García y Nava 2006, Alasdair y Gómez 2007**). En otros de los tratamientos donde se hace uso de unidades flotantes (FUCA), en un año se registró el 96% de supervivencia, mientras que las estructuras para cultivo de trasplantes colocadas en el fondo (BUCA) registró un 87% de sobrevivencia (**Ruiz et al. 2013**). Por otro lado, el uso de estructuras a base de cemento y arena (**Ruiz et al. 2013, Tortolero- Langarica et al. 2014**) llamadas Taino Reef han registrado un porcentaje de supervivencia en un periodo de tres años y medio del 80% (**Ruiz et al. 2013**), y otro tipo de tratamiento hecho a base de los mismos materiales, donde se clavan varillas y posteriormente se sujetan fragmentos de coral, se registró un 87% de supervivencia (**Tortolero- Langarica et al. 2014**). En unas de las técnicas empleadas por **Johnson et al. 2001**, en la cual hacen uso de viveros, que consisten en la utilización de soluciones adherentes para fijar los trasplantes al sustrato, obtuvieron un porcentaje de supervivencia entre el 70 y 85% a los 3 años de ser trasplantados.

La rapidez de la fijación al sustrato y las distintas temporadas del año pueden hacer la diferencia entre el éxito de los trasplantes, puesto que hay que tomar en cuenta la variabilidad estacional que puede influir en el desarrollo y supervivencia de los corales. De acuerdo a los resultados de este estudio se puede inferir que la temporada de secas es la más apta para iniciar proyectos de rehabilitación. La rapidez de fijación y supervivencia de los trasplantes es mayor en dicha temporada, aunque el crecimiento fue más alto en la temporada de lluvias. Esto podría deberse a la mayor incidencia de luz en la época de verano. Sin embargo, un crecimiento más rápido no garantiza su éxito de supervivencia, tal como se registró en nuestros resultados. En relación con el tipo de trasplantes, los fragmentos son parecen los más recomendables para esta técnica de rehabilitación. Debido a su reducido tamaño son fáciles de manipular y no ofrecen resistencia al agua, lo cual ayuda a que se fijen más rápido al sustrato, además que se ha considerado que los fragmentos generados por disturbios, pueden llegar a aumentar la probabilidad de supervivencia de los trasplantes en proyectos de restauración (**Baums 2008**).

En éste estudio la utilización de mallas de metal como material de sujeción de los trasplantes, mostró ser muy efectiva, ya que con ayuda de los chichos de plástico éstas mantuvieron sujetos firmemente los trasplantes el tiempo suficiente para que quedaran fijos a la roca, además que la maleabilidad del metal permitió que éstas fueran adaptadas fácilmente a la forma de la roca.

Otra característica importante del material utilizado, fue su tiempo de degradación, ya que en aproximadamente un año los corales quedaron libres de dicho material, llegando a cubrir la mayor parte del sustrato rocoso.

No obstante, la eficiencia de una u otra técnica, nos permite hacer una propuesta que tiene como meta principal rehabilitar la cobertura de coral de Playa las Gatas, y ofrecer técnicas de bajo costo y de fácil manejo que puedan ser utilizadas posteriormente para proyectos de conservación para las comunidades interesadas en el mantenimiento de las estructuras arrecifales.

10. CONCLUSIONES

- 1) La utilización de mallas metálicas en ambientes rocosos es una buena alternativa para restaurar comunidades coralinas dañados con baja cobertura de corales vivos; ya que el material usado es resistente al embate mecánico por la corriente y el oleaje, además de que gradualmente se va desintegrando, dejando a los trasplantes fijados al sustrato rocoso, los cuales eventualmente generarán colonias de coral.
- 2) Los fragmentos de coral recientemente desprendidos parece ser la mejor fuente de trasplantes, ya que presentan mayores tasas de calcificación que pueden promover la fijación inicial, aumentando así sus posibilidades de supervivencia.
- 3) La alta disponibilidad luz de temporada de lluvias aumenta el crecimiento del trasplante y la estabilidad de las condiciones de baja energía durante la estación seca facilita la fijación inicial del trasplante, lo cual genera una mayor supervivencia de los trasplantes de coral. Por lo cual se sugiere la temporada de estiaje como apta para iniciar proyectos de rehabilitación de este tipo, pues permite que los trasplantes permanezcan estables el tiempo suficiente para fijarse al sustrato.

11. REFERENCIAS

Baqueiro CE (1975) Observaciones sobre la biología y ecología de las almejas roja, negra y blanca (*Megapitaria aurantiaca*, *M. squalida* y *Dosina ponderosa*) de la Bahía de Zihuatanejo y e Isla Ixtapa, Guerrero. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. UNAM. 117p.

Baqueiro CE (1979) Sobre la distribución de *Megapitaria aurantiaca* (Sowerby) y *Dosina ponderosa* (Gray) en relación a la granulometría del sedimento (Bivalvia: Veneridae). Nota Científica. Anales del Centro en Ciencias del Mar y Limnología. UNAM. 4:27-79.

Baums IB (2008) A restoration genetics guide for coral reef conservation. *Molecular Ecology* 17: 2796–2811.

Birkeland C (1997) Geographic differences in ecological processes on coral reefs, in: *Life and Death of Coral Reefs* (C. Birkeland, ed.), Chapman and Hall, New York. 536 p.

Buddemeier RW, Kleypas JA, Aronson RB (2004) Coral reefs and global climate change: potential contributions of climate change to stresses on coral reef ecosystems. *Pew Center for Global Climate Change*. 56 p.

Carballo JL, Bautista-Guerrero E, Nava H, Cruz-Barraza JA (2010) Cambio climático y ecosistemas costeros, Bases fundamentales para la conservación de los arrecifes de coral del Pacífico este. In: A. Hernández-Zanuy, P.M. Alcolado (Eds). *La Biodiversidad en Ecosistemas Marinos y Costeros del Litoral de Iberoamérica y el Cambio Climático: I*. Red Cyted Biodivmar, La Habana, pp 183-193.

Carricart-Ganivet JP (2011) Coral skeletal extension rate: An environmental signal or a subject to inaccuracies? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 405: 73–79.

Cesar SJ (2000) Coral reefs: Their functions threats and economic value. *Collected Essays on the Economics of Coral Reefs*, in H.S.J. Cesar (ed.), *Collected Essays on the Economics of Coral Reefs*, Kalmar, Sweden: CORDIO. 26p.

Cortés J y Risk MJ (1985) A reef under siltation stress: Cahuita, Costa Rica. *Bulletin of marine science*, 36(2): 339-356.

Cruz-Piñón G, Carricart-Ganivet JP, Espinoza-Avalos J (2003) Monthly skeletal extension rates of the hermatypic corals *Montastraea annularis* and *Montastraea faveolata*: Biological and environmental controls. *Mar. Biol.* 143: 491–500.

Domínguez JG, Gómez JC, Ricaurte C, Mayo G, Orejarena J, Díaz JM, Andrade CA (2010) Cobertura de los fondos y paisajes bentónicos asociados a formaciones diapíricas en los bancos de Salmedina, plataforma continental del Caribe Colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.* 39 (1): 117-135.

Dustan P (1975) Growth and Form in the Reef-Building Coral *Montastrea annularis*. *Marine Biology* 33: 101-107.

Edinger EN, Jompa J, Limmon GV, Widjatmoko W, Risk MJ (1998) Reef degradation and coral biodiversity in indonesia: Effects of land-based pollution, destructive fishing practices and changes over time. *Marine Pollution Bulletin* 36: 617-630

Edwards AJ y Gomez ED (2007). Reef Restoration Concepts & Guidelines: making sensible management choices in the face of uncertainty. Coral Reef Targeted Research & Capacity Building for Management program: St. Lucia, Australia. iv + 38pp.

Epstein N, Bak RPM, Rinkevich B (2003) Applying forest restoration principles to coral reef rehabilitation. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 13: 387–395.

Fernández C, Alvarado JJ (2004) El arrecife coralino de Punta Cocles, costa Caribe de Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.* 52: 121-129.

Ferse SC (2010) Poor performance of corals transplanted onto substrates of short durability. *Restoration Ecology* 18(4): 399-407.

Field JG, Clarke KR, Warwick RM (1982) A practical strategy for analysing multispecies distribution patterns. *Marine Ecology Progress Series*, 8: 37-52.

Flórez-Leiva L, Rangel-Campo A, Díaz-Ruiz M, Venera-Pontón DE, Díaz-Pulido G (2010) Efecto de la sedimentación en el reclutamiento de las macroalgas *Dictyota spp.* Y *Lobophora variegata*: un estudio experimental en el Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe Colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.* 39 (1): 41-56.

García RP, Alvarado EM, Acosta A (1995) Regeneración de colonias y transplante de fragmentos de *Acropora Palmata* (Cnidaria:Scleractinia) en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario, Caribe Colombiano. An. Ints. Invest. Mar. Punta Betín. 24: 5-21.

García R, Alvarado EM, Acosta A (1996) Crecimiento del coral *Acropora palmata* (Lamarck, 1886) en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario, Caribe Colombiano. Bol. Invest. Mar. Cost. 25: 7-18.

García E (1973) Modificaciones del Sistema de Clasificación Climática de Koppen. (para adaptarlo a las condiciones de la Republica Mexicana). Instituto de Geografía. UNAM. 264p.

García-Martínez M (2003) La formación arrecifal de Caleta de Chon, Zihuatanejo Guerrero, México: una aproximación desde la ecología del paisaje. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México. 95p.

García M y Nava G (2006) Técnicas de Restauración y Monitoreo en Arrecifes Coralinos. Curso – Taller. Oceanus A.C. Veracruz, México. 20 y 21 de Diciembre, 2006. 28 pp.

García-Martínez M (2009) Estructura comunitaria de la fauna asociada a algas submareales en tres sitios contrastantes en Zihutanejo, Gerrero. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias, UNAM. 87p.

Guzmán HM y Cortés J (1989) Growth rates of eight species of scleractinian Corals in the Eastern Pacific (Costa Rica). Bulletin of marine science, 44(3): 1186-1194.

Granja-Fernández MR y López-Pérez RA (2008) Sedimentación en comunidades arrecifales de Bahías de Huatulco,Oaxaca, México. Rev. Biol. Trop. 56 (3): 1179-1187.

Harrington L, Fabricius K, De'ath G, Negri A (2015) Recognition and selection of settlement substrata determine post-settlement survival in corals. Ecology, 85: 3428-3437.

Hoegh-Guldberg O, Mumby PJ, Hooten AJ, Steneck RS, Greenfield P,Gomez E, Harvell CD, Sale PF, Edwards AJ, Caldeira K, Knowlton N, Eakin M, Iglesias-Prieto R, Muthiga N, Bradbury RH, Dubi A, Hatziolos ME (2007) Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. Science 318:1737-1742.

Jaap WC (2000) Coral reef restoration. *Ecological Engineering* 15:345–364.

James M, Crabbe C, Smith DJ (2005) Sediment impacts on growth rates of *Acropora* and *Porites* corals from fringing reefs of Sulawesi, Indonesia. *Coral Reefs* 24: 437–441.

Jones L, Alcolado PM, Cala Y, Cobián D, Coelho V, Hernández A, Jones R, Mallela J, Manfrino C (2008). The Effects of coral bleaching in the northern Caribbean and western Atlantic. In: Wilkinson, C. y Souter, D. (eds.) *Status of Caribbean Coral Reefs after Bleaching and Hurricanes in 2005*. Townsville, Australia, Global Coral Reef Monitoring Network, pp. 73-84.

Johnson ME, Lustic C, Bartels E, Baums IB, Gilliam DS, Larson L, Lirman D, Miller MW, Nedimyer K, Schopmeyer S (2001) Best Practices for Propagation and Population Enhancement, Caribbean *Acropora*. Restoration Guide. 44p.

Liñán-Cabello MA, Flores-Ramírez LA, Laurel-Sandoval MA, García-Mendoza E, Soriano-Santiago O, Delgadillo-Nuño MA (2011) Acclimation in *Pocillopora* spp. during a coral restoration program in Carrizalez Bay, Colima, México. DOI:10.1080/10236244.2010.537440.

López-Pérez RA, Hernández-Ballesteros LM (2004) Coral community structure and dynamics in the Huatulco area, western, Mexico. *Bulletin of Marine Science*. 75(3):453-472.

Nava H y Carballo JL (2013) Environmental factors shaping boring sponge assemblages at Mexican Pacific coral reefs. *Marine Ecology*.34(3):269-279.

Nava H, Ramírez-Herrera MT, Figueroa-Camacho AG, Villegas-Sanchez BM (2014) Habitat characteristics and environmental factors related to boring sponge assemblages on coral reefs near populated coastal areas on the Mexican Eastern Pacific coast. *Mar Biodiv* 44:45–54.

Nava H y Ramírez-Herrera MT (2011) Government conservation policies on Mexican coastal areas: is “top-down” management working? *Revista de Biología Tropical*. 59:1487-1501.

Nava H y Ramírez-Herrera MT (2012) Land use changes and impact on coral communities along the Central Pacific coast of Mexico. *Environmental Earth Sciences*. 65:1095–1104.

Ogston AS, Storlazzi CD, Field ME, Presto MK (2004) Sediment resuspension and transport patterns on a fringing reef flat, Molokai, Hawaii. *Coral Reefs* 23: 559–569.

Oviedo MG (2011) Viabilidad de trasplantes de coral cuerno de alce *Acropora palmata* (Lamarck, 1816) en el Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe Colombiano. Tesis Maestría en Ciencias en Biología. Universidad Nacional de Colombia. 59p.

Padilla C y Lara M (1996) Efecto del tamaño de las colonias en el crecimiento de *Acropora palmata* en Puerto Morelos, Quintana Roo, México. *Hidrobiológicas* 5 (1-2): 17-24.

Pizarro JC, Anderson CB, Rozzi R (2012) Birds as marine-terrestrial linkages in sub-polar archipelagic systems: avian community composition, function and seasonal dynamics in the Cape Horn Biosphere Reserve, (54-55°S), Chile. *Polar Biology*. 35:39-51.

Primack RB (1993) *Essentials of Conservation Biology*. Sinauer Associates, Sunderland, MA. 564p.

Primack R y Massardo (2001) Restauración ecológica. En R., Primak editores. *Fundamentos de conservación biológica: perspectivas latinoamericanas*. Fondo de Cultura Económica, México. Pp. 559-582.

Quéré G y Nugues MM (2015) Coralline algae disease reduces survival and settlement success of coral planulae in laboratory experiments. *Coral Reefs*, 1-8.

Reyes-Bonilla H (1993) Biogeografía y ecología de los corales hermatípicos (Anthozoa:Scleractinia) del Pacífico de México. In:Salazar-Vallejo S. y González N.E. (eds.). *Biodiversidad Marina y Costera de México*. Pp: 207- 222. Comisión Nacional Para el Conocimiento y Aprovechamiento de la Biodiversidad. Centro de Investigaciones de Quintana Roo. Chetumal, Quintana Roo.

Ritson-Williams R, Arnold SN, Paul VJ, Steneck RS (2014) Larval settlement preferences of *Acropora palmata* and *Montastraea faveolata* in response to diverse red algae. *Coral reefs*, 33(1): 59-66.

Rogers CS (1990) Responses of coral reefs and reef organisms to sedimentation. *Marine Ecology Progress Series* 62:185–202.

Rojas PT, Raymundo LJ, Myers RL (2008) Coral transplants as rubble stabilizers: a technique to

rehabilitate damaged reefs. Proceedings of the 11th International Coral Reef Symposium, Ft. Lauderdale, Florida, 7-11 July 2008 Session number 24.

Ruiz HJ, Ortíz-Prosper AL, Nemeth MI, Scharer MT, Griffin S (2013) Casos de estudio en la restauración de arrecifes de coral de Puerto Rico. Primer Simposio Internacional sobre la administración sostenible de los Archipiélagos Islas del Rosario y San Bernardo. 18p.

Ruiz- Zárata MA, Hernández-Arana H, Jorgensen P (2003) La importancia de los arrecifes. Consejo Consultivo Nacional Científico y Técnico de los arrecifes Coralinos de México. Humberto Baena. De Nuestro Pozo. Ecofronteras, pp. 1-4.

SEATURTLE.ORG Maptool (2002) SEATURTLE.ORG, Inc. <http://www.seaturtle.org/maptool/> (16 de septiembre del 2015)

Sokal RR y Rohlf FJ (1981) Biometry: The principles and practice of statistics in biological research, 2nd edition, W.H. Freeman: San Francisco.

Suzuki G, Kai S, Yamashita H, Suzuki K, Iehisa Y, Hayashibara T (2011) Narrower grid structure of artificial reef enhances initial survival of in situ settled coral. Marine Pollution Bulletin 62: 2803–2812.

Spalding MD, Ravilious C, Green EP (2001) World atlas of coral reefs. Prepared at the UNEP World Conservation Monitoring Centre. University of California Press, Berkeley, USA.

Spieler RE, Gilliam DS, Sherman RL (2001) Artificial substrate and coral reef restoration: What do we need to know to know what we need. Bulletin of marine science, 69(2): 1013–1030.

Squires DF (1959) Corals and coral reefs in the Gulf of California. Bull.Am.Mus.Nat.Hist., 118:371-431,pls.28-34.

Tortolero-Langarica JJA, Cupul-Magaña AL, Rodríguez-Troncoso AP (2014) Restoration of a degraded coral reef using a natural remediation process: A case study from a Central Mexican Pacific National Park. Ocean & Coastal Management 96:12-19.

Tovar ME y Sánchez AM (1974) Descripción de las Variaciones Estacionales de algunos grupos Planctónicos en relación con elementos ambientales en la Bahía de Zihuatanejo. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. UNAM. 34p.

Van- Hieu N, Khac- Bat N, Thanh-Dat D, Van-Huong T, Thanh-An D, Quang-Dong N, Trieu-Duc Vu, Huu-Thien N, Van-Phong N (2015) Reef Rehabilitation using Transplanted Hard Corals at Con Co Island, Quang Tri Province, Vietnam. The News Journal of the International Society for Reef Studies Reef Edge: Reef rehabilitation in Vietnam. Reef Encounter. 30(2): 47-49.

Vargas-Ochoa AF y Ramírez-Gallego C (2008) Caracterización estructural de formaciones coralinas en la ensenada de Utría, Parque nacional natural de Utría, pacífico – Colombia. Gestión y Ambiente 10(3): 1-10.

Vermeij MJA, Smith JE, Smith CM, Vega Thurber R, Sandin SA (2008) Survival and settlement success of coral planulae: independent and synergistic effects of macroalgae and microbes. Oecologia 159:325–336.

Victoria-Salazar I (2007) Caracterización de la comunidad de corales scleractinios de la playa Las Gatas, Zihuatanejo, Guerrero, México: fisiografía y estructura comunitaria. Tesis profesional, Univ. Nal. Autón. México, México D. F. 52 p.

Voz Rural (2008) El Tesoro de los arrecifes coralinos en el Pacífico central mexicano.

Williams DE y Miller MW (2010) Stabilization of Fragments to Enhance Asexual Recruitment in *Acropora Palmata*, a Threatened Caribbean Coral. Publications, Agencies and Staff of the U.S. Department of Commerce. Paper 330.

Yáñez- Arancibia A (1978) Taxonomía, Ecología y Estructura de las Comunidades de peces en lagunas costeras con bocas efímeras del Pacífico de México. Centro Ciencias del Mar y Limnol. UNAM. 306p.

Yap HT (2003) Coral reef “restoration” and coral transplantation. Marine Pollution Bulletin 46:529

Yeemin T, Sutthacheep M, Pettongma R (2006) Coral reef restoration projects in Thailand. Ocean & Coastal Management. 49:562-575.