

**SUPERVIVENCIA Y CRECIMIENTO DE ESQUEJES DE *ACROPORA PALMATA* EN
DOS TECNICAS DE RESTAURACION, IN SITU Y EX SITU EN ISLA FUERTE
(CARIBE COLOMBIANO)**

DIANA CAROLINA CASAS FIGUEROA

**PONTIFICIA UNIVERSIDAD JAVERIANA
FACULTAD DE ESTUDIOS AMBIENTALES Y RURALES
MAESTRÍA EN CONSERVACIÓN Y USO DE BIODIVERSIDAD**

BOGOTA

2017

**SUPERVIVENCIA Y CRECIMIENTO DE ESQUEJES DE *ACROPORA PALMATA* EN
DOS TECNICAS DE RESTAURACION, IN SITU Y EX SITU EN ISLA FUERTE
(CARIBE COLOMBIANO)**

DIANA CAROLINA CASAS FIGUEROA

Trabajo de Grado para optar al título: Magistra en Conservación y Uso de Biodiversidad

Modalidad Investigación

DIRECTOR

Fabio Guillermo Gómez Delgado MSc.

**PONTIFICIA UNIVERSIDAD JAVERIANA
FACULTAD DE ESTUDIOS AMBIENTALES Y RURALES
MAESTRÍA EN CONSERVACIÓN Y USO DE BIODIVERSIDAD**

BOGOTA

2017

A Dios, a mis padres, a mi hermano, a mi esposo y a los peludos.

Los amo, sin ustedes no hubiese sido posible este gran logro.

GRACIAS

TABLA DE CONTENIDO

RESUMEN	1
ABSTRACT	3
INTRODUCCION.....	4
MARCO DE REFERENCIA	8
MARCO CONCEPTUAL	8
Arrecife coralino	8
<i>Acropora palmata</i> (Lamarck, 1816).....	10
Restauración arrecifal.....	12
Propagación asexual.....	13
Propagación sexual.....	14
MARCO DE ANTECEDENTES	14
AREA DE ESTUDIO	21
Perfil completo de la zona de estudio: Cebolleta	22
Zonas donantes y receptoras	24
MATERIALES Y METODOS.....	25
Fase I. Revisión y exploración	25
Fase II. Campo	25
Fase III Análisis	30
RESULTADOS Y DISCUSION	31
Caracterización de las zonas	31
CONCLUSIONES.....	44
RECOMENDACIONES	46
AGRADECIMIENTOS.....	47
BIBLIOGRAFIA	48
ANEXOS	65

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos iniciales (sept. 2015) del Bajo Cebolleta (zona in situ)	31
Tabla 2. Porcentajes de coberturas del bajo Cebolleta (zona in situ), la técnica de caracterización en el presente estudio fue Foto-cuadrante y reconocimiento visual rápido; para el 2012 fue video transecto punto intercepto; para el 2006 fue transecto punto intercepto (Gómez-Delgado, 2017).	32
Tabla 3. Parámetros fisicoquímicos iniciales (Sep. 2015) de la zona ex situ.....	34
Tabla 4. Porcentajes de coberturas de la zona in situ, con la técnica Foto-cuadrante y reconocimiento visual rápido.....	34
Tabla 5. Pruebas de Rangos Múltiples para el crecimiento (volumen ecológico) de los esquejes de <i>A. palmata</i> , comparación entre técnicas y zonas.	43

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Mapa de Ubicación de Isla Fuerte - Bolívar: zona donde se realizó el estudio. La imagen derecha muestra la posición de la isla con respecto a la costa de Paso Nuevo – Córdoba: zona costera más cercana a la isla.	21
Figura 2. Perfil de unidades ecológicas (zonas) de la Cebolleta. 1. parche arrecifal de <i>Siderastrea siderea</i> ; 2. Fondo arenoso; 3. Pradera de fanerógamas (Zona ex situ); 4. Parche arrecifal de <i>Porites porites</i> ; 5. Fondos arenosos con corales mixtos y macro algas (zona in situ); 6. Fondo arenoso con escombros coralinos; 7. Costras de coral sobre roca y algas pétreas con presencia de <i>Millepora complanata</i>	22
Figura 3. Mapa de Isla Fuerte donde se ubicaron las zonas receptoras de las estructuras con las técnicas de siembra de los esquejes de <i>Acropora palmata</i> . Zona I (in situ) zona de donde se extrajeron y se sembraron los esquejes. Zona E (ex situ) zona donde se sembraron los esquejes obtenidos en la zona in situ.....	24
Figura 4. Recolección de fragmentos de oportunidad de <i>Acropora palmata</i> en el arrecife donante. a. Colonia donante de <i>Acropora palmata</i> . b. Fragmentos de oportunidad siendo transportados a la playa. ...	26

Figura 5. Fragmentación y marcaje de esquejes a partir del fragmento de oportunidad de <i>Acropora palmata</i>	27
Figura 6. a. Estructuras de siembra “galletas” construidas con cemento y chazos. b. esqueje de <i>Acropora palmata</i> fijado a una “galleta”.....	28
Figura 7. a. Cuadrante de 50 x 50 cm donde se insertaron las “galletas” con los esquejes marcados; b y c. Establecimiento de la estructura en el arrecife zona in situ. d. Estructura fija a media agua soportando los cuadrantes con el método de siembra “galletas” y sobre los bordes externos de la estructura el método de siembra en “cuerdas colgantes”.....	29
Figura 8. Esquema de toma de medidas para calcular el volumen ecológico (alto x ancho x profundo) del esqueje.....	30
Figura 9. Número de esquejes de <i>A. palmata</i> sobrevivientes mes a mes en cada una de las zonas y por cada técnica. El mes de siembra fue septiembre con n = 60.	34
Figura 10. Promedio de crecimiento del volumen ecológico y crecimiento acumulado del volumen ecológico mes a mes de los esquejes de <i>A. palmata</i> sembrados en técnica de galletas, en cada zona de siembra. a y c. Zona: in situ b y d. Zona: ex situ. S-O: septiembre-octubre, O-N: octubre-noviembre, N-D: noviembre-diciembre.	40
Figura 11. Promedio de crecimiento del Volumen ecológico y crecimiento acumulado del volumen ecológico mes a mes de los esquejes de <i>A. palmata</i> sembrados en técnica de cuerdas colgantes, en cada zona de siembra. a y c. Zona: in situ b y d. Zona: ex situ. S-O: septiembre-octubre, O-N: octubre-noviembre, N-D: noviembre-diciembre.	41
Figura 12. Cajas y bigotes del volumen ecológico de los esquejes de <i>A. palmata</i> comparando crecimiento en meses y técnicas de siembra. $P = 0,0 \leq \alpha = 0,05$. Para las siglas: C: cuerdas, G: galletas, I: in situ, E: ex situ, S: septiembre, O: octubre, N: noviembre y D: diciembre.	43

**SUPERVIVENCIA Y CRECIMIENTO DE ESQUEJES DE *ACROPORA PALMATA* EN
DOS TECNICAS DE RESTAURACION, IN SITU Y EX SITU EN ISLA FUERTE
(CARIBE COLOMBIANO)**

Diana Carolina Casas-Figueroa¹ y Fabio Gómez Delgado²

1 Convenio Fundación para la Investigación en Biodiversidad y Desarrollo Social Sostenible – FIBDESS – Pontificia Universidad Javeriana sede Bogotá, Carrera 7 No. 40 – 62, Bogotá, Colombia. casas.diana@javeriana.edu.co

2 Pontificia Universidad Javeriana Sede Bogotá, Facultad de Ciencias Básicas, Departamento de Biología. Carrera 7 No. 40 – 62, edificio 53, Laboratorio 108, Bogotá, Colombia. fggomez@javeriana.edu.co

RESUMEN

Los arrecifes coralinos son uno de los ecosistemas más diversos del planeta. Actualmente se encuentran altamente impactados tanto por factores antrópicos como ambientales, lo que afecta directamente la integridad y el estado de conservación de la mayoría de especies que lo componen, en especial las especies pertenecientes al género *Acropora*. Estas son de gran importancia para los arrecifes ya que cumplen un rol de bioindicadores del estado de salud arrecifal, debido a su sensibilidad ante las perturbaciones ambientales. Por esta razón se encuentran en peligro de desaparecer. Recientemente se han desarrollado e implementado estrategias para prevenir y mitigar el impacto tales como la restauración ecológica. Estos métodos permiten mejorar la calidad de este ecosistema y a largo plazo la recuperación de las poblaciones afectadas. El presente estudio se realizó en Isla Fuerte, ubicada al costado sur oriental de la plataforma continental del Caribe colombiano. El trabajo se dividió en 3 fases: Fase I: revisión y exploración, donde se reconocieron las zonas con presencia de *A. palmata* y se identificaron los fragmentos de oportunidad con base en literatura y exploración sub acuática. Fase II: con ayuda

de SCUBA se obtuvieron los fragmentos de oportunidad de *A. palmata* y se fragmentaron en esquejes de $2,5 \pm 4$ cm los cuales se pusieron a prueba en dos técnicas de restauración asistida: 1. siembra de fragmentos (esquejes) sobre un sustrato artificial construido con cemento marino denominado “galletas” y 2. Siembra de esquejes atados a cuerdas colgantes. Las dos técnicas se colocaron en una estructura construida con tubos de pvc a 2 m de profundidad y se ubicaron en 2 zonas: zona In situ (sobre el arrecife donde se obtuvieron los fragmentos de oportunidad) y zona Ex situ (fuera del arrecife). Mensualmente se realizó el monitoreo de los esquejes donde se evaluó la supervivencia y el crecimiento expresado en volumen ecológico, adicionalmente se realizó limpieza cada semana evitando la colonización de algas y macro invertebrados. Fase III: análisis de resultados, donde se determinó que la mayor supervivencia se obtuvo en la zona Ex situ, independientemente del tipo de técnica con un 68,3% de sobrevivientes en cuerdas. Noviembre fue el mes que presentó mayor mortalidad en las dos zonas y en las dos técnicas. El promedio de crecimiento total para la zona in situ es similar en las dos técnicas siendo 3,0 y 3,3 cm^3 para galletas y cuerdas respectivamente y para la zona ex situ 2,6 y 2,3 cm^3 respectivamente. El comportamiento del crecimiento se ajusta a una tendencia lineal con $R^2 \geq 0,99$ en los diferentes casos, exceptuando la técnica cuerdas ubicada en la zona In situ con $R^2 = 0,96$. Se realizó un ANOVA de 3 factores donde se encontraron diferencias significativas, no en el aumento del volumen entre las técnicas y zonas al interior de cada mes, pero si se presentó entre los diferentes meses.

PALABRAS CLAVES: Restauración asistida, *Acropora palmata*, Volumen ecológico, Crecimiento, Supervivencia

ABSTRACT

Survival and growth of cuttings of *Acropora palmata* in two restoration techniques in situ and ex situ in Isla Fuerte (Colombian Caribbean). Coral reefs are one of the more diverse ecosystems on the world, at present they are highly impacted by as anthropic as environmental factors, this affects directly the completeness and conservation status of the most species that compound it, especially species of *Acropora* genus, which have a big importance for reefs because they perform a bio-indicator function of health status of these environments, owing to their sensibility against environmental disturbances, for this reason they are in danger disappearing. Currently strategies, like the ecologic restauration, have been developed in order to avoid and reduce those impacts, those methods allow improving this ecosystem's quality and in a long term of time the recovery of the reefs population affected. This study was made in Isla Fuerte, located in the southeastern coast of the Colombian Caribbean continental platform, it was divided in 3 stages: Stage I: review and exploration, in which the zones with presence of *A. palmata* were recognized and the fragments of opportunity were identified based on literature and underwater exploration. Stage II: with the help of SCUBA the *A. palmata* fragments of opportunity were obtained in cuttings of 2.5 ± 4 cm which were pilot-tested on two assisted restoration techniques: 1. Sowing of fragments (cuttings) over an artificial substratum build with marine cement, called "cookies" and 2. Sowing of cuttings tied to hanging ropes. Both techniques were submerged to two meters of depth and were located in each zone: In situ zone (on the reef where the fragments of opportunity were obtained) and Ex situ zone (out of the reef). Monthly a monitoring of the cuttings was made and was assessed the survival and growth expressed in ecological volume, in addition the cleaning was made weekly in order to avoid the colonization of seaweeds and macro invertebrates. Stage III: analysis, in this point the longest documented

surviving was determined in the Ex situ zone zone regardless of the technique with a 68,3% of surviving; November was the month with more mortality in both zones and techniques; the average of growth rate total for the In situ zone is similar in both techniques being 3,0 and 33,3 cm³ for cookies and ropes respectively and in Ex situ zone 2,6 and 2,3 cm³ respectively. The growth performance is adjusts to a lineal trend with $R^2 \geq 0,99$ in the different cases except ropes techniques located in the In situ zone with $R^2 = 0,96$. ANOVA of 3 factors was performed where significant differences were found, not in the increase of the volume between the techniques and zones within each month, but the differences were presented between the different months

KEY WORDS: Assisted restoration, *Acropora palmata*, Ecological volume, Growth, Survival

INTRODUCCION

Los sistemas arrecifales integran una de las diversidades más grandes del planeta, permitiendo numerosas interacciones en su interior y siendo proveedores de gran cantidad de servicios ecosistémicos tales como atractivo turístico, recursos pesqueros y protección de la línea de costa, entre otros (Mober y Folke, 1999). Así mismo cualquier factor que contribuya en alterar las condiciones típicas del ecosistema genera un desequilibrio. Debido a que los arrecifes son vulnerables (Muñiz, 2004), cualquier efecto tensor presente en el sistema perjudica su integridad (salud y estado de conservación) (Reaka-Kudla, 1996; Cendales *et al.*, 2002; Bowden-Kerby *et al.*, 2006). Durante las últimas décadas y a nivel global estos sistemas se han visto seriamente impactados, generando pérdidas irreparables. Estudios como el de Wilkinson (2008) indican degradación de entre 15% y 19%, en especial las dos especies de corales del género *Acropora*: *Acropora palmata* y *Acropora cervicornis*, las cuales son de gran importancia estructural y ecológica en los ecosistemas arrecifales (SEMARNAT-CONANP, 2008).

Actualmente las especies de este género se encuentran gravemente afectadas por enfermedades (Gil *et al.*, 2009; Miller *et al.*, 2014; Joyner *et al.*, 2015) y por el impacto antropogénico como sobre pesca, turismo, anclaje de lanchas, vertimientos de aguas negras, entre otros (García *et al.*, 2014) al igual que el resto de especies de coral. Adicionalmente el calentamiento global y la acidificación aumenta diariamente, incidiendo en el deterioro de los arrecifes (Hughes *et al.* 2003). *Acropora palmata* y *Acropora cervicornis* se encuentran reportadas según el Libro Rojo de Invertebrados Marinos de Colombia y la UICN: En peligro (EN) y en peligro crítico (CR) respectivamente (Reyes *et al.*, 2002; Aronson, *et al.*, 2008). El deterioro de estas especies no solo se refleja en la disminución en su abundancia y cobertura por impacto antropogénico y su alta afección por Enfermedad de Banda Blanca y Serriatosis de Acroporas (Bruckner, 2002; Garzón-Ferreira *et al.*, 2004; Sutherland y Ritchie, 2004), generando una disminución poblacional mayor al 80 % (Miller *et al.*, 2002; Weil *et al.*, 2002) sino también en las tasas de fijación de CaCO_3 y las tasas de crecimiento: entre 5 y 10 cm/año (Gladfelter, 1982), 4-11 cm/año (Bruckner, 2002), 7,9 cm/año (Martínez y Rodríguez, 2012).

Las principales razones por las cuales la recuperación natural de estas especies es tan lenta, se debe a que después de un disturbio que afecta la estructura arrecifal como la contaminación del agua, turbidez, cambios de pH, Salinidad, etc, producidos por fenómenos naturales como “El Niño” (Díaz *et al.*, 2000), comienzan una serie de procesos sucesionales, los cuales inician con la proliferación de algas colonizando gran superficie del sustrato disponible (Zarza *et al.*, 2014; Edwards y Gómez, 2007), por lo que el asentamiento de plánulas es prácticamente nulo, adicionalmente es probable que existan bajos niveles de reclutamiento sexual producido por el bajo éxito en la fertilización después de mortalidades masivas (Aronson y Precht, 2001; Kojis y Quinn, 2001).

Acropora palmata presenta tanto reproducción sexual, donde liberan sus gametos fertilizándose en la columna de agua y posteriormente formando larva plánula, la cual se asienta en el sustrato (Reserva de la Biosfera Arrecifes de Sian Ka'an, 2013; Szmant 1986) como reproducción asexual involucrando el proceso de fragmentación, cuando parte de la colonia se desprende y vuelve a fijarse al sustrato formando una nueva colonia (Bruckner, 2002; Highsmith, 1982). Siendo esta última más común e importante pues los fragmentos pueden llegar a lugares donde las larvas no tienen éxito, reestableciéndose en múltiples colonias derivadas de una sola (Jaap, 2000).

Con el fin de combatir el riesgo de pérdida de estas especies se han puesto en marcha métodos de restauración ecológica puesto que son considerados estrategias a largo plazo para la conservación y rehabilitación arrecifal (Rinkevich 2000; Epstein *et al.*, 2003). La restauración ecológica tiene como fin iniciar o acelerar los procesos de recuperación de ecosistemas en cuanto a estructura y funcionalidad (Comin, 2007; Vargas, 2007). La capacidad de resiliencia de las poblaciones de *Acropora* son inciertas (Soong y Cheng, 2003) por lo que es imprescindible generar estudios para favorecer la recuperación de las poblaciones deterioradas (Edwards y Gómez, 2007).

La restauración arrecifal es una disciplina relativamente nueva que se ha basado en las teorías de restauración de bosques (Rinkevich, 2005) y se enfoca en la optimización de los métodos de reclutamiento coralino (Levy *et al.*, 2010; Rinkevich, 2005), teniendo en cuenta que este proceso naturalmente es complejo, los trasplantes de fragmentos son la mejor opción (Edwards, 2010; Shafir *et al.*, 2006; Lirman y Miller, 2003; Bowden-Kerby, 1997;), reemplazándolos en las colonias muertas acelerando su recuperación natural (Epstein *et al.* 2003) y aumentando la cobertura de la especie, incidiendo directamente en el éxito de la reproducción

sexual (Epstein *et al.* 2001; Rinkevich, 2005) y mejorando el reclutamiento a nivel local y regional (Kojis y Quinn, 2001). Una de las técnicas más óptimas y frecuentemente utilizadas son las guarderías coralinas propuestas por Rinkevich, dado que contempla las vías de reproducción sexual y asexual características de la biología de estas especies (Petersen *et al.* 2007; Precht 2006; Rinkevich 2006), en esta se contemplan 2 etapas: 1. En donde el esfuerzo principal se centra en la crianza y mantenimiento de pequeños fragmentos en guarderías in situ o ex situ, hasta lograr un tamaño el cual permita mayor supervivencia. La etapa 2 incluye el transplante de los fragmentos sembrados en la etapa 1. a zonas donde existe pérdida o deterioro de la especie para su repoblamiento (Amar y Rinkevich 2007).

Este estudio se desarrolló en Isla Fuerte – Bolívar (Colombia), isla perteneciente al cordón diapírico que va desde el archipiélago de Islas del Rosario y San Bernardo hacia el sur, se encuentra ubicada al costado sur central de la plataforma continental del Caribe colombiano a 11 km de la costa de Paso Nuevo – Córdoba (Castaño y Moncaleano, 2007; Díaz *et al.*, 1996), la plataforma insular de la isla ocupa un área de aproximadamente 16 Km², de los cuales 3,23 Km² se encuentran emergidos. El sistema arrecifal de Isla Fuerte están compuestos por 29 especies con deterioro coralino del 54,20% (Gómez-Delgado, 2017). Del total de la cobertura arrecifal *Acropora palmata* está presente en un 7,80%, en donde el porcentaje promedio de cobertura sana es de 3,47%, el porcentaje deteriorado (presencia de enfermedades y/o blanqueamiento) es 0,83% y el porcentaje promedio de cobertura muerta es de 3,50%, lo que indica que esta especie se encuentra deteriorada (Gómez-Delgado, 2017). Por lo anterior, es importante iniciar procesos de restauración asistida y repoblamiento, por lo que se planteó la siguiente hipótesis: El crecimiento y la tasa de supervivencia varían entre las guarderías ubicadas en la zona in situ y la zona ex situ debido a la diferencia de las condiciones bióticas y abióticas usuales a las que está expuesto, las

cuales afectan el desarrollo coralino (Hay y Taylor 1985; Miller y Hay 1998; Patterson *et al.*, 2002; Williams y Miller 2006; Chasqui, *et al.*, 2007; Adam, *et al.*, 2015). Para ello, el objetivo de este estudio fue evaluar la supervivencia y crecimiento de esquejes de *A. palmata* por medio de dos técnicas: sustrato artificial y siembra colgante en cuerdas en dos zonas: *in situ* y *ex situ* en Isla Fuerte-Bolívar (Caribe Colombiano) con el propósito de generar información de línea base, estos nuevos conocimientos serán fundamentales para implementar medidas de manejo y restauración, asegurando la futura conservación de *A. palmata* a nivel local, reestableciendo las relaciones tróficas y servicios ecosistémicos asociados a los arrecifes degradados, adicionalmente las experiencias obtenidas podrán ser usadas como modelo a seguir en estudios similares desarrollados en pro de la conservación de esta y otras especies de importancia ecológica a nivel nacional como internacional (Gómez-Delgado, 2016; Epstein *et al.*, 2001; Rinkevich, 2000).

MARCO DE REFERENCIA

MARCO CONCEPTUAL

Arrecife coralino

Los arrecifes coralinos han desarrollado una de las más altas diversidades biológicas presentes en los ecosistemas marinos (Reaka-Kudla, 1996), esto debido a las innumerables interacciones que presentan, las relaciones desarrolladas en estos sistemas son de las más complejas, las especies que las desarrollan son especialistas en ellas y en el uso del recurso, entre estas relaciones se encuentra la asociación coral-zooxantela en la cual el alga le permite al coral la captación y asimilación de nutrientes para el óptimo desarrollo y crecimiento (Bula-Meyer, 1987). La acción de diferentes factores tanto bióticos como abióticos favorables le permiten a este ecosistema mantener el equilibrio y funcionalidad, algunas características son: aguas claras

libres de sedimentos, temperaturas entre 25 y 28°C, bajos niveles de nutrientes inorgánicos y salinidad de 33 a 36 partes por mil (Díaz-Pulido, 1997).

Las altas concentraciones de nutrientes o materia orgánica favorecen el crecimiento de macroalgas, las cuales son competidoras directas y reducen la población coralina, por lo que gran actividad herbívora aumenta la supervivencia de los corales (Chasqui *et al.*, 2007). Así mismo, se favorecen con buena circulación de agua y poca disponibilidad de plancton (Cendales *et al.*, 2002), haciendo notar que la luz incidente es fundamental para las formaciones de colonias, debido a la interacción simbiótica entre coral y zooxantela, por esta razón estas formaciones se encuentran máximo a 80 m de profundidad (Díaz-Pulido, 1997). Otros factores influyentes en su desarrollo son el tipo de sustrato, inclinación y corrientes ya que estos son definitivos para el correcto asentamiento (fijación de la larva plánula al sustrato) y reclutamiento (desarrollo de las larvas plánula para convertirse en coral juvenil) (Sepúlveda, 2004).

Las especies estructurales de los arrecifes en su mayor parte pertenecen al phylum Cnidaria (medusas, anemonas y corales), en comparación con otros individuos (peces, moluscos, equinodermos, entre otros) los corales están presentes en mayor proporción; los corales pertenecientes a la clase Hidrozoa (falsos corales) como *Millepora complanata*, presentan alternancia de generaciones y un esqueleto calcáreo, masivo o incrustante, similar al de los corales verdaderos (Brusca y Brusca, 2005). Por otro lado los corales pertenecientes a la clase Anthozoa se caracterizan por presentar únicamente fase de pólipo y se sub-dividen en 2 grupos: octocorales y hexacorales. Dentro de los octocorales, se ubican los gorgonáceos o falsos corales, estos forman su exoesqueleto a base de silicatos, sus tentáculos y septos se encuentran organizados en múltiplos de ocho (Barnes y Rupert, 1996; Brusca y Brusca, 2005); por último dentro de los hexacorales, se ubican los corales verdaderos e incluyen los corales del orden

scleractina o madreporaria (corales pétreos verdaderos) como *Acropora palmata* y *A. cervicornis*, se caracterizan por presentar esqueleto de carbonato de calcio y tentáculos y septos en múltiplos de seis (Barnes y Rupert, 1996; Brusca y Brusca, 2005).

***Acropora palmata* (Lamarck, 1816)**

Acropora palmata pertenece a la familia Acroporidae la cual integra cuatro géneros de los cuales solo *Acropora* se reporta en aguas colombianas. *A. palmata* habita aguas claras y someras (0m – 6m) (Reyes *et al*, 2002; Reyes *et al*, 2010). Es una especie ramificada, con “colonias placoides, ramificadas y arborescentes. Ramas anchas y planas hacia su extremo apical, las cuales se desprenden de un tallo ancho y corto” (Reyes *et al*, 2010). Los ápices de crecimiento se encuentran en la parte más distal de las ramas, presentando un color claro – blanco, este color va oscureciéndose a medida que se acerca a la base (Reserva de la Biosfera Arrecifes de Sian Ka’an, 2013). La ramificación es considerada una adaptación morfológica para contrarrestar el aporte de energía generado por las olas a las que está influenciado por su ubicación, creciendo paralelas al flujo del agua (Schuhmacher y Plewka, 1981).

Las especies del género *Acropora* son hermafroditas con gametogénesis anual sincrónica, (Kenyon, 1992) en donde cada pólipo libera entre 4 y 1,5 huevos dependiendo del tamaño de la colonia (Padilla, 1996) a la columna de agua, ocurriendo la fertilización, formando una plánula y posteriormente se incorporan las zooxantelas, la cual se integra al plancton durante algunos días hasta encontrar un sustrato óptimo para fijarse (Alvarado 2008; Pizarro y Thomason 2008), una vez fija sufre una serie de metamorfosis donde forma su exoesqueleto y aparecen tentáculos, comienza a crecer hasta llegar hasta su madurez sexual e inicia nuevamente el ciclo (Pizarro *et al.*, 2014). Al Igual que otras especies ramificadas, los acropóridos también presentan una reproducción asexual, involucrando un proceso de fragmentación la cual se genera por el

desprendimiento de parte de la colonia y vuelve a fijarse en un sustrato apto para su supervivencia (Bruckner, 2002; Highsmith, 1982). La reproducción sexual genera variabilidad genética y permite conectividad entre zonas, localidades y regiones (Pizarro *et al.*, 2014; Reserva de la Biosfera Arrecifes de Sian Ka'an, 2013) mientras que la reproducción asexual genera "ramets" (clones) donde no hay variabilidad genética y en algunos casos favorece la propagación local (Pizarro *et al.*, 2014).

Las especies del género *Acropora*, reflejan su crecimiento a nivel tridimensional, lo que quiere decir que aumentan su tamaño en extensión lineal y engrosamiento de las ramas (alto x ancho) (Carrillo, 2012; Schuhmacher y Plewka, 1981) y presentan unas de las tasas de crecimiento más altas de los corales hermatípicos (Godfried y Van Moorsel, 1988; Harrison y Wallace, 1990), para Islas del Rosario los valores reportados fueron: Zona 1 (Isla Grande): $4,5 \pm 1,6$ cm y Zona 2 (Isla Skandia y Kalua): $2,4 \pm 1,8$ cm (monitoreo de 10 meses) (García *et al.*, 1996).

El crecimiento y la supervivencia de esta especie y en general de todas las especies de coral, está altamente influenciada por los factores fisicoquímicos del agua donde están establecidos: los ambientes óptimos para su desarrollo se caracterizan por presentar aguas claras con baja turbidez, oligotróficas o con baja concentración de clorofila, en temperaturas entre los 18 y 29 °C y en salinidades entre 33 y 36 partes por mil (Romero D, 2013; Werding y Sánchez, 1988). La alteración de estos factores repercute directamente en el desarrollo del coral, por ejemplo: el aumento en la temperatura propicia directamente el desprendimiento de las zooxantelas generando blanqueamiento del coral (Padilla *et al.*, 2009; Brown *et al.*, 2000), aunque la temperatura no afecta la tasa de crecimiento, si afecta la supervivencia (Padilla y Lara, 1997; Yap y Gómez, 1981), por otro lado la turbidez del agua está relacionada con la penetrancia

de luz la cual altera la tasa fotosintética de las zooxantelas afectando la producción de CaCO_3 disminuyendo el aumento del volumen del coral (Guzmán y Cortes, 1989; Gladfelter, 1984).

Restauración arrecifal

The Society for Ecological Restoration International define la restauración ecológica como "el proceso de ayudar a la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido"(SER International, 2004). Estos procesos permiten aproximar el ecosistema a un estado natural antes de un disturbio (Edwards, 2010).

La restauración de los arrecifes de coral se encuentra en sus inicios, la mayoría de estudios son experimentales en mayor proporción con resultados exitosos, estos ecosistemas al ser fácilmente afectados por condiciones variables a lo largo de las localidades donde se presentan, hacen que al realizar restauración no se generen ecosistemas arrecifales biológicamente y ecológicamente 100% funcionales (Edwards y Gómez, 2007) pero permite ayudar a la recuperación natural.

La restauración arrecifal se puede realizar de dos formas: restauración activa o directa y restauración pasiva o indirecta. La restauración activa implica intervención antrópica en la restauración biológica, es el caso de los trasplantes de fragmentos de zonas sanas o viveros arrecifales, a zonas con algún grado de deterioro (Edwards y Gómez, 2007). Los procesos de restauración son polémicos debido a que algunas instituciones manifiestan que la fragmentación de las colonias donantes genera mayor estrés y afecta el crecimiento y óptimo desarrollo del arrecife a restaurar y el impacto de la fragmentación de colonias donantes influye en la regeneración, otras instituciones que aplican este método de restauración han comprobado que las colonias donantes no sufren estrés ni deterioro y el arrecife receptor no se ve afectado por esta práctica (Oviedo, 2011; García *et al*, 1995).

Al referirse a la restauración arrecifal se debe tener en cuenta la diferencia entre tres conceptos que son similares pero suelen aplicarse de forma incorrecta: restauración, rehabilitación y remediación. La restauración del arrecife hace referencia al proceso de llevar el arrecife coralino a su estado original hasta donde sea posible; la rehabilitación arrecifal es parte del proceso de suplir las propiedades funcionales o estructurales del arrecife, estas pueden ser características alternas diferentes a las originales, pero que favorecen el desarrollo de procesos e interacciones entre las especies que conforman el ecosistema, así como beneficios económicos para las comunidades que aprovechan los bienes y servicios ambientales que proveen estos sistemas; la remediación es el proceso o acto de reparación de alguna variable que afectó al ecosistema arrecifal en algún momento (Edwards y Gómez, 2007), en el caso del área de estudio, estos sistemas han sido altamente afectados por actividades como: sobre pesca, pesca de arrastre, pesca con dinamita, fragmentación directa del coral por acción de los pulperos, impacto de anclas, buceo mal manejado, aumento poblacional, vertimiento de aguas servidas, entre otros (Gómez-Delgado, 2016; Díaz *et al.*, 1996; Anderson, 1972), los cuales han repercutido en la disminución de coberturas de los corales, produciendo un desequilibrio en la estructura de la comunidad que habita el ecosistema, afectando directamente los servicios ecosistémicos ofrecidos por los arrecifes de la isla a la comunidad (Gómez-Delgado, 2017; Pizarro *et al.*, 2014; Pizarro *et al.*, 2012; Díaz *et al.*, 1996).

La restauración arrecifal se puede realizar mediante dos procesos, correspondientes a las formas de reproducción que presentan los corales: propagación asexual y propagación sexual.

Propagación asexual

Los corales pueden ser cultivados de manera asexual a partir de “ramets” (fragmentos de colonias que por alguna alteración ambiental se fracturaron de la colonia madre) y “nubbins”

(colonias muy pequeñas de agregaciones de pocos pólipos), las cuales son utilizadas como colonias donadoras (Edwards, 2010); estos ramets o nubbins son la forma más común para cultivar en viveros de coral in situ o reimplantar directamente en arrecifes deteriorados, ya que su reproducción es por mitosis y un pequeño fragmento puede generar colonias nuevas (Edwards y Gómez, 2007).

Propagación sexual

La restauración asistida de manera sexual es poco utilizada debido a sus altos costos y especificidad de equipos (Edwards y Gómez, 2007). Los corales una vez al año realizan la liberación sincrónica de los gametos femeninos y masculinos a la columna de agua, en donde se fusionan para posteriormente incorporar el alga simbiote (zooxantela) y convertirse en larva plánula, la cual se asienta para formar una nueva colonia (Edwards y Gómez, 2007; Edwards, 2010). Los métodos de restauración por propagación sexual implican capturar los gametos y realizar la fertilización ex situ y cultivo de las zooxantelas en acuarios especializados donde se simulan las condiciones físicas del medio. Teniendo plánulas viables, estas se cultivan hasta obtener nubbins y así trasplantarlas al arrecife receptor (Edwards, 2010; Chong *et al.*, 2012).

MARCO DE ANTECEDENTES

Los primeros procesos de conservación y restauración se realizaron entre 1966 y 1997, en donde Shinn, 1966; Maragos, 1974; Shinn, 1976; Birkeland *et al.*, 1979; Bouchon *et al.*, 1981; Kojis y Quinn, 1981; Alcalá *et al.*, 1982; Auberson, 1982; Fucik *et al.*, 1984; Yap y Gómez, 1985; Plucer y Randall, 1987; Harriott y Fisk, 1988; Guzmán, 1991; Guzmán, 1993; Yap *et al.*, 1992; Yates y Carlson, 1992; Clark y Edwards, 1995; Bowden-Kerby, 1997; Hudson y Goodwin,

1997; Muñoz, 1997; Van Treeck y Schuhmacher, 1997, realizaron trasplantes de fragmentos en buen estado a zonas con alto grado de deterioro, los resultados no fueron positivos ya que tanto las colonias donadoras como las colonias receptoras se veían gravemente afectadas.

A finales del siglo XX, al aparecer el nuevo concepto ecológico “restauración” se implementan nuevos experimentos en pro de la conservación y restauración de los arrecifes. Uno de los primeros estudios realizados, fue desarrollado por Smith y Hughes (1999), donde evaluaron la tasa de supervivencia, reinserción y la fecundidad de fragmentos de tres especies de *Acropora* en el Indo-pacífico, donde concluyen que fragmentos más grandes sobrevivieron en mayor proporción que los pequeños, al igual que los fragmentos reimplantados en el arrecife plano, en comparación con la cresta y la pendiente del arrecife.

Durante la primera década del siglo XXI, Rinkevich, 2000; Jaap, 2000; Epstein *et al*, 2001; Bowden-Kerby, 2001; Schuhmacher, 2002; Epstein *et al.*, 2003 y Rinkevich, 2005, realizaron experimentos de cultivo en viveros y trasplantes de fragmentos en Centro América y el Indo-pacífico, con el fin de definir las bases conceptuales para la restauración y generar protocolos para técnicas de restauración arrecifal.

A lo largo de los últimos 10 años los esfuerzos por realizar restauración arrecifal se han incrementado debido al alarmante aumento en el deterioro de este importante ecosistema. Bowden-Kerby *et al.* (2005) en Honduras, Jamaica y Republica Dominicana continuaron con experimentos de viveros in situ obteniendo mortalidad alta de los fragmentos ubicados en el arrecife (>90%) por la acción de algas, caracoles, erizos y peces del género *Stegastes*; mientras que en lugares donde predominaban sustratos arenosos y piedra o escombros con pocos animales, se presentó mortalidad nula (0%).

Como resultado de los proyectos desarrollados antes de la década del 2000, con el fin de establecer criterios para definir las técnicas de restauración arrecifal, especialmente de especies del género *Acropora*, el modelo más recurrente a seguir fue el establecimiento de viveros de fragmentos de coral in situ. Los proyectos posteriores se dedicaron a establecer programas de restauración y a experimentar variaciones de la técnica: Shaish *et al.* (2010), probaron métodos de colecta, propagación y maximización de la producción de fragmentos de diferentes partes de las ramas de *Acropora cervicornis*, Limman *et al.* (2010) iniciaron esfuerzos de restauración en Florida – EE.UU estableciendo viveros donde variaron la posición, en la cual se habían adherido los fragmentos así como su tamaño, encontrando que los ápices experimentaron mortalidad inicial debido a la manipulación pero su crecimiento fue normal al transcurrir el tiempo, al ubicar pequeños fragmentos sobre ramas fragmentadas el crecimiento del nuevo coral fue de 1,4 a 1,8 veces más que el crecimiento de colonias no perturbadas y finalmente se concluye que los fragmentos pequeños (2,5 - 3,5 cm) para el uso en restauración es un método eficaz.

Williams y Miller (2010), en Florida, evaluaron la eficiencia del reclutamiento asexual después de la extracción de fragmentos de su hábitat natural y posterior establecimiento con diferentes materiales y variaciones de la técnica (establecimiento sobre sustrato natural, fijación sobre cemento epóxico y atado con cuerdas sin fijar), la longitud inicial de los fragmentos de 7 a 36 cm de longitud, de los 54 fragmentos sembrados los atados a cuerdas in situ tuvieron 100% de mortalidad, 9 fragmentos se perdieron de los cuales 5 estaban en cuerdas, 2 en cemento y 2 atados con cables.

Para el año 2010 en México se establecieron 2 macro-proyectos: el Programa de Acción para la Conservación de las Especies: Corales cuerno de ciervo (*A. cervicornis*) y cuerno

de alce (*A. palmata*) coordinado por la Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales y un programa de Restauración del coral *A. palmata* en el Sistema Arrecifal Veracruzano, Coordinado por Oceanus, A.C., Acuario de Veracruz, A.C y el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano, hasta la fecha no se conocen resultados publicados.

Otros esfuerzos de conservación tuvieron lugar en Veracruz, México, desarrollado por Hernández *et al.* (2011), en el cual se evaluó la supervivencia de fragmentos de *A. palmata* bajo condiciones experimentales controladas, durante un período de cuatro meses en un sistema de recirculación de agua de mar artificial, obteniendo una tasa de supervivencia del 58%, dándose la máxima mortalidad durante el primer mes.

Para el año 2012 los proyectos con objetivos enfocados a la restauración arrecifal se centraron en el establecimiento de viveros, evaluación de las técnicas y el trasplante de los fragmentos; Griffin *et al.* (2012), ampliaron los viveros establecidos de *A. palmata* y experimentaron diferentes materiales para la fijación de los fragmentos (Alambre revestido de caucho: n=383, línea: n=241, alambre de monel: n=72 y abrazaderas: n=16), con una mortalidad total anual de 4,5%. De todos los materiales probados para fijar los corales, la mortalidad más baja fue 2,6% en el alambre revestido de caucho, seguido de las líneas con mortalidad del 8,8%, alambre de monel con 9,7% de mortalidad y la más alta mortalidad 12,5% en las abrazaderas .

En el mismo estudio, los fragmentos ubicados a mayores profundidades (11,2 a 12,4 m) obtuvieron tasas de crecimiento significativamente mayores ($56,8 \pm 4,3$ cm/año), superiores a los corales situados a menor profundidad (9-10,3 m), con crecimiento de $25,4 \pm 3,7$ cm/año. Las tasas de crecimiento y supervivencia también variaron entre genotipos diferenciados con etiquetas de colores: los de etiqueta verde: $90,2 \pm 4,0$ cm/año y mortalidad del 5,4 %, etiqueta

amarilla: $22,9 \pm 0,5$ cm/año y mortalidad del 5,6%, etiqueta Azul: $20,1 \pm 0,5$ cm/año y mortalidad del 5,6% y etiqueta Café: $19,4 \pm 0,6$ cm/año y mortalidad del 5,8%.

En Guayanilla, Puerto Rico, Hollarsmith *et al.* (2012) realizaron un estudio evaluando tres diferentes genotipos de *A. cervicornis* trasplantados con tres métodos diferentes, obteniendo una mortalidad baja (7%). Boch y Morse (2012), compararon el crecimiento y la supervivencia de trasplantes de *Acropora spp.* en dos arrecifes con tasas variables de flujo de agua de mar para determinar el éxito y el rendimiento de los reclutas asexuales y sexuales en Islas Roca – Palau, donde después de 18 meses de monitoreo, se encontró que no hubo diferencias significativas entre los sitios de trasplante en ninguna de las variables. En contraste, en el sitio de mayor flujo de agua de mar, el crecimiento fue significativamente mayor.

En Belize Bowdeen-Kerby y Carne (2012) experimentaron con 3 técnicas de viveros: 1. Fragmentos colocados sobre malla sujeta a un marco, 2. Fragmentos ubicados en cuerdas colgantes y 3. Fragmentos fijos a discos de cemento ubicados en una estructura de malla, en cada técnica se evaluó supervivencia asociada a la termo tolerancia genética de 3 especies del genero *Acropora* durante un año; la supervivencia de *A. palmata* en la técnica 1 fue de 81%, para la técnica 2 el 100% y para la técnica 3 el 79,2%; para *A. cervicornis*: 97,2% para la técnica 1 y 0% en la técnica 2; para *A. prolifera*: en la técnica 1 el 97,2%, para la técnica 2 el 100% y técnica 3 el 100%.

Al igual que en el resto del mundo, los arrecifes en Colombia se están viendo seriamente impactados y durante la últimas décadas los esfuerzos para generar proyectos y programas en restauración arrecifal se han incrementado. Es así como, García *et al.* (1995), evaluaron la regeneración de colonias mediante el trasplante de fragmentos de *Acropora palmata* en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo, donde las colonias donantes

fueron sometidas a cuatro tratamientos: “1- amarre con pita y posterior traslado a Isla Kalua, 2- se ubicaron los fragmentos en sustrato arenoso y se sujetaron a estacas en Isla grande, 3- se amarraron con pita a coral muerto y se trasladaron a Isla grande, 4- los fragmentos se cementaron a coral muerto con masilla epóxica en el mismo sitio de la fragmentación García *et al.* (1995),” y obtuvieron porcentajes de supervivencia máximos de 90% y mínimos de 0%, concluyen que los corales fragmentados se recuperan fácilmente a lesiones físicas.

Así mismo, Oviedo (2011), evaluó la viabilidad de trasplantes de colonias de *A. palmata* en el parque Nacional Natural Tayrona y reiteró que el efecto causado por la fragmentación de las colonias donantes es nulo, y obtuvo una tasa de supervivencia de aproximadamente 7% con un porcentaje de aumento del tejido vivo de las colonias trasplantadas en promedio de 47 ± 26 %.

En la misma zona Carrillo (2012) realizó un estudio preliminar para la restauración de los arrecifes coralinos del Caribe colombiano, metodológicamente se dividió en 2 fases: 1: cría de embriones, larvas y reclutas de *Montartrea faveolata* y otras especies liberadoras de gametos, 2: Jardinería de coral para la cría in situ de 2000 fragmentos de *Acropora palmata*, *Montastraea cavernosa* y *Porites porites* en PNN Tayrona. Los resultados para la fase 1 demuestran mayor éxito de fertilización y mayores tasas de supervivencia (70 – 100 %) y reclutamiento *in vitro* ($76,8 \pm 5,20$ %) de las especies estudiadas con respecto a las tasas in situ reportadas para el Caribe. En la fase 2 se concluye que tanto la metodología como las especies utilizadas son óptimas para desarrollo de proyectos de restauración, dado que *P. porites* presentó supervivencia promedio de 100%, *A. palmata* $98 \pm 0,15$ % y *M. cavernosa* $98 \pm 0,31$ %; en cuanto al crecimiento reportó para *A. palmata* $1,57 \text{ cm}^3 \text{ mes}^{-1}$ (crecimiento lineal) y $2,04 \text{ cm}^3 \text{ mes}^{-1}$

(volumen ecológico), *P. porites* cuya tasa de crecimiento lineal y en volumen ecológico: 1,23 cm mes⁻¹ y 1,14 cm³ mes⁻¹ respectivamente. *M. cavernosa* tuvo crecimiento lineal de 1,51 cm mes⁻¹.

Actualmente la mayoría de instituciones interesadas en la conservación de los ecosistemas marino-costeros están generando esfuerzos de restauración arrecifal. Debido a las condiciones particulares de cada lugar donde se encuentran los ecosistemas arrecifales, los proyectos se basan en la experimentación del método de cultivo y la re-implantación de los fragmentos más adecuado y eficiente para la localidad donde se encuentran teniendo en cuenta factores oceanográficos, antrópicos y ambientales.

Por medio de la Pontificia Universidad Javeriana, en convenio con la Fundación para la Investigación de Biodiversidad y Desarrollo Social Sostenible (FIBDESS) se han desarrollado numerosos trabajos de grado de pre-grado, maestría, Proyectos de investigación, pasantías y semestres sociales y voluntariados generando resultados del estado actual de conservación arrecifal, estructura y composición de zonas representativas de la plataforma arrecifal de Isla Fuerte, la cual presenta 29 sp y un deterioro coralino máximo del 54,20%. *Acropora palmata* se registró en 9 estaciones de las 21 evaluadas, el porcentaje de cobertura total en promedio es de 7,80%, el porcentaje promedio de cobertura sana es de 3,47%, el porcentaje promedio de cobertura enferma es 0,83% y el porcentaje promedio de cobertura muerta es de 3,50%; *Acropora cervicornis* se registró en 5 estaciones de las 21 evaluadas, el porcentaje de cobertura total en promedio es de 4,70%, el porcentaje promedio de cobertura sana es de 3,77%, el porcentaje promedio de cobertura enferma es 0,10% y el porcentaje promedio de cobertura muerta es de 0,83% (Gómez-Delgado F, 2016).

AREA DE ESTUDIO

Al costado sur central de la plataforma continental del Caribe colombiano, en posición S-W del delta de Tinajones, a 11 km de la costa de Paso Nuevo – Córdoba, entre los $9^{\circ} 24' 30''$ N y $76^{\circ} 12' 30''$ W, se encuentra ubicada Isla Fuerte (Barreto *et al.*, 1999; Anderson, 1972). La plataforma insular de la isla, ocupa un área de aproximadamente 16,6 Km², de la cual cerca del 20% (en su parte NE) está actualmente emergida (Mejía, 2004) correspondiente a una extensión de 3,23 Km² (Castaño y Moncaleano, 2007), presenta el mismo origen del cinturón diapírico que va desde el archipiélago de las Islas del Rosario y San Bernardo (Díaz *et al.*, 1996) (Figura 1). Aunque la isla se encuentra ubicada frente a las costas del departamento de Córdoba, políticamente pertenece al departamento de Bolívar por ser un corregimiento de la ciudad de Cartagena de Indias (Ortega, 2010).

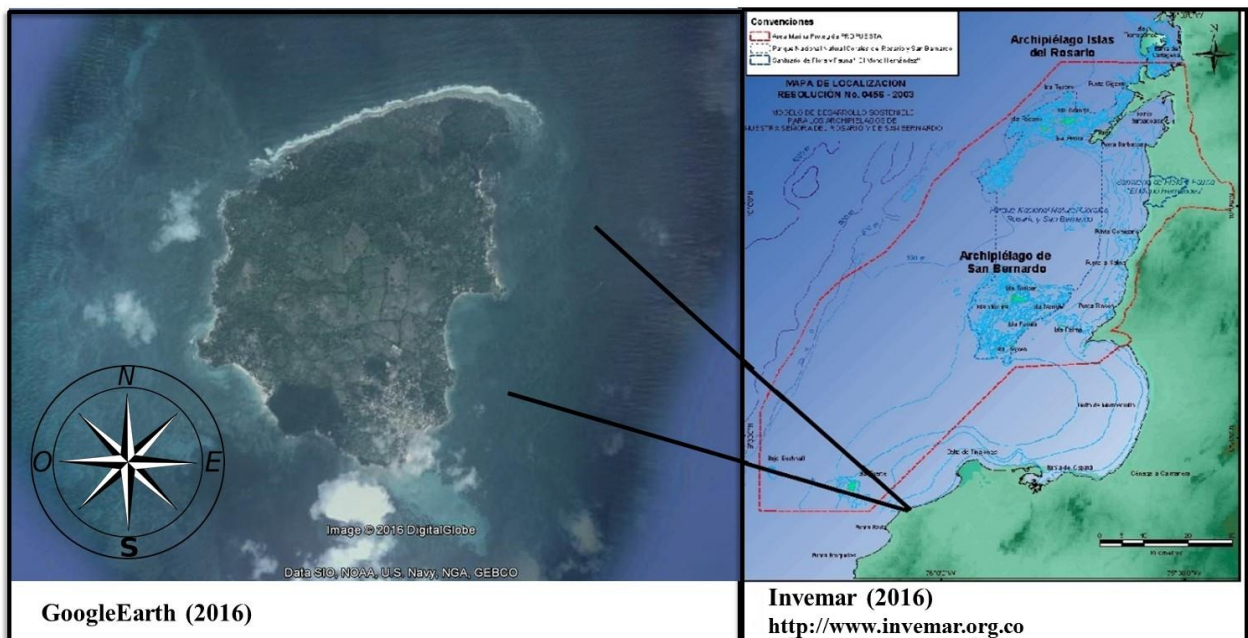


Figura 1. Mapa de Ubicación de Isla Fuerte - Bolívar: zona donde se realizó el estudio. La imagen derecha muestra la posición de la isla con respecto a la costa de Paso Nuevo – Córdoba: zona costera más cercana a la isla.

Perfil completo de la zona de estudio: Cebolleta

La zona conocida como la Cebolleta presenta un perfil de unidades ecológicas en sentido W-E, siendo W la línea costera de la isla (Figura 2) (Díaz *et al.*, 2000; Invemar, 2002; Gómez-Delgado, 2016).

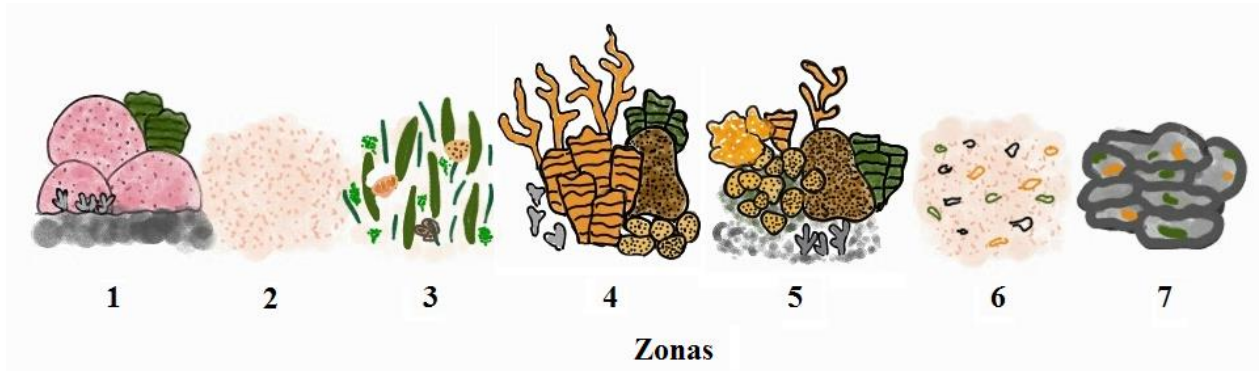


Figura 2. Perfil de unidades ecológicas (zonas) de la Cebolleta. **1.** parche arrecifal de *Siderastrea siderea*; **2.** Fondo arenoso; **3.** Pradera de fanerógamas (Zona ex situ); **4.** Parche arrecifal de *Porites porites*; **5.** Fondos arenosos con corales mixtos y macro algas (zona in situ); **6.** Fondo arenoso con escombros coralinos; **7.** Costras de coral sobre roca y algas pétreas con presencia de *Millepora complanata*.

La primera unidad ecológica dominada especialmente por *S. siderea* presenta profundidades de 0 – 3 m, sustrato de matriz calcárea e inclinación moderada. Frecuentemente se encuentra acompañada de *M. complanata*, *U. tenuifolia* y *P. porites* (Huertas, 2000), debido a su proximidad a la costa está altamente influenciada por el oleaje lo que genera resuspensión de sedimentos (Díaz *et al.*, 2000; Gómez-Delgado, 2016).

Los fondos arenosos se encuentran expuestos a oleaje alto a medio, relieve plano e inclinación suave, el sustrato es de escombros y arenas gruesas de origen calcáreo resultado del aporte coralino adyacente, no presenta cobertura biótica (Díaz *et al.*, 1996; Díaz *et al.*, 2002; Gómez-Delgado, 2016).

La zona donde se ubicó la estructura ex situ (figura 2, Zona 3) se encuentra al inicio de la siguiente unidad ecológica descrita en el perfil: pradera de fanerógamas, a una profundidad

promedio de 0 – 5 m, relieve plano e inclinación suave (Díaz *et al.*, 2000). El sustrato presenta como principal cobertura de *Thalassia testudinum* y *Syringodium filiforme* con un porcentaje importante de macro algas de los géneros *Halimeda*, *Penicillus* y *Rhipocephalus* acompañadas de especies típicas de esta unidad como *Mussa angulosa*, *Favia fragum* y *Manicina areolata* (Díaz *et al.*, 1996; Gómez-Delgado, 2016).

La unidad ecológica llamada Bajo Ana, con un área de 21 m² (Gómez-Delgado, 2016) constituida por un parche de *Porites porites* está presente en profundidades de 1 – 3,5 m, en un relieve plano a ondulado y un sustrato de matriz calcárea, se encuentra rodeando los arrecifes franjeantes y de barrera (Díaz *et al.*, 1996; Díaz *et al.*, 2002). Frecuentemente se encuentra acompañado de especies pertenecientes a los géneros *Millepora*, *Undaria* y *Orbicella* en menores proporciones, pues *P. porites* suele tener arquitectura dominante y extenderse grandes distancias impidiendo la colonización de nuevas especies (Reyes *et al.*, 2010).

La siguiente unidad ecológica denominada corales mixtos (donde se ubicó la estructura in situ. Figura 2, Zona 5) se encuentra muy poco expuesta al oleaje, con intervalo batimétrico de 5 – 10 m, su relieve es ondulado y con matriz calcárea y fondos arenosos (Díaz *et al.*, 2000). Presenta gran variedad de especies con crecimiento masivo, incrustante, ramificado y foliares, cuenta con la presencia de algas, esponjas, equinodermos, moluscos, peces, entre otros (Invemar, 2002; Gómez-Delgado, 2016).

Los fondos arenosos con escombros coralinos es una unidad ecológica altamente expuesta al oleaje, entre 1 y 10 m de profundidad, su relieve es plano e inclinación suave principalmente compuestos por arenas gruesas de origen calcáreo y escombros debido a su ubicación en sotavento detrás de las crestas arrecifales (Díaz *et al.*, 2000; Gómez-Delgado, 2016).

La última unidad ecológica del perfil es una zona de costras de coral sobre roca, se presenta entre 10-20 m de profundidad, relieve plano e inclinaciones variadas, está altamente influenciada por el oleaje, sobre el sustrato se encuentra una delgada capa de algas costrosas, parcialmente se encuentran colonias de *Millepora complanata* y *M. alcicornis* (Díaz *et al.*, 1996; Díaz *et al.*, 2000; Huertas, 2000; Gómez-Delgado, 2016).

Zonas donantes y receptoras

Los fragmentos de oportunidad se obtuvieron de la zona in situ (Figura 3), localizada al costado oriental de Isla Fuerte a 9°23'11''N y 76°10'8,7''O, a 900 m aproximadamente de la costa de la Isla y se ubicó una estructura de siembra con 60 esquejes en técnica “galleta” y 60 esquejes en técnica “cuerdas colgantes”.



Figura 3. Mapa de Isla Fuerte donde se ubicaron las zonas receptoras de las estructuras con las técnicas de siembra de los esquejes de *Acropora palmata*. Zona I (in situ) zona de donde se extrajeron y se sembraron los esquejes. Zona E (ex situ) zona donde se sembraron los esquejes obtenidos en la zona in situ.

La zona ex situ (E) ubicada al costado oriental de Isla Fuerte a $9^{\circ}23'18,8''$ N y $76^{\circ}10'20,5''$ O, a 450 m aproximadamente de la costa de la Isla. En esta zona se ubicó una estructura de siembra con 60 esquejes en técnica “galleta” y 60 esquejes en técnica “cuerdas colgantes”.

MATERIALES Y METODOS

Fase I. Revisión y exploración

Por medio de revisión de literatura de la línea base y exploración sub acuática del área de estudio se definieron las zonas de donde se obtuvieron fragmentos de oportunidad, estos se definieron como fragmentos con muy pocas probabilidades de supervivencias ya que por algún disturbio natural o antrópico fueron fragmentados de la colonia madre, se ubican sobre el sustrato marino generalmente arenosos o sobre otras colonias vivas (Shafir *et al.* 2006, Amar y Rinkevich, 2007), basado en el reporte de *A. palmata* y porcentajes de cobertura sana.

Fase II. Campo

Caracterización de las zonas de estudio

Con equipo de buceo autónomo de aire comprimido SCUBA, se reconocieron y georreferenciaron las zonas arrecifales con presencia de *A. palmata* para la recuperación de fragmentos de oportunidad. Se registró la profundidad por medio de computador de buceo (Marca Ocean, Referencia ATOM 3.1), geo posición con GPS (marca Garmin eTrex Waterproof Hiking), temperatura ambiental y marina con sonda multiparamétrica portátil (marca Instrumentalia Referencia 600 QS), pH con la misma sonda, tipo de arrecife y especies que lo componen; se realizó recopilación de información de estudios previos realizados en la isla con el

fin de complementar la caracterización de especies ícticas, moluscos y poliquetos los cuales influyen en el desarrollo de *A. palmata*, finalmente se construyó un perfil arrecifal de la zona completa.

La decisión de la metodología escogida se basó en la revisión de manuales y estudios realizados previamente para el mismo fin de este estudio, donde se decidió implementar las guarderías de coral planteadas por Rinkevich, las cuales fueron emuladas en los estudios implementados en el PNN Tayrona con alto éxito en supervivencia y crecimiento (Carrillo, 2012; Edwards, 2010; Oviedo, 2011; Edwards y Gómez, 2007; Rinkevich, 2006; Rinkevich, 2005; Rinkevich, 2000).

Mediante la ecuación: $n = \frac{Z_{\alpha}^2 * p * q}{i^2}$ para el cálculo del n muestral mínimo para una población desconocida donde $\alpha = 0.05$, i : 10% resultó que: por zona el $n = 96$ fragmentos por lo tanto se estableció un n de 120 fragmentos por zona (60 por técnica).

Obtención y Preparación de esquejes

Una vez encontrados los fragmentos de oportunidad de *A. palmata*, se transportaron a la playa dentro de platones plásticos con agua de mar (Figura 4).

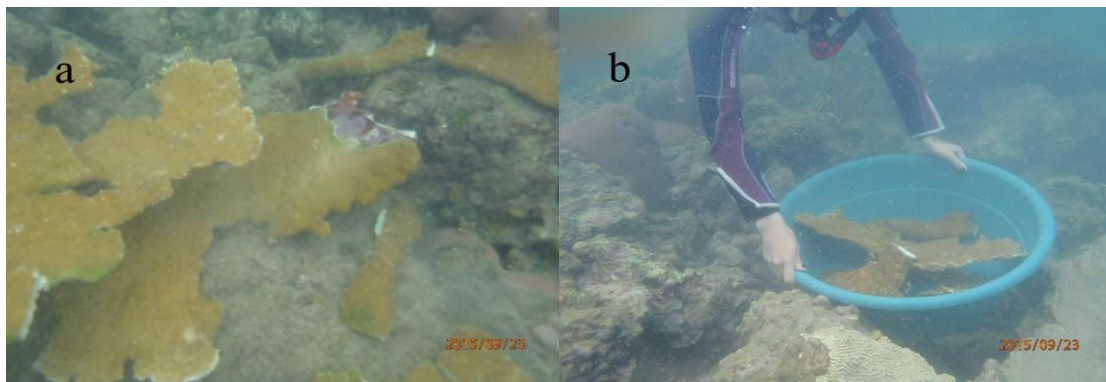


Figura 4. Recolección de fragmentos de oportunidad de *Acropora palmata* en el arrecife donante. **a.** Colonia donante de *Acropora palmata*. **b.** Fragmentos de oportunidad siendo transportados a la playa.

Ya ubicados en la playa y bajo sombra se procedió a cortar con alicate cortafríos y tijeras de jardinería los fragmentos de oportunidad en pequeñas colonias (esquejes) de 2 cm de largo aprox., obteniendo 240 esquejes de *A. palmata*, separándolos y marcándolos de acuerdo a la ubicación final de los fragmentos y a la técnica de siembra: in situ (galletas: 60 y cuerdas colgantes: 60) o ex situ (galletas: 60 y cuerdas colgantes: 60) adicionalmente se marcaron con códigos, los cuales fueron consignados en una bitácora de seguimiento donde se registró coordenada GPS, fecha y zona de trasplante (Figura 5).



Figura 5. Fragmentación y marcaje de esquejes a partir del fragmento de oportunidad de *Acropora palmata*.

Teniendo los esquejes, para la técnica de siembra en galletas, se preparó cemento para construir un sustrato artificial (“galletas”) (Figura 6), las cuales se sujetaron al sustrato arrecifal por medio de chazos y cemento marino, a cada galleta se le fijó un esqueje con pegante instantáneo y amarre plástico para posteriormente ser anclado en la estructura. (Pizarro *et al.*, 2012; Jaap, 2000; Rinkevich, 2000).

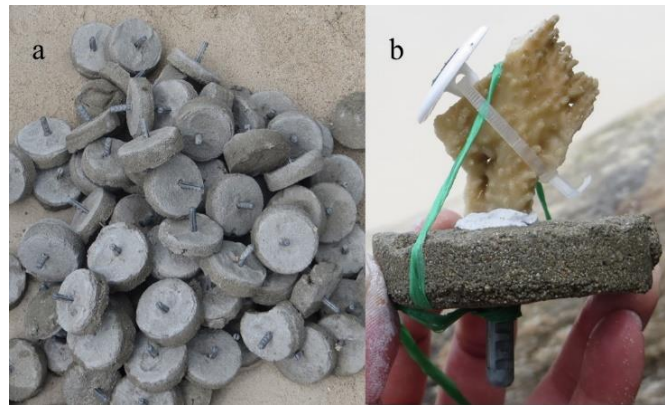


Figura 6. a. Estructuras de siembra “galletas” construidas con cemento y chazos. b. esqueje de *Acropora palmata* fijado a una “galleta”.

Estructuras de siembra

La estructura externa que contiene los cuadrantes donde se establecieron los esquejes de *Acropora palmata* se construyó con tubos de PVC de ½ pulgada de diámetro, 1,05 m de largo y 1,05 m de ancho. Internamente se sujetaron cuadrantes de PVC de ½ pulgada y 50 Cm de largo x 50 cm de ancho, sobre estos se sujetó una malla plástica con ojo de ½ cm en donde se encajaron las “galletas”. Estos cuadrantes se amarraron a la estructura principal con ayuda de sujetadores plásticos (Figura 7) (Pizarro *et al.*, 2012; Jaap, 2000; Rinkevich, 2000).

Cada estructura se dejó sumergida a 2 m de profundidad con ayuda de flotadores sujetos a los bordes de la estructura.

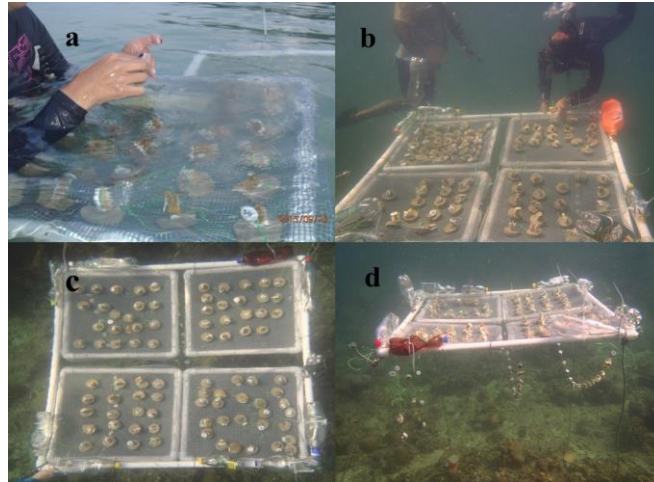


Figura 7. **a.** Cuadrante de 50 x 50 cm donde se insertaron las “galletas” con los esquejes marcados; **b y c.** Establecimiento de la estructura en el arrecife zona in situ. **d.** Estructura fija a media agua soportando los cuadrantes con el método de siembra “galletas” y sobre los bordes externos de la estructura el método de siembra en “cuerdas colgantes”.

Monitoreo y limpieza de los esquejes.

Durante cuatro meses se realizó una medición mensual de la tasa de crecimiento de los fragmentos sembrados en las zonas receptoras, expresado en volumen ecológico (k) (alto x largo x profundo) (Figura 8), esta medida es una de las más usadas actualmente para determinar las tasas de crecimiento de los fragmentos en guarderías de coral (Shafir y Rinkevich, 2010) la cual representa el volumen de agua ocupado por el fragmento que se está desarrollando (Bongiorni *et al.*, 2003) y está basado en la forma de crecimiento de la especie, crecimiento lineal (de base a ápice) y la tasa de supervivencia (fragmentos vivos y muertos) (Rinkevich, 2000; Rinkevich y Loya, 1983).

La limpieza se realizó una vez por semana con ayuda de cepillo para restregar ropa, esponjilla para lavar loza y espátula, removiendo macro invertebrados, algas y esponjas ((Pizarro *et al.*, 2012).

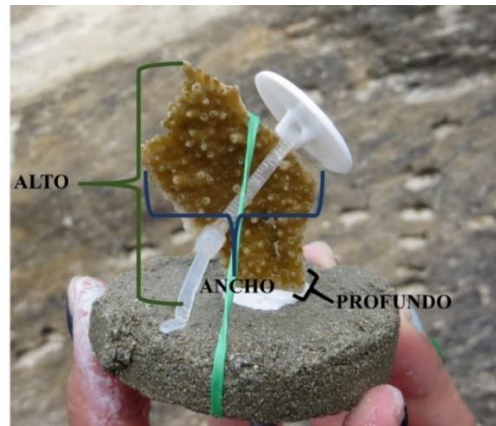


Figura 8. Esquema de toma de medidas para calcular el volumen ecológico (alto x ancho x profundo) del esqueje.

Fase III Análisis

Para el análisis de datos inicialmente se utilizó estadística descriptiva (gráficos de supervivencia, gráficos de promedios, gráficos de crecimientos y gráficos de crecimiento acumulado). Posteriormente se analizó la normalidad con datos originales y datos transformados con $\ln(x+1)$ y \sqrt{x} , por medio de la prueba Shapiro wilks (programa PAST versión 2.16) dando como resultado distribución normal (Anexo 2) y homogeneidad de varianzas por medio de la prueba Levene's (programa STATGRAPHICS Centurion XV versión 15.2.05) de los datos transformados con $\ln(x+1)$ y \sqrt{x} , resultando varianzas homogéneas (Anexo 3). Con base en los resultados se procedió a realizar la prueba paramétrica ANOVA de tres factores (Anexo 4 y 5), análisis de Cajas y Bigotes y prueba de Rangos múltiples (programa STATGRAPHICS Centurion XV versión 15.2.05 (Anexo 6)) de las tasas de crecimiento (k) de los esquejes trasplantados entre las técnicas, zonas y meses.

RESULTADOS Y DISCUSION

Dado que el estudio se realizó entre septiembre y diciembre del 2015, las condiciones climáticas afectaron los resultados, pues se presentaron 2 descargas de sedimentos generados por escorrentía del río Sinú, fenómeno conocido como “el bombazo” y finalmente concluyó en un mar de leva el cual desafortunadamente generó el desprendimiento de las estructuras tanto in situ como ex situ, perdiéndose la totalidad de los fragmentos sembrados en las dos técnicas. Por lo tanto los datos que se presentan en el documento únicamente llegan a 4 meses.

Caracterización de las zonas

Zona in situ

El Bajo Cebolleta, ubicado al costado oriental de la isla, es un arrecife de tipo barrera que se caracterizó por presentar especies de los géneros *Orbicella*, *Porites*, *Acropora*, *Siderastrea*, *Millepora*, *Diploria* y *Undaria* (Tabla 2). Los parámetros fisicoquímicos (temperatura promedio de agua, temperatura ambiente promedio, pH y profundidad) de la zona se encuentran descritos en la Tabla 1.

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos iniciales (sept. 2015) del Bajo Cebolleta (zona in situ)

Parámetro	Valor
T° Agua promedio	28,5 °C
T° ambiente promedio	34,5 °C
pH	7
Profundidad	5 m

Tabla 2. Porcentajes de coberturas del bajo Cebolleta (zona in situ), la técnica de caracterización en el presente estudio fue Foto-cuadrante y reconocimiento visual rápido; para el 2012 fue video transecto punto intercepto; para el 2006 fue transecto punto intercepto (Gómez-Delgado, 2017).

Coberturas	Estudio actual 2016	2012	2006
<i>Orbicella</i>	15,5%	4,0%	1,7%
<i>Acropora</i>	15,4%	2,4%	0,7%
<i>Siderastrea</i>	13,8%	2,0%	3,2%
<i>Porites</i>	10,1%	47,8%	12,1%
Fondo arenoso	10,0%	3,2%	9,6%
Sustrato rocoso	9,2%	12,2%	2,5%
<i>Millepora</i>	8,8%	8,0%	1,0%
Algas	6,9%	6,4%	9,6%
<i>Undaria</i>	6,0%	4,0%	8,0%
<i>Diploria</i>	3,4%	1,8%	2,2%
Esponjas	0,9%	0,0%	0,0%
<i>Dichocoenia</i>	0,0%	0,0%	0,1%
<i>Montastrea</i>	0,0%	0,0%	4,4%
<i>Stylaster</i>	0,0%	8,0%	0,0%

Los corales presentan la mayor cobertura con un 70 %, el valor restante se encuentra distribuido entre algas (6,4 %), fondo arenoso (12,2 %) y sustrato rocoso (11,4 %). Los corales más representativos son *Orbicella* (15,5%), *Acropora palmata* (15,4%), *Siderastrea* (13,8%) y *Porites* (10,1%) (Tabla 2), adicionalmente se contó con la presencia de numerosos fragmentos de oportunidad de *A. palmata*, razón principal por la que se eligió como zona donante. La composición arrecifal de la Zona in situ es similar a la composición de los arrecifes presentes en Isla Fuerte al igual que los arrecifes presentes en el Caribe (Ricaurte-Villota *et al.*, 2016; Torruco y González, 2010; Navas *et al.*, 2009; López-Victoria, 1999; Guzmán y Guevara, 1998)

Dentro de la composición del arrecife se encontraron comunidades asociadas como los peces, moluscos, equinodermos y poliquetos los cuales son de importancia para desarrollo de los arrecifes, es por esto que se evaluó su presencia para incluirla en la caracterización del arrecife. Para el caso de equinodermos se reportó *Diadema antillarum*; gusano de fuego (*Hermodice*

carunculata); moluscos: la presencia del gasterópodo posiblemente *Coralliophila sp.* En el caso de las comunidades ícticas se utilizó la información contenida en el PAIF del año 2015 (Gómez-Delgado, 2016) (Anexo 1), donde se calcularon las abundancias absolutas de las especies de la zona.

Las especies pertenecientes a las familias Acanthuridae, Scaridae y Chaetodontidae se caracterizan por ser móviles dentro del arrecife, en donde los dos primeros se alimentan de algas que colonizan los sustratos donde se ubicaron los esquejes (Anexo 1). Los chaetodóntidos son coralívoros y generan impacto directo al mordisquear las colonias, según Chasqui y colaboradores (2007) en el Archipiélago del Rosario, se reportó 18% de actividad de forrajeo de chaetodontidos sobre colonias trasplantadas observándose mordisqueo de los fragmentos. Los pomacéntridos por su parte son herbívoros territoriales (Anexo 1), estas especies son similares a las que componen las zonas cercanas como Islas del Rosario y San Bernardo (Chasqui *et al.*, 2007).

Zona ex situ

Esta zona se encuentra ubicada atrás de la cresta arrecifal del parche coralino y fuera del arrecife; se caracterizó principalmente por presentar sustrato arenoso compartido con pastos marinos y pequeñas colonias de coral de los géneros: *Mussa*, *Favia*, *Siderastrea*, *Porites* y *Diploria*, donde dominaron los fondos arenosos (16,5 %) y pastos marinos (77,5 %) (Tabla 4).

Los parámetros fisicoquímicos (temperatura promedio de agua, temperatura ambiente promedio, pH y profundidad) de la zona se encuentran descritos en la Tabla 3.

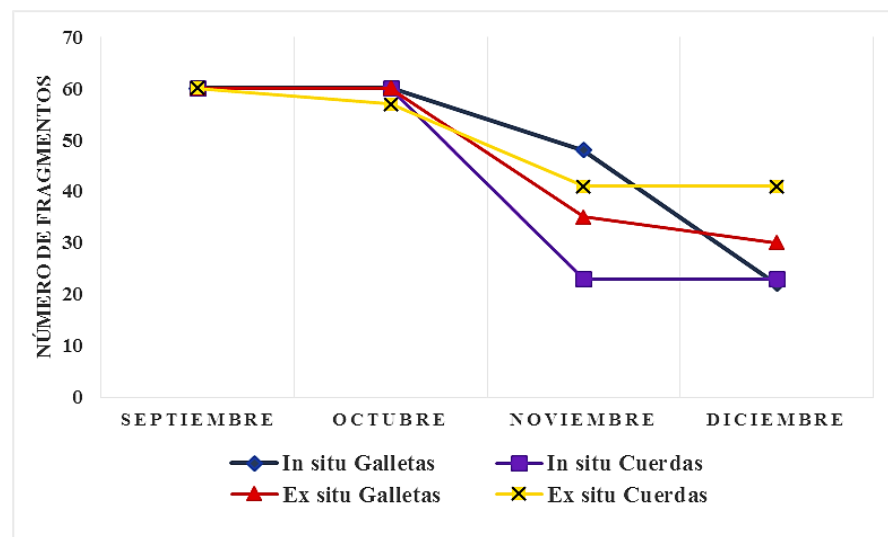
Tabla 3. Parámetros fisicoquímicos iniciales (Sep. 2015) de la zona ex situ.

Parámetro	Valor
T° Agua promedio	28,5 °C
T° ambiente promedio	34,5°C
pH	7
Profundidad	4 m

Tabla 4. Porcentajes de coberturas de la zona in situ, con la técnica Foto-cuadrante y reconocimiento visual rápido.

Cobertura	Porcentaje de cobertura
Pastos Marinos	77,5%
Fondo arenoso	16,5%
<i>Porites</i>	2,0%
<i>Siderastrea</i>	1,2%
Sustrato rocoso	1,0%
<i>Diploria</i>	0,9%
<i>Favia</i>	0,5%
<i>Mussa</i>	0,4%

En cada una de las zonas se sembraron 60 esquejes de *A. palmata* por cada técnica de siembra, para los cuales la mayor supervivencia se reflejó en la zona ex situ, en la zona in situ se presentó la menor supervivencia (Figura 9).

**Figura 9.** Número de esquejes de *A. palmata* sobrevivientes mes a mes en cada una de las zonas y por cada técnica. El mes de siembra fue septiembre con n = 60.

Después de 3 meses la mayor supervivencia se presentó en la zona ex situ, siendo mayor en cuerdas (68,3%) que en galletas (50%). En la zona in situ la supervivencia no sobrepasó el 40%, siendo muy similar entre cuerdas (38,3%) y galletas (36,7%).

La supervivencia de los esquejes de *A. palmata* fue alta en los primeros dos meses, este comportamiento es similar a los resultados obtenidos en otros estudios con especies del mismo género y técnicas desarrollados por Zarza (2014) en el PNN Islas del Rosario y San Bernardo (de 48 fragmentos sembrados de *A. cervicornis* obtuvo supervivencia del 100%) y Nava y colaboradores (2015) en Veracruz – México (se establecieron 2 grupos de siembra de *A. palmata*: 1. Guardería somera 1 m con n= 224 y supervivencia de 82% donde la mayor pérdida se registró en los primeros 2 meses y el grupo 2: se estableció una guardería con 40 fragmentos somera con supervivencia de 100%, una segunda guardería a 5 m con 40 fragmentos en sotavento, obteniendo supervivencia del 60% y una tercera guardería con 40 fragmentos a 5 m de profundidad en barlovento, se obtuvo supervivencia del 90% , pero superiores a las reportadas en el PNN Tayrona (Oviedo, 2011) en los 3 primeros meses 71 ± 4 % en promedio para la época seca y 67 ± 25 % en promedio durante la época lluviosa y en el caso de (Carrillo, 2012) un promedio de supervivencia de $98 \pm 0,15$ % lo cual se puede deber a que la temperatura y salinidad del mar en la isla son más estables, pues no existen grandes oscilaciones fisicoquímicas, en contraposición con los cambios marcados en la zona del Tayrona (Bayraktarov *et al.*, 2014; Díaz *et al.*, 1996) como los reportados por Carrillo (2012) durante marzo y agosto de 2011 donde se registró $t^{\circ} \text{ min} = 24,1$ °C y $t^{\circ} \text{ máx.} = 27,9$ °C, Salinidad min. 36 UPS y máx. 37.5 UPS y pH min. 8,1 y máx. 8,4 y Oviedo (2011) durante agosto de 2009 a septiembre de 2010 se registró $t^{\circ} \text{ min} = 25,6$ °C y $t^{\circ} \text{ máx.} = 30,8$ °C, Salinidad min. 34 UPS y máx. 37,2. Estos cambios abruptos en las condiciones oceanográficas se deben a la influencia de un foco de surgencia entre Puerto Bolívar y Cabo de la

Vela extendiéndose hasta Santa Marta, generando un descenso en la temperatura del mar, afectando directamente la salinidad, pH y densidad. Estos cambios tienen menor influencia en el sur del Caribe donde son más estables los factores fisicoquímicos (Sarmiento *et al.*, 2013). Estos factores afectan el metabolismo de los corales especialmente de *A. palmata*, el cual presenta altas tasas de crecimiento pero baja capacidad de adaptación a las condiciones ambientales que lo rodean (Gates y Edmunds, 1999), además el aumento drástico en la temperatura propicia directamente el desprendimiento de las zooxantelas generando blanqueamiento coralino (Padilla *et al.*, 2009; Brown *et al.*, 2000) y aunque la temperatura no afecta la tasa de crecimiento del coral, si afecta la supervivencia (Padilla y Lara, 1997; Yap y Gómez, 1984), por otro lado fenómenos de escorrentía provocados por el aumento en las lluvias aumenta la turbidez del agua que está directamente relacionada con la penetrancia de luz la cual altera la tasa fotosintética de las zooxantelas afectando la producción de CaCO_3 disminuyendo el aumento del volumen del coral (Guzmán y Cortes, 1989; Gladfelter, 1984).

Al mes de siembra en las dos zonas y técnicas la supervivencia fue 100% la cual disminuyó para el siguiente mes. En diciembre, con excepción de los fragmentos en cuerdas en la zona *ex situ*, la supervivencia fue menor al 50%. Es decir, que en 3 meses la supervivencia de los fragmentos es de 50% o menor, independientemente de la zona y técnica (Figura 9). Los fragmentos ubicados en la zona *ex situ* presentaron una supervivencia alta. 50% para los fragmentos sembrados en galletas y 68% en cuerdas. En contraste, los fragmentos en la zona *in situ* tuvieron supervivencia más baja: 37% en galletas y 38% en cuerdas (Figura 9). Un comportamiento similar se presentó en Islas del Rosario donde García y colaboradores (1995) fijaron fragmentos en 4 tratamientos: 1. En septiembre 14 Fragmentos en cuerdas fijas a sustrato de *A. palmata* muerto (zona de extracción de los fragmentos) obteniendo para el primer mes

supervivencia del 71,4%, al segundo mes 57,1%, al tercer mes 42,8% y al quinto mes 14,2%; 2. En septiembre, 12 fragmentos fijados a estacas de madera clavadas previamente en el fondo arenoso (zona donde se extrajeron los fragmentos) resultando mortalidad total al primer mes, el tratamiento 3. En octubre se fijaron 11 fragmentos con la misma técnica que en el tratamiento 1 pero sembrados en una zona diferente a la extracción sobreviviendo el 80% el primero y segundo mes, 60% el tercer mes. Por último el tratamiento 4. Entre marzo y mayo se fijaron 17 fragmentos por medio de masilla epóxica a sustrato de *A. palmata* muerto, para el primer y segundo mes sobrevivieron el 92%, el tercer mes 60% y cuarto mes 50%. Teniendo en cuenta que la supervivencia de este estudio fue mayor en el último tratamiento en donde la siembra fue en el segundo trimestre del año el resultado de los tratamientos 1, 2 y 3 (temporada de siembra del presente estudio) se atribuye al efecto generado por los vientos alisios y mar de leva característicos de la época (septiembre a diciembre) alterando las condiciones físicas causando el desprendimiento y pérdidas de los fragmentos (García *et al.*, 1995), al igual que los fenómenos que afectaron este estudio (fenómeno masivo de lluvias y mar de leva). La supervivencia de este estudio frente a estudios realizados con la misma técnica pero en localidad diferente fue similar que en PNN Tayrona – Bahía Gayraca - Chengue (Oviedo, 2011) promedio en los 3 primeros meses de 42% y menor en el caso de PNN Tayrona - Bahía Gayraca (Carrillo, 2012) 97% de supervivencia y PNN Tayrona Bahía Neguanje 100% de supervivencia, aunque esta última utilizó un tipo de guardería diferente. En cuanto a la reportada por Bowden-Kerby y Carne (2012) en Belize, fue menor ya que fue reportado 86,7% de supervivencia en fragmentos sembrados en guarderías tipo “Galletas”.

La menor supervivencia de los esquejes sembrados en cuerdas en la estación In situ durante el mes de noviembre (Figura 9), adicionalmente se relaciona con la pérdida de 2 cuerdas,

cada una con 15 esquejes, lo cual pudo deberse a que según el CIOH (2015) para el mes de noviembre se presentó un frente de baja presión con valores entre 0,98 – 0,99 ATM, lo que se relaciona directamente con la entrada de vientos provenientes de S-W de 0,2 a 10 nudos de velocidad, y olas de 1m de altura aproximadamente y corrientes superficiales que podrían haber arrastrado las cuerdas que cuyos amarres se aflojaran con el constante vaivén de las aguas al igual que sucedió en Islas del Rosario (García *et al.*, 1995).

La zona *ex situ* tiene una menor probabilidad de encontrar en ella especies ícticas coralívoras y herbívoras territoriales las cuales están presentes en la zona *in situ* como chaetodontidos y herbívoros territoriales como pomacéntridos los cuales se encuentran frecuentemente en la zona *in situ* pero no en la *ex situ* (Anexo 1). Según Chasqui y colaboradores (2007) el forrageo de las especies territoriales afectan más los trasplantes que el mordisqueo de las especies coralívoras, el efecto se ve directamente reflejado en la supervivencia y crecimiento de los corales disminuyendo el éxito del fragmento (Hay y Taylor 1985; Miller y Hay 1998). Sucede lo mismo para el caso del poliqueto *Hermodice carunculata* que genera un efecto negativo por la acción del forrageo (Patterson *et al.*, 2002; Williams y Miller, 2006), aunque este estuvo presente en la zona, no pudo ser un factor que influyera en la mortalidad pues la ubicación flotante de la estructura no le permitió acceder a los fragmentos.

Adicionalmente la precipitación acumulada fue de 165 mm aprox. durante 14 días de lluvia (CIOH, 2015), lo que permitió la generación de un fenómeno conocido como “el bombazo” producido por la sedimentación generada por la escorrentía del Río Sinú, lo cual afectó directamente la supervivencia de los esquejes durante este mes, pues la visibilidad del agua fue mínima, dada la sedimentación, afectando la penetrancia de luz, disminuyendo la captura de

radiación por las zooxantelas del coral, generando cambios en el metabolismo del coral, reflejado en una alta mortalidad (Nava, *et al.*, 2015; Corredor *et al.*, 2000 ; García, 2004).

El promedio de crecimiento total para la zona in situ es similar en las dos técnicas siendo 3,0 y 3,3 cm³ para galletas y cuerdas respectivamente (Figura 10 y 11). Un comportamiento similar se presenta en la zona ex situ donde los promedios totales fueron de 2,7 y 2,3 cm³ para Cuerdas y Galletas respectivamente (Figura 10 y 11), teniendo para las dos zonas y para las dos técnicas una diferencia de 0,3 cm³ entre cada una, siendo superior al crecimiento reportado por Carrillo (2012) en la técnica galletas n= 80: 1,57 cm³ y 2,04 cm³ por mes, por Murillo (2012) de 0,13 cm³ y 0,44 cm³ mes y por Pizarro *et al.* (2012) 1,87 cm³ mes en guarderías a media agua en el PNNT.

El crecimiento de los fragmentos en las dos técnicas fue mayor en la zona in situ, debido a que están mejor adaptados a las condiciones bióticas y biofísicas (sustrato) de la zona, teniendo en cuenta que tienen un modo de vida clonal, tiene implicaciones en la diversidad genética, adaptación a los ambientes cambiantes, capacidad de dispersión, resistencia a patógenos (Bowden-Kerby y Carne, 2012; Bruckner y Hourigan, 2000), los cuales se reflejan directamente en la supervivencia y capacidad de reproducción, por otro lado se contó con la presencia de especies de peces herbívoras móviles como *Acanthurus bahianus*, *Acanthurus coeruleus*, *Acanthurus chirurgus*, *Cryptotomus roseus*, *Scarus coelestinus*, *Scarus croicensis*, *Sparisoma viride* y *Sparisoma chrysopterum* (Anexo 1) las cuales podrían tener actividad de forrajeo de algas, controlando su crecimiento y reduciendo la competencia con los corales (Adam *et al.*, 2015; Chasqui *et al.*, 2007).

Por otro lado, el tamaño inicial ($2,5 \pm 4$ cm.) fue óptimo para el crecimiento de los esquejes puesto que para esta especie los fragmentos pequeños tienen mayores probabilidades de sobrevivir, esto se debe a que concentran su energía en aumentar su talla, a diferencia de las colonias grandes que invierten la mayor parte de la energía obtenida en la reproducción mas no en el crecimiento (Hughes y Connell, 1987; Bruckner y Bruckner, 2001; Oviedo, 2011), de esta forma se podría relacionar el tamaño de la colonia con la mortalidad y su capacidad de reproducción sugiriendo que este paramento puede ser más relevante que la longevidad al evaluar el potencial de expansión y la recuperación de los fragmentos donantes que se podrían utilizar en la restauración (Bruckner y Hourigan, 2000).

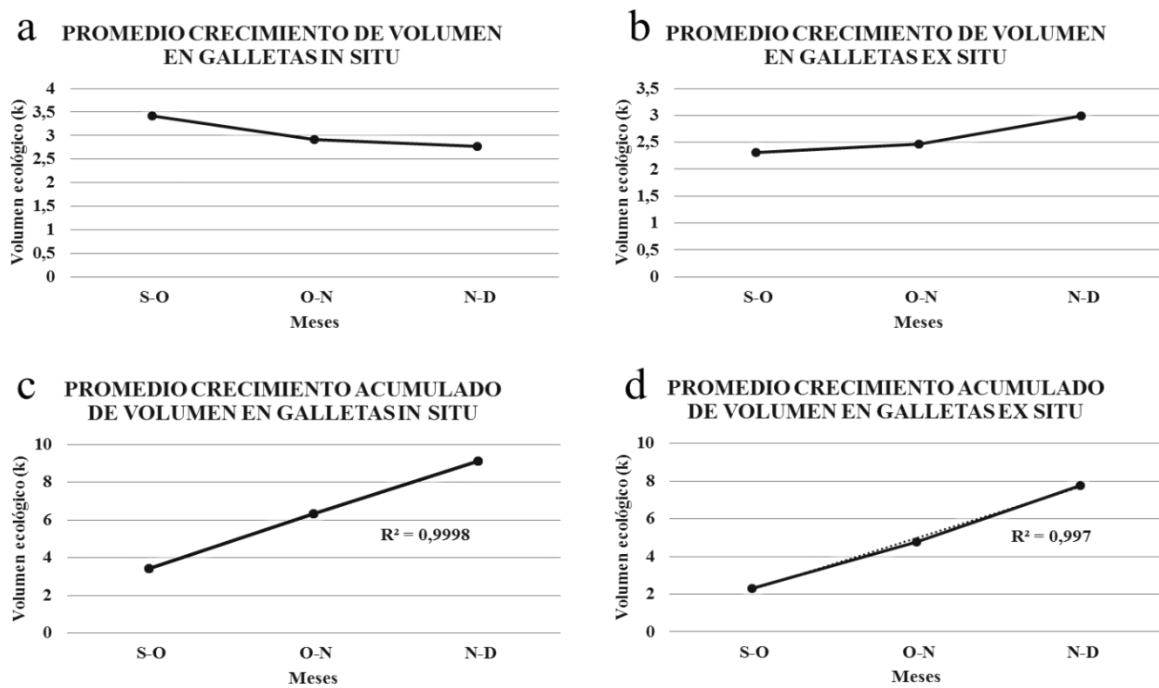


Figura 10. Promedio de crecimiento del volumen ecológico y crecimiento acumulado del volumen ecológico mes a mes de los esquejes de *A. palmata* sembrados en técnica de galletas, en cada zona de siembra. **a y c.** Zona: in situ **b y d.** Zona: ex situ. **S-O:** septiembre-octubre, **O-N:** octubre-noviembre, **N-D:** noviembre-diciembre.

El promedio del crecimiento de los esquejes, al menos en los primeros meses, se ajusta a un crecimiento lineal, pues los valores R^2 superan el 0,99 a excepción de las cuerdas de la zona

in situ que presentaron un valor de 0,95 (Figura 11 c), dado que este valor cercano a 1 indica el ajuste total al modelo (Milton, 2007). Por lo tanto el promedio de crecimiento acumulado expresado a través del volumen ecológico (k) tanto en las 2 técnicas como en las 2 zonas (Figura 10 y Figura 11) aumentó a través del tiempo casi en igual proporción al mes anterior.

El valor de crecimiento en volumen mes a mes fue superior que el mes anterior en la técnica de siembra en cuerdas a diferencia de la técnica de galletas, pues en cada zona se presentó un patrón distinto en el aumento de su crecimiento promedio (Figura 10 a y 10 c y Figura 11 a y 11 c), lo que coincide con lo reportado por Zarza (2014) en donde se evaluó el crecimiento de fragmentos en cuerdas durante 17 meses en Islas del Rosario, obteniendo un R^2 de 0,84 ajustándose al tipo de crecimiento lineal.

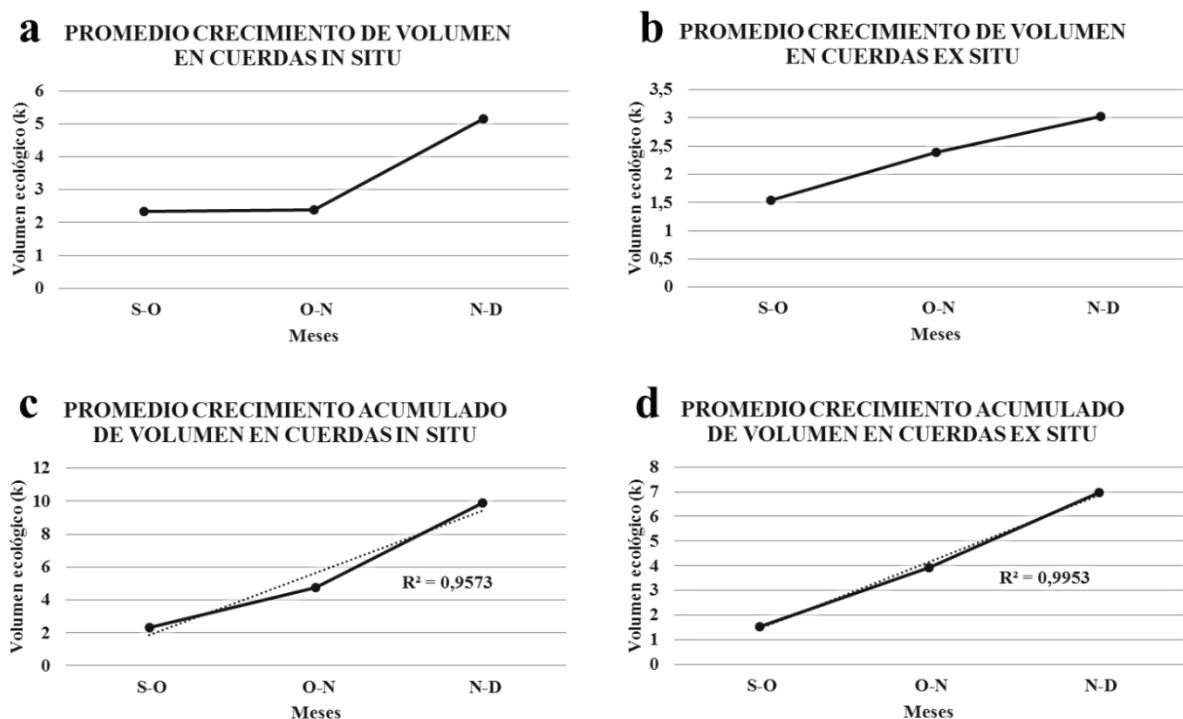


Figura 11. Promedio de crecimiento del Volumen ecológico y crecimiento acumulado del volumen ecológico mes a mes de los esquejes de *A. palmata* sembrados en técnica de cuerdas colgantes, en cada zona de siembra. **a y c.** Zona: in situ **b y d.** Zona: ex situ. **S-O:** septiembre-octubre, **O-N:** octubre-noviembre, **N-D:** noviembre-diciembre.

El comportamiento de crecimiento de tipo lineal de los esquejes en las dos técnicas y las dos zonas durante los meses del estudio, coincide con lo reportado por Lirman y colaboradores (2014) y está relacionado a la forma aplanada de las ramas, ya que se presentan pólipos tanto en la cara superior como en la inferior, esto permite una regeneración del tejido de forma más eficaz (García *et al.*, 1995; Lirman, 2000b), adicionalmente este patrón se relaciona con las características de la especie, pues estudios como el de Nava-Martínez *et al.* (2015), Rogers *et al.* (1982) y Gladfelter *et al.* (1978) sugieren que la tasa máxima y más estable del crecimiento de los esquejes se presentan durante los primeros cuatro meses y este valor tiende a disminuir a medida que aumenta la edad del coral (Oviedo, 2011).

Según la prueba de distribución Shapiro-Wilks con un 95% de confianza para la transformación $\ln(x+1)$ p entre 0,56 y 0,89, para transformación \sqrt{x} p entre 0,57 y 0,97, muestra que la distribución es normal (Anexo 2). La prueba Levene's con un 95% de confianza, para transformación $\ln(x+1)$ $p= 0,357$, para transformación \sqrt{x} $p= 0,84$, indica varianzas homogéneas para los datos analizados (Anexo 3), por lo tanto se realizó la prueba ANOVA de tres factores con un 95% de confianza con $p = 0,00$ para las dos transformaciones donde el volumen ecológico (k) fue la variable dependiente y los factores: la técnica, la zona y el mes (Anexos 4 y 5) y gráfico cajas y bigotes (Figura 12), posteriormente la prueba de Rangos Múltiples (Tabla 6 y Anexo 6) para evidencias las diferencias en el crecimiento entre zonas y técnicas.

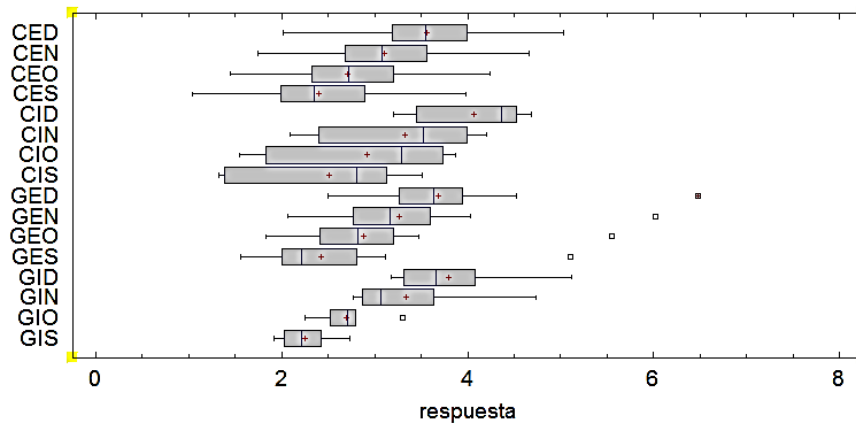


Figura 12. Cajas y bigotes del volumen ecológico de los esquejes de *A. palmata* comparando crecimiento en meses y técnicas de siembra. $P = 0,0 \leq \alpha = 0,05$. Para las siglas: C: cuerdas, G: galletas, I: in situ, E: ex situ, S: septiembre, O: octubre, N: noviembre y D: diciembre.

En la figura 12 se observa que no se encuentran diferencias significativas en el aumento del volumen entre zonas y técnicas al interior de cada mes, pero dicho crecimiento si lo es a lo largo de los meses, ya que los valores iniciales del volumen ecológico son significativamente diferentes a los valores finales.

Tabla 5. Pruebas de Rangos Múltiples para el crecimiento (volumen ecológico) de los esquejes de *A. palmata*, comparación entre técnicas y zonas.

Método: 95,0 porcentaje LSD			
	<i>Casos</i>	<i>Media</i>	<i>Grupos Homogéneos</i>
CES	8	2,24676	X
GIS	28	2,39387	X
GES	27	2,42806	X
CIS	7	2,5053	XX
CEO	8	2,70151	XXX
GEO	28	2,70667	XX
CIO	27	2,87946	XX
GIO	7	2,9227	XXXX
CEN	28	3,1068	XX
GEN	27	3,2607	XX
CIN	7	3,32906	XXXX
GIN	8	3,33413	XXXX
CED	28	3,55621	XXX
GED	27	3,67883	XX
GID	8	3,80037	XXX
CID	7	4,06848	X

La tasa del crecimiento de los fragmentos es similar dentro de cada mes independiente de cada técnica y la zona. Puede verse en la Tabla 5 que los meses de septiembre y octubre se encuentran alineados a la izquierda, mientras que los meses de noviembre y diciembre se alinean hacia la derecha, indicando las diferencias entre estos grupos de meses.

El mes que presentó mayor diferencia fue diciembre, tanto entre técnicas como meses, mostrando un crecimiento significativo con el tiempo, lo que indica que es esta la variable de mayor importancia en el estudio.

Aunque existieron diferencias entre la supervivencia y el crecimiento de los esquejes entre las dos técnicas, estas fueron mínimas, lo cual se podría deber a que en ninguna de las dos, el esqueje debería fijarse por sí mismo, en el caso de las galletas se contó con sustrato artificial y pegante epóxico y en la técnica de cuerdas únicamente se sujetaron con amarraderas plásticas, esto permitió que el esqueje concentrara su energía en crecer y no en su fijación (García *et al.*, 1995).

CONCLUSIONES

La hipótesis se comprueba parcialmente dado que la zona *ex situ* fue ideal para la supervivencia mas no para el crecimiento.

Aunque no se pudo identificar una zona y una técnica que presentara mayor eficiencia para recomendar en la implementación de actividades en la restauración de *Acropora palmata* y la variable con mayor importancia en cuanto a las diferencias en el estudio fue el tiempo transcurrido, se puede decir que tanto las técnicas como las zonas son aptas para ubicar las estructuras de siembra, pues la zona *in situ* presenta mayor crecimiento y la zona *ex situ* presenta

mayor supervivencia, por lo que si a futuro se plantean nuevos proyectos de restauración se debe escoger la zona con base en el objetivo planteado: zona in situ para garantizar crecimiento de los esquejes y ex situ para maximizar la supervivencia.

La supervivencia de los esquejes fue alta en los primeros meses, comportamiento similar a los resultados obtenidos en otros estudios del mismo género y técnicas

El comportamiento del crecimiento de tipo lineal de los esquejes en las dos zonas y en las dos técnicas coincide con lo reportado para las características de la especie, demostrando que los fragmentos presentaron tasas de crecimiento óptimas.

El tamaño inicial ($2,5 \pm 4$ cm.) fue óptimo para el crecimiento de los esquejes puesto que para esta especie los fragmentos pequeños en guarderías, tienen mayores probabilidades de sobrevivir, esto se debe a que concentran su energía en aumentar su talla y no en la supervivencia.

El crecimiento de los fragmentos independientemente de las técnicas y las zonas fue superior a los reportados en estudios de restauración en guarderías de iguales características pero en localidades diferentes.

El crecimiento de los fragmentos en las dos técnicas fue mayor en la zona in situ, debido a que están mejor adaptados a las condiciones bióticas y biofísicas (sustrato) de la zona por lo tanto para posteriores estudios en donde el objetivo sea el crecimiento de fragmentos se recomienda sembrar en guarderías de donde se extraigan los esquejes.

Existieron diferencias mínimas entre el crecimiento de los esquejes en las técnicas, esto podría deberse a que los fragmentos no necesitaron fijarse por sí mismo a un sustrato

concentrando su energía en aumentar su tamaño, pues el uso de pegante epóxico garantiza la permanencia del fragmento en el sustrato.

La zona ex situ presentó la mayor supervivencia ya que disminuye la probabilidad de tener la presencia de especies coralívoras que disminuyen el éxito del fragmento.

RECOMENDACIONES

El uso de fragmentos pequeños, no mayor a 4 cm de longitud, son óptimos para la restauración en guarderías, pues tienen mayores probabilidades de supervivencia y crecimiento, adicionalmente se debe realizar el proceso de limpieza por lo menos una vez por semana para minimizar la competencia con otras especies tanto algas como macro invertebrados.

Las estructuras construidas para el desarrollo del proyecto son eficientes pues permiten el acceso de los investigadores al realizar el monitoreo y limpieza de los fragmentos.

Dado que no hubo diferencias significativas entre las zonas donde se ubicaron las guarderías para ninguna de las variables, depende del objetivo del proyecto el lugar a seleccionar, es decir, si lo que se pretende es obtener la mayor supervivencia de los fragmentos, se debe seleccionar la zona ex situ, mientras que si el objetivo es asegurar el mayor crecimiento, se debe seleccionar la zona in situ.

Al momento de realizar la medición se debe utilizar siempre el mismo instrumento (calibrador o regla) y la toma del dato la debe hacer la misma persona, evitando así errores en el registro.

Los fragmentos de *A. palmata* deben fijarse a las estructuras en posición vertical para evitar perder la posibilidad de supervivencia de pólipos en ambas caras, esto potencializa su crecimiento.

Se debe realizar el seguimiento de los fragmentos ubicados en las guarderías por lo menos 8 meses, evaluando su crecimiento y supervivencia antes de implementar la siguiente fase en la restauración: siembra directa de fragmentos en arrecifes deteriorados que también deben ser monitoreados constantemente.

Se sugiere sembrar en guarderías a comienzos de época seca, con el fin de evitar las condiciones climáticas adversas como tormentas, fuertes vientos, fenómeno de “la niña o Niño”, mar de leva, entre otros, los cuales aumentan la probabilidad del desprendimiento y posterior pérdida de los fragmentos. También se debe ubicar las estructuras a media agua pero a mayores profundidades (10 m) con el fin de minimizar la exposición de los fragmentos a corrientes superficiales las cuales también generan mortalidad y localizadas en zonas de difícil acceso humano y tráfico de lanchas.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio se desarrolló en el marco del Plan de Acción de Isla Fuerte (PAIF) de la Pontificia Universidad Javeriana en convenio con la Fundación para la Investigación en Biodiversidad y Desarrollo Social Sostenible FIBDESS y Fundación Ecotrek, quienes brindaron apoyo logístico y financiero. Agradecemos a la comunidad de Isla Fuerte especialmente a “Papo”, Familia Flores, a las pasantes María Reyes y Ana María Botero, al estudiante Felipe y a Betto por su colaboración en campo. A la doctora Elvira Alvarado, a la doctora Andrea Luna y a

la doctora María Ángela Echeverry por sus pertinentes contribuciones en el documento y a nuestras Familias.

BIBLIOGRAFIA

- Adam, T. Burkepile, D. Ruttenberg, B. Paddock, M. 2015. Herbivory and the resilience of Caribbean coral reefs: knowledge gaps and implications for management. *Marine Ecology*, 520:1-20.
- Alcala, A. Gómez, E. Alcala, L. 1982. Survival and growth of coral transplants in central Philippines. *Kalikasan, Philipp J Biol*, 11: 136-147.
- Alvarado, E. 2008. Estado de las lesiones naturales sobre la fecundidad: implicaciones en la estructura de talla de una población del coral *Montastraea annularis* en un arrecife degradado del caribe colombiano. Tesis de Doctorado. Universidad del Valle, Departamento de Biología. Bogotá D. C. 146 pp.
- Amar, K. y Rinkevick, B. 2007. A floating mid-water coral nursery as larval dispersion hub: testing an idea. *Marine Biology* 151: 713-718.
- Anderson, P. 1972. Isla Fuerte. Geografía Micro-regional de la Isla Colombiana. Colombia Geográfica. *Revista del Instituto Colombiano del Agustín Codazzi*, 5(2): 119-191.
- Aronson, R. Bruckner, A. Moore, J. Precht, B. Weil, E. 2008. *Acropora palmata*. The IUCN List of Threatened Species 2016-1. Disponible: <http://www.iucnredlist.org/details/133006/0>
16/07/2016
- Aronson, R. y Precht, W. 2001. White-band disease and the changing face of Caribbean coral reefs. *Hydrobiology* 460: 25-38

- Auberson, B. 1982. Coral transplantation: an approach to the reestablishment of damaged reefs. *Kalikasan, Philipp J Biol*, 11: 158-172.
- Barnes, R y Rupert, E. 1996. *Zoología de los Invertebrados*. McGraw-Hill. México. 1114p.
- Barreto, M. Barrera, R. Benavides, J. Cardozo, E. Hernández, H. Marín, L. Posada, B. Salvatierra, C. Sierra, P. Villa, A. 1999. Diagnóstico Ambiental del Golfo de Morrosquillo (Punta Rada – Tolú). Una Aplicación de Sensores Remotos y SIG como Contribución al Manejo Integrado de Zonas Costeras. Curso AGS-625 de noviembre de 1998 – 23 de julio de 1999.
- Birkland, C. Randall, R. Grimm, G. 1979. Three methods of coral transplantation for the purpose of reestablishing a coral community in the thermal effluent area of the Tanguisson Power Plant. Technical Report 60, University of Guam, Marine Laboratory, Guam. 24p.
- Bocha y Morse. 2012. Testing the effectiveness of direct propagation techniques for coral restoration of *Acropora* spp. *Ecological Engineering*, 40: 11– 17
- Bongiorni, L., S. Shawrs y B. Rinkevich. 2003. Survival, growth and gonadal development of two hermatypic corals subjected to in situ farm nutrient enrichment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 253:137-144
- Bouchon, C. Jaubert, J. Bouchon-Navaro, Y. 1981. Evolution of a semi-artificial reef built by transplanting coral heads. *Tethys*, 10:173-176.
- Bowdeen-Kerby, A y Carne, L. 2012. Thermal Tolerance as a factor in Caribbean *Acropora* Restoration. Proc 12th Inter Coral Reef Symp 20A.

- Bowden-Kerby, A. 1997. Coral transplantation in sheltered habitats using unattached fragments and cultured colonies. In: Lessios HA, MacIntyre IG (eds) Proc 8th Int Coral Reef Symp, 2: 2063-2068.
- Bowden-Kerby, A. Quinn, N. Stennet, M. Mejia, A. 2005. *Acropora cervicornis* restoration to support coral reef conservation in the Caribbean. NOAA Coastal Zone 05. New Orleans, Louisiana. 8 pp.
- Brown, B. Dunne, E. Goodson, M. Douglas, A. 2000. Bleaching patterns in reef corals. Nature, 404, 142-143
- Bruckner, A. 2002. Proceedings of the Caribbean *Acropora* Workshop: Potential Application of the U.S. Endangered Species Act as a Conservation Strategy. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-24, Silver Spring, MD 184 p.
- Bruckner, A. y Hourigan, T. 2000. Proactive management for conservation of *Acropora cervicornis* and *Acropora palmata*: application of the U.S. Endangered Species Act. Proceedings 9th International Coral Reef Symposium 2: 661-665
- Bruckner, A.W. y Bruckner R. J. 2001. Condition of restored *Acropora palmata* fragments off Mona Island, Puerto Rico, 2 years after the Fortuna Reefer ship grounding. Coral Reefs, 20: 235-243.
- Brusca, R y Brusca, G. 2005. Invertebrados, segunda edición, Editorial Mc Graw Hill. España. 1005p.
- Bula-Meyer, G, 1987. Taxonomic and ecologic studies of subtidal sand plain macroalgal community in the Colombian Caribbean. Tesis Doctoral. Coll. Mar. Stud., Univ. of Delaware, Newark, USA. 189p.

- Carrillo, L. 2012. Estudio preliminar de estrategias para la restauración de los arrecifes del Caribe colombiano. Tesis para optar al título de Magíster en Ciencias Marinas. Universidad Jorge Tadeo Lozano. Facultad de ciencias naturales e Ingeniería. Maestría en Ciencias Marinas. Santa Marta. 118p.
- Castaño, G. y Moncaleano, A. 2007. Modelo de evaluación de la unidad productiva de pesca en Isla Fuerte, Cartagena, Bolívar. *Universidad & Empresa*, 13: 195-209.
- Cendales, M. Zea, S. Díaz, J. 2002. Geomorfología y unidades ecológicas del complejo arrecifal de Islas del Rosario e Isla Barú (Mar Caribe, Colombia). *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 26 (101): 497-510
- Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas - C I O H. 2015. Disponible: <https://www.cioh.org.co/meteorologia/ResumenClimatologico.php>. 16/07/2016
- Chasqui E, Alvarado, E, Acero A, Zapata F. 2007. Efecto de la herbivoría y coralivoría en la supervivencia de corales trasplantados en el Caribe colombiano. *Rev. Biol. Trop* 55 (3-4): 825-837
- Clark, S y Edwards, A.J. 1995. Coral transplantation as an aid to reef rehabilitation: evaluation of a case study in the Maldive Islands. *Coral Reefs*, 14: 201-213.
- Comín, F. 2010. Ecological restoration. A Global Challenge. Cambridge University Press, Cambridge. 291p.
- Corredor, J. Muszynski, F. Armstrong, R. García, R. Morell, J. 2000. UV-Absorbing compounds in three species of Caribbean zooxanthellate coral: depth distribution and spectral response. *Bulletin Of Marine Science*, 67 (2): 821 – 830
- Díaz, J. Barrios, L. Cendales, M. Garzón, J. Geister, J. López, M. Ospina, G. Parra, F. Pinzón, J. Vargas, B. Zapata, F. Zea, S. 2000. Áreas coralinas de Colombia. Cap. II – Unidades

- Ecológicas de las Areas Coralinas. INVEMAR, Serie de publicaciones especiales, No. 5, Santa Marta, 176 p.
- Díaz, J. Sánchez, J. Díaz-Pulido, G. 1996. Geomorfología y formaciones arrecifales recientes de Isla Fuerte y Bajo Bushnell, plataforma continental del Caribe Colombiano. Bol. Invest. Mar. Cost., 25: 87-105
- Díaz-Pulido, G, 1997. Informe nacional sobre el estado de la biodiversidad en Colombia. Programa de biodiversidad y Ecosistemas marinos y costeros. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras INVEMAR. Santa Marta: 143p.
- Edwards, A. 2010. Reef Rehabilitation Manual. Coral Reef Targeted Research & Capacity Building for Management Program: St Lucia, Australia. ii + 166 pp.
- Edwards, A. y Gómez, E. 2007. Reef Restoration Concepts and Guidelines: making sensible management choices in the face of uncertainty. Coral Reef Targeted Research & Capacity Building for Management Program, St Lucia, Australia. (4): 38 pp.
- Epstein, N. Bak, R. Rinkevich, B. 2001. Strategies for gardening denuded coral reef areas: the applicability of using different types of coral material for reef restoration. Restor. Ecol, 9: 432-442.
- Epstein, N. Bak, R. y Rinkevich, B. 2003. Applying forest restoration principles to coral reef rehabilitation. Aquatic Conservation 13: 387-395
- Fucik, K.W. Bright, T.J. Goodman, K.S. 1984. Measurements of damage, recovery, and rehabilitation of coral reefs exposed to oil. In: Cairne J, Buikema AL (eds) Restoration of habitats impacted by oil spills. Butterworth, Boston. 192p.
- Fundación Calipso C-FORCE (2012) www.fundacioncalipso.org

- García, A. Pizarro, V. Carrillo, V. 2014. Ensayo. Revisión y estado del arte de la restauración ecológica de arrecifes coralinos. *Biota Colombiana*, 15(2): 132-149.
- García, R. 2004. Dinámica de crecimiento de tres especies de coral en relación a las propiedades ópticas del agua. Tesis sometida en cumplimiento parcial de los requisitos para el grado de doctor en filosofía en Ciencias Marinas (Oceanografía Biológica) Universidad de Puerto Rico. Recinto universitario de Mayagüez. 139 p.
- García, R. Alvarado, E. 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. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 24 (1): 5-21.
- Garzón-Ferreira, J., Moreno-Bonilla, M. y Valderrama, J. 2004. Condición actual de las formaciones coralinas de *Acropora palmata* y *A. cervicornis* en el Parque Nacional Natural Tayrona (Colombia). *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* 33: 117-136
- Gates, R y Edmunds P. 1999. The Physiological Mechanisms of Acclimatization in Tropical Reef Corals. *American Zoologist*, 39: 30-43
- Gil, D. Navas, R. Rodríguez, A. Reyes, M. Bejarano, S. Garzón, J. Smith, G. 2009. Enfermedades coralinas y su investigación en los arrecifes colombianos. *Bol. investig. mar. Cost.*, 38 (2): 189-224.
- Gladfelter, E. 1984. Skeletal development in *Acropora cervicornis*. A comparison of monthly rates of linear extensión and calcium carbonate accretion measures over a year. *Coral Reefs*. 3:51-57
- Gladfelter, W. 1982. White-Band disease in *Acropora palmata*: implications for the structure and growth of shallow reefs. *Bulletin of Marine Science*, 32 (2): 639-643

- Gómez-Delgado, F. 2016. PROGRAMA DE MANEJO INTEGRADO DE LA ZONA COSTERA DE ISLA FUERTE, BOLIVAR - CARIBE COLOMBIANO. FASES III y IV "DESARROLLO SOCIAL SOSTENIBLE PARA EL MANEJO, CONSERVACIÓN Y RECUPERACIÓN DE LOS BIENES Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS" - PLAN DE ACCIÓN – PAIF - Pontificia Universidad Javeriana, Departamento de Biología – Unidad de Ecología y Sistemática – Unesis, Fundación para la Investigación en Biodiversidad y Desarrollo Social Sostenible – FIBDESS - Fundación Mariposas, Fundación Ecotrek, Comunidad de Isla Fuerte.
- Gómez-Delgado, F. 2017. Isla Fuerte – Caribe colombiano “Estudio biológico, ecológico y social” ed. Pontificia Universidad Javeriana. En edición.
- Griffin, S. Spathias, H. Moore, T. Baums, I. Griffin, B. 2012. Scaling up *Acropora* nurseries in the Caribbean and improving techniques. Proceedings of the 12th International Coral Reef Symposium. Restoration of Coral Reefs. Cairns, Australia, 9-13 July 2012 20A.
- Guzmán, H y Guevara, C. 1998. Arrecifes coralinos de Bocas del Toro, Panamá: II. Distribución, estructura y estado de conservación de los arrecifes de las Islas Bastimentos, Solarte, Carenero y Colón. Rev. Biol. Trop. 46(4): 889-912
- Guzmán, H. 1991. Restoration of coral reefs in Pacific Costa Rica. Conserv Biol, 5: 189-195.
- Guzmán, H. 1993. Transplanting coral to restore reefs in the eastern Pacific. Spirit of Enterprise. Rolex Awards Books, New York. 489p.
- Guzman, H. y Cortez, J. 1989. Grow rates of eight species of scleractinian corals in the Eastern Pacific (Costa Rica). Bulletin of Marine Science. 44(3): 1186-1194.
- Harriot, V.J. y Fisk, D.A. 1988. Coral transplantation as a reef management option. In: Choat JH et al. (eds) Proc 6th Int Coral Reef Symp, 2: 375-379.

- Harrison, P. L. y Wallace, C. C. 1990. Reproduction, dispersal and recruitment of scleractinian corals. Pp. 133-207. *En*: Dubinsky, Z. (Ed.) Coral Reefs. Ecosystems of the World. Elsevier, Amsterdam.
- Hernández, G. Lango, F. Castañeda, M. Zamora, J. Maldonado, J. 2011. Culture of elkhorn coral *Acropora palmata* in a recirculating system using synthetic seawater. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* (46) 3: 477-482
- Highsmith, 1982. Reproduction by fragmentation in corals. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 7:207- 226.
- Hollarsmith, J. Griffin, S. Moore, T. 2012. Success of outplanted *Acropora cervicornis* colonies in reef restoration. Proceedings of the 12th International Coral Reef Symposium. Restoration of Coral Reefs. Cairns, Australia, 9-13 July 2012 20A
- Hudson, J.H. y Goodwin, W.B.1997. Restoration and growth rate of hurricane pillar coral (*Dendrogyra cylindrus*) in the Key Largo National Marine Sanctuary, Florida. In: Lessios HA, MacIntyre IG (eds) Proc 8th Int Coral Reef Symp, 1: 567-570.
- Huertas, J. 2000. Caracterización Estructural, Composición y estado de Salud de las Formaciones Coralinas de Isla Fuerte, bajo Burbujas y bajo Bushnel, Caribe Colombiano. Trabajo de Grado de Pregrado. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Antioquia, Medellín, 96p.
- Hughes, T y Connell J. 1987. Population Dynamics Based on Size or Age? A Reef-Coral Analysis. *The American Naturalist*, 129 (6): 818-829
- Hughes, T. Baird, A. Bellwood, D. Card, M. Connolly, S. Folke, C. Grosberg, R. Hoegh-Guldberg, OJackson, J. Kleypas, J. Lough, J. Marshall, P. Nyström, M. Palumbi, S. Pandolfi, J. Rosen B. Roughgarden, J. 2003. Climate change, human impact, and the resilience of coral reefs. *Science* 301: 929-933.

- INVEMAR – Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras, Corporación Autónoma Regional CARSUCRE, Corporación Autónoma Regional de los Valles del Sinú y San Jorge – CVS. 2002. Formulación del Plan de Manejo Integrado de la Unidad Ambiental Costera Estuarina Río Sinú-Golfo de Morrosquillo, Caribe Colombiano: Etapa 1. Caracterización y Diagnóstico. Informe técnico. Santa Marta, Colombia. 800p.
- Jaap, W. 2000. Coral reef restoration. *Ecological Engineering*, 15:345-364
- Joyner, J. Sutherland, K. Kemp, D. Berry, B. Griffin, A. Porter, J. Amador, M. Noren, H. Lipp, E. 2015. Systematic analysis of white pox disease in *Acropora palmata* of the Florida Keys and the role of *Serratia marcescens*. *Appl Environ Microbiol*, 81:4451–4457.
- Kojis, B y Quinn, N. 1981. Factors to consider when transplanting hermatypic corals to accelerate regeneration of damaged coral reefs. In: Proc. Conference on Environmental Engineering. GBRMPA, Townsville, Australia, 1981:183-189.
- Kojis, B.L. y N.J. Quinn. 2001. The importance of regional differences in hard coral recruitment rates for determining the need for coral restoration. *Bulletin of Marine Science* 69 (2): 967-974
- Levy, G., L. Shaish, A. Haim y B. Rinkevich. 2010. Mid-water rope nursery – Testing design and performance of a novel reef restoration instrument. *Ecological Engineering* 36: 560-569
- Lirman, D, 2000b. Fragmentation in the branching coral *Acropora palmata* (Lamarck): growth, survivorship, and reproduction of colonies and fragments. *J Exp Mar Biol Ecol* 251:41–57
- Lirman, D. Schopmeyer, S. Galvan, V. Drury, C. Baker, AC. 2014. Growth Dynamics of the Threatened Caribbean Staghorn Coral *Acropora cervicornis*: Influence of Host Genotype, Symbiont Identity, Colony Size, and Environmental Setting. *PLoS ONE*, 9 (9): e107253.

- Lirman, D. Thyberg, T. Herlan, J. Hill, C. Young-Lahiff, C. Schopmeyer, S. Huntington, B. Santos, R. Drury, C. 2010. Propagation of the threatened taghorn coral *Acropora cervicornis*: methods to minimize the impacts of fragment collection and maximize production. *Coral Reefs*, 29: 729-735.
- Lirman, D. y Miller, M. 2003. Modeling and Monitoring Tools to Assess Recovery Status and Convergence Rates between Restored an Undisturbed Coral Reef Habitats. *Restoration Ecology* 11 (4): 448-456
- Maragos, J. 1974. Coral transplantation: a method to create, preserve and manage coral reefs. Sea grant advisory report. University of Hawaii, Honolulu. 30p.
- Martinez, K. y Rodriguez, J. 2012. Estructura poblacional de *Acropora palmata* (Scleractinia: Acroporidae) en el Parque Nacional San Esteban, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*, 51 (2): 129-137
- Mejía, M y Ramírez, A. 2004. Caracterización del sistema extractivo de la pesca artesanal en Isla Fuerte, Mar Caribe, Colombia. *Ambiente y Desarrollo*, 11:13-28.
- Miller, M. Bourque, A. y Bohnsack, J. 2002. An analysis of the loss of acroporid corals at Looe Key, Florida, USA: 1983-2000. *Coral Reefs* 21: 179-182
- Miller, M. Lohr, K. Cameron, C. Williams, D. Peters, E. 2014. Disease dynamics and potential mitigation among restored and wild staghorn coral, *Acropora cervicornis*. *PeerJ* 2:e541. <http://doi.org/10.7717/peerj.541>
- Milton, S. (2002). *Estadística para Biología y Ciencias de la Salud*. Tercera edición, Editorial McGraw Hill. España. 722p.
- Moberg, F. y Folke, C. 1999. Ecological goods and services of coral reef ecosystems. *Ecological Economics* 29:215-233.

- Mueller, E. Peters, E.C. Santavy, D.L. Smith, G.W. 2002. The etiology of White Pox, a lethal disease of the Caribbean Elkhorn coral, *Acropora palmata*. Proc Natl Acad Sci, 99(13):8725-8730.
- Muko, S. e Iwasa, Y. 2011. Long-term effect of coral transplantation: restoration goals and choice of species. Journal of Theoretical Biology, 280: 127 – 138.
- Muñiz, C. 2004. Restauración en arrecifes de coral. Ciencias, 76: 42-45
- Muñoz, R.F. 1997. Coral transplantation program in the Paraiso coral reef, Cozumel Island, Mexico. In: Lessios HA, MacIntyre IG (eds) Proc 8th Int Coral Reef Symp, 2: 2075-2078.
- Murillo, I. 2012. Experimentos iniciales para la restauración de las especies *Acropora cervicornis* y *Acropora palmata* en el area arrecifal de playa del muerto (Parque Nacional Tayrona). Tesis Biol. Mar., Universidad Jorge Tadeo Lozano. 36 p
- Ortega, S. 2010. Estudio de aprovechamiento de la energía del oleaje en Isla Fuerte (Caribe colombiano) Trabajo de Grado de Maestría. Facultad de Minas. Universidad Nacional de Colombia. Medellín, 130 p.
- Oviedo, M. 2011. Viabilidad de trasplantes de coral cuerno de alce *Acropora palmata* (Lamarck, 1816) en el Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe colombiano. Tesis para optar al título de Magíster en Ciencias en Biología – Línea Biología Marina. Universidad Nacional de Colombia facultad de Ciencias – Sede Bogotá. Centro de estudios en ciencias del mar (CECIMAR) – Sede Caribe convenio Universidad Nacional de Colombia – INVEMAR. 47 p.
- Padilla, C. Alata-Vázquez, H. y Andreu-Montalvo, E. 2009. Factores de riesgo para los arrecifes coralinos y sus mecanismos de respuesta ante los efectos del cambio climático global, p. 1-24. En: E. Rivera-Arriaga, I. Azuz-Adeath, G.J. Villalobos Zapata y L. Alpuche Gual

- (eds.). Cambio Climático en México un Enfoque Costero-Marino. Universidad Autónoma de Campeche. 102p.
- Padilla, C. y M. Lara. 1996. Efecto del tamaño de las colonias en el crecimiento de *Acropora palmata* en Puerto Morelos, Quintana Roo, México. *Hidrobiológica* 6 (1-2): 17 - 24.
- Patterson, K.L. Porter, J.W. Ritchie, K.B. Polson, S.W. Nava, G. García, S. Román, M. López, I. Rangel, M. Dor, A. 2015. Evaluación de técnicas de viveros y trasplantes para la restauración del coral *Acropora palmata* (Anthozoa:Scleractinia) en el Sistema Arrecifal Veracruzano. *Revista Digital E-Bios*, 2 (8): 106-123.
- Petersen, D., Laterveer, M. y Visser, G. 2007. Sexual Recruitment of the Corals *Favia fragum* and *Agaricia humilis* in a 30 m³ exhibit aquarium: Species- Specific limitations and implications on reproductive ecology. *Zoo Biology* 26: 75-91.
- Pizarro, V. Carrillo, V. García-Llano, C. Charuvi, N. Castaño, R. 2012. Informe de avance proyectos piloto de cría de fragmentos con fines de restauración realizados en el Parque Nacional Natural Tayrona. Santa Marta. 25p
- Pizarro, V. Carrillo, V. García-Rueda, A. 2014. Ensayo. Revisión y estado del arte de la restauración ecológica de arrecifes coralinos. *Biota Colombiana*, 15 (2): 132-149
- Pizarro, V. y J. Thomason. 2008. How do swimming ability and behavior affect the dispersal of coral larvae. Pp. 454-458. *En: Proceedings of the 11th International Coral Reef Symposium*. Okinawa, Japan.
- Plucer-Rosario, G.P. y Randall, R.H. 1987. Preservation of rare coral species by transplantation: an examination of their recruitment and growth. *Bull mar Sci*, 4: 585-593.
- Precht, W. 2006. Coral reef restoration handbook. CRC Press. United States of America. 366 pp.

- Reaka-Kudla, D. 1996. The global biodiversity of coral reefs: A comparison with rain forest. *Biodiversity II: Understanding and Protecting Our Natural Resources*. The National Academy of Sciences. Washington, D.C. 560p.
- Reserva de la Biosfera Arrecifes de Sian Ka'an. 2013. Monitoreo del coral cuerno de alce (*Acropora palmata*) en la Reserva de la Biosfera Arrecifes de Sian Ka'an. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Disponible: https://simec.conanp.gob.mx/pdf_monitoreo/97-arrecifes_sian_kaan_coral.pdf 16/03/2017
- Reyes, J. Santodomingo, N. Flórez, P. 2010. Corales Escleractinios de Colombia. INVEMAR Serie de Publicaciones Especiales, No. 14. Santa Marta, 246 p.
- Reyes, J. Santodomingo, N. Lattig-Matiz, P. *Acropora palmata*, 48-50p. En Ardila, N. Navas, R. y Reyes, J. (Eds.). 2002. Libro rojo de los invertebrados marinos de Colombia. INVEMAR. Ministerio del Medio Ambiente. La serie Libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Bogotá, Colombia.
- Ricaurte-Villota, C. Morales-Giraldo, D. Coca-Domínguez, O. Hernández-Pinto, J. Bastidas-Salamanca, M. Ordóñez-Zúñiga, S. Velandia-Bohórquez, A. Vivas-Aguas, L. Obando-Madera, P. Navas-Camacho, R. Rodríguez-Rodríguez, J. 2016. Estado del Ambiente y los Ecosistemas Marinos y Costeros. Pp. 26-59. En: INVEMAR. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia: Año 2015. Serie de Publicaciones Periódicas No. 3. Santa Marta. 186p.
- Rinkevich B. 2005 Conservation of coral reefs through active restoration measures: recent approaches and last decade progress. *Environmental science technology*, 39:4333-4342.
- Rinkevich, B. 2000. Steps towards the evaluation of coral reef restoration by using small branch fragments. *Marine Biology*, 136:807-812.

- Rinkevich, B. 2006. The coral gardening concept and the use of underwater nurseries: lessons learned from silvics and silviculture. Pp. 291-301.
- Rinkevich, B. y Loya, Y. 1983. Short term fate photosynthetic products in a hermatypic coral. *Marine Biology Ecology*, 73:175-184.
- Rogers, C. Suchanek, T. Pecora, T. 1982. Effects of Huricanes David and Frederic. (1979) on shallow *Acropora palmata* reef communities: St. Croix, U.S. Virgin Islands. *Bulletin of Marine Science*, 32 (2): 532-548.
- Romero, D. 2013. Variables ambientales durante eventos de blanqueamiento coralino. Tesis presentada como requisito parcial para optar al título de: Magister en Medio Ambiente y Desarrollo. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Minas, Escuela de Geociencias y Medio Ambiente. Medellín, Colombia. 115p.
- Sarmiento, R. López, Á. Mejías, M. Dávila, P. Franco, A. 2013. Variabilidad intra-anual del régimen climático en sectores de surgencia en el sudeste del Mar Caribe, usando ERA Interim. *Revista de biología marina y oceanografía*, 48(3): 471-485.
- Schuhmacher, H. y Plewka, M. 1981. The adaptative significance of mechanical properties versus morphological adjustments in skeletons of *Acropora palmata* and *Acropora cervicornis* (Cnidaria, Scleractinia). *Proc. 4th. Int. Coral Reef Symp.*, Manila, 2:121-128
- Schuhmacher, H. y Plewka, M. 1981. The adaptative significance of mechanical properties versus morphological adjustments in skeletons of *Acropora palmata* and *Acropora cervicornis* (Cnidaria, Scleractinia). *Proc. 4th. Int. Coral Reef Symp.*, Manila, 2:121-128.
- SEMARNAT-CONANP, 2008. Programa de acción para la conservación de las especies: corales cuerno de ciervo (*Acropora cervicornis*) y cuerno de alce (*Acropora palmata*) (PACE:

Acroporas).

Disponible:

http://www.conanp.gob.mx/pdf_especies/PACE%20Acroporas%20-1.pdf 28/09/2016

Sepúlveda, M. 2004. Distribución vertical, composición, riqueza y densidad de corales hermatípicos juveniles en el arrecife de Isla Fuerte, Caribe colombiano. Trabajo de Grado Pregrado. Facultad de Ciencias. Pontificia universidad Javeriana. Bogotá. 102p.

Shafir, S y B. Rinkevich. 2010. Integrated long term mid-water coral nurseries: a management instrument evolving into a floating ecosystem. University of Mauritius Journal, 16: 365-386.

Shafir, S. Van Rijn, J. y Rinkevich, B. 2006. Steps in the construction of underwater coral nursery, an essential component in reef restoration acts. Marine Biology 149: 679-687.

Shaish, L. Levy, G. Katzir, G. Rinkevich, B. 2010. Stabilization of Fragments to Enhance Asexual Recruitment in *Acropora Palmata*, a Threatened Caribbean Coral. Ecological Engineering, 36: 1424-1432

Shinn, E. 1966. Coral growth rate, an environmental indicator. J Paleont 40: 233-242.

Shinn, E. 1976. Coral reef recovery in Florida and the Persian Gulf. Envir Geol 1: 241-254.

Smith, L. y Huges, T. 1999. An experimental assessment of survival, re-attachment and fecundity of coral fragments. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 235: 147-164.

Soong K. y T. Chen. 2003. Coral Transplantation: Regeneration and Growth of *Acropora* Fragments in a Nursery. Restoration Ecology 11 (1): 62-71

Society for Ecological Restoration (SER) International, Grupo de trabajo sobre ciencia y políticas. 2004. Principios de SER International sobre la restauración ecológica. Disponible <http://www.ser.org> 31/03/2017

- Sutherland, K. y Ritchie, K. 2004. White Pox Disease of the Caribbean Elkhorn Coral, *Acropora palmata*. In: E. Rosemberg and Y. Loya (Eds). Coral Health and Disease. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 300 p.
- Torruco, D. y González M. 2010. Estado actual de los corales de Yucatán. In: Duran, R, y M. Méndez (eds). Biodiversidad y desarrollo humano en Yucatán CICY, PPD-FMAM, CONABIO, SEDUMA. 204-209. 508 p.
- Van Moorsel, G. 1988 Early maximum growth of stony corals (Scleractinia) after settlement on artificial substrata on a Caribbean reef Mar. Ecol. Prog. Ser. 50, 127-135
- Van Treeck, P. y Schuhmacher, H. 1997. Initial survival of coral nubbins transplanted by a new coral transplantation technology - options for reef rehabilitation. Mar Ecol Prog Ser. 150: 287-292.
- Vargas, O. 2007. Guía metodológica para la RESTAURACIÓN ECOLÓGICA del bosque altoandino. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, 190p.
- Weil, E. Hernández-Delgado, E. Bruckner, A. Ortiz, A. Nemeth, M. Ruiz, H. 2002. Distribution and status of acroporid populations in Puerto Rico. 67-94. En: A.W. Bruckner (Ed). Proceedings of the Caribbean *Acropora* Workshop: potential application of the U.S. endangered species act as a conservation strategy. University of Miami. Miami. 184p
- Werding, B. y Sánchez. H. (1988). Deterioro observado en las formaciones coralinas de la bahía de Santa Marta, Colombia. An. Inst Inv. Mar. Punta Betín, 18: 9-16.
- Wilkinson, C. 2008. Status of coral reefs of the world: 2008. Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville, Australia. 298 pp.

- Williams, D. y Miller, M. 2006. Importance of disease & predation to the growth & survivorship of juvenile *Acropora palmata* & *Acropora cervicornis*: a demographic approach. Proc 10th Int Coral Reef Symp 1:1096-1104
- Williams, D. y Miller, M. 2010. Stabilization of Fragments to Enhance Asexual Recruitment in *Acropora palmata*, a Threatened Caribbean Coral. Restoration Ecology (18) S2:446–451
- Yap, H. Alin, M. Gómez, E. 1992. Trends in growth and mortality of three coral species (Anthozoa: Scleractinia), including effects of transplantation. Mar Ecol Prog Ser, 83: 91-101.
- Yap, H. y Gómez, E. 1985. Growth of *Acropora pulchra*. III. Preliminary observations on the effects of transplantation and sediment on the growth and survival of transplants. Mar Biol, 87: 203-209.
- Yates, K. y Carlson, B. 1992. Corals in aquariums: how to use selective collecting and innovative husbandry to promote coral preservation. In: Richmond RH (ed) Proc 7th Int Coral Reef Symp. (2): 1091.
- Zarza, E. Vargas, A. Londoño, L, Pacheco, A. Duque, D. 2014. Ensayo preliminar de crecimiento de fragmentos del coral amenazado *Acropora cervicornis* en una guardería colgante y experiencia piloto de trasplante en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo, Caribe colombiano. Biota Colombiana, vol. 15, núm. 2, 2014, pp. 102-113

ANEXOS

Anexo 1. Ictiofauna asociada al deterioro coralino. Las abundancias absolutas de las especies en el bajo Cebolleta en 2015 se obtuvieron por medio de cuatro conteos con la técnica de Conteo Visual Rápido, cada conteo se compone de 6 derivas de 30 minutos cada una (adaptado de Gómez-Delgado, 2016).

Familia	Especie	Abundancia	Hábito alimenticio
Acanthuridae	<i>Acanthurus bahianus</i> (Castelnau, 1855)	870	Herbívoro
Acanthuridae	<i>Acanthurus coeruleus</i> (Bloch&Schneider, 1801)	357	Herbívoro
Acanthuridae	<i>Acanthurus chirurgus</i> (Bloch, 1787)	170	Herbívoro
Chaetodontidae	<i>Chaetodon capistratus</i> (Linnaeus, 1758)	74	Coralívoro
Chaetodontidae	<i>Chaetodon ocellatus</i> (Bloch, 1787)	63	Coralívoro
Chaetodontidae	<i>Chaetodon striatus</i> (Linnaeus, 1758)	27	Coralívoro
Pomacentridae	<i>Microspathodon chrysurus</i> (Cuvier, 1830)	4	Herbívoro
Pomacentridae	<i>Stegastes diencaeus</i> (Jordan & Rutter, 1897)	1	Herbívoro
Scaridae	<i>Cryptotomus roseus</i> (Cope, 1871)	10	Herbívoro
Scaridae	<i>Scarus coelestinus</i> (Valenciennes, 1840)	4	Herbívoro
Scaridae	<i>Scarus croicensis</i> (Bloch, 1790)	9	Herbívoro
Scaridae	<i>Sparisoma viride</i> (Bonnaterre, 1788)	130	Herbívoro
Scaridae	<i>Sparisoma chrysopterum</i> (Bloch&Schneider, 1801)	41	Herbívoro

Anexo 2. Prueba Shapiro-Wilk para datos transformados

Transformación	Test de normalidad de shapiro													
ln (x+1)	Tests for normal distribution													
		GIS	GIO	GIN	GD	CIS	CIO	CIN	CD	GES	GEO	GEN	GED	GES
	N	28	28	28	28	28	28	28	28	28	28	28	28	28
	Shapiro-Wilk W	0,6087	0,6019	0,6174	0,61	0,5784	0,5793	0,5793	0,5662	0,8925	0,8225	0,7818	0,7072	0,9715
\sqrt{x}	Tests for normal distribution													
		GIS	GIO	GIN	GD	CIS	CIO	CIN	CD	GES	GEO	GEN	GED	GES
	N	28	28	28	28	28	28	28	28	28	28	28	28	28
	Shapiro-Wilk W	0,6119	0,6082	0,6297	0,625	0,5815	0,5813	0,5836	0,5747	0,8618	0,8451	0,8449	0,8133	0,9712

Anexo 3. Prueba Levene's para datos transformados

Transformación	Test de homogeneidad de varianzas de Levene's	
ln (x+1)		<i>Prueba</i>
	Levene's	1,13559
\sqrt{x}		<i>Valor-P</i>
	Levene's	0,324331

Anexo 4. Prueba ANOVA de 3 factores para datos transformados programa STATGRAPHICS Centurion XV versión 15.2.05)

Transformación		Prueba ANOVA				
ln (x+1)	<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
	Entre grupos	24,4231	15	1,62821	9,99	0,0000
	Intra grupos	43,0062	264	0,162902		
	Total (Corr.)	67,4293	279			
\sqrt{x}	<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
	Entre grupos	66,8026	15	4,4535	9,43	0,0000
	Intra grupos	124,678	264	0,472264		
	Total (Corr.)	191,48	279			

Anexo 5. Prueba ANOVA de 3 factores para datos transformados (proporcionado por Andrea Luna – Programa Statistica)

Univariate Tests of Significance for VOLUMEN (Spreadsheet2) Sigma-restricted parameterization Effective hypothesis decomposition					
	SS	Degr. of - Freedom	MS	F	p
Intercept	977,9292	1	977,9292	5994,578	0,000000
TECNICA	0,0037	1	0,0037	0,023	0,879774
ZONA	0,1571	1	0,1571	0,963	0,327399
MES	17,9808	3	5,9936	36,740	0,000000
TECNICA*ZONA	0,1915	1	0,1915	1,174	0,279605
TECNICA*MES	0,0659	3	0,0220	0,135	0,939342
ZONA*MES	0,2354	3	0,0785	0,481	0,695798
TECNICA*ZONA*MES	0,0269	3	0,0090	0,055	0,983039
Error	43,0678	264	0,1631		

Anexo 6. Contrastes con diferencias significativas de la prueba de rangos múltiples

Contraste	Sig.	Diferencia	+/- Límites	Contraste	Sig.	Diferencia	+/- Límites
CED - CEN	*	0,449405	0,361637	CED - GEO	*	0,67674	0,36497
CED - CEO	*	0,849532	0,361637	CED - GES	*	1,12814	0,36497
CED - CES	*	1,16233	0,361637	CEN - GED	*	-0,57203	0,36497
CEN - CES	*	0,712927	0,361637	CEN - GES	*	0,67874	0,36497
CEN - CEO	*	0,400127	0,361637	CEO - GED	*	-0,972157	0,36497
CID - CIO	*	1,14578	0,723274	CEO - GEN	*	-0,554025	0,36497
CID - CIS	*	1,56318	0,723274	CES - GED	*	-1,28496	0,36497
CID - CIN	*	0,739418	0,723274	CES - GEN	*	-0,866825	0,36497
CIN - CIS	*	0,823757	0,723274	CES - GEO	*	-0,485592	0,36497
GEN - GEO	*	0,381233	0,368273	CID - GIN	*	0,734348	0,700307
GEN - GES	*	0,832638	0,368273	CID - GIO	*	1,36697	0,700307
GED - GEN	*	0,418132	0,368273	CID - GIS	*	1,82172	0,700307
GED - GEO	*	0,799365	0,368273	CIN - GIS	*	1,08231	0,700307
GED - GES	*	1,25077	0,368273	CIO - GID	*	-0,877672	0,700307
GEO - GES	*	0,451405	0,368273	CIS - GID	*	-1,29507	0,700307
GID - GIO	*	1,09886	0,676561	CIS - GIN	*	-0,828827	0,700307
GID - GIS	*	1,55362	0,676561	CED - GIO	*	0,854695	0,542456
GIN - GIS	*	1,08738	0,676561	CED - GIS	*	1,30945	0,542456
CED - CIO	*	0,633502	0,571798	CEN - GID	*	-0,693574	0,542456
CED - CIS	*	1,0509	0,571798	CEN - GIS	*	0,860045	0,542456
CEN - CID	*	-0,961679	0,571798	CEO - GID	*	-1,0937	0,542456
CEN - CID	*	-0,961679	0,571798	CES - GID	*	-1,4065	0,542456
CEN - CIS	*	0,601496	0,571798	CES - GIN	*	-0,940258	0,542456
CEO - CID	*	-1,36181	0,571798	CID - GEN	*	0,807782	0,573912
CEO - CIN	*	-0,622389	0,571798	CID - GEO	*	1,18901	0,573912
CEO - CID	*	-1,36181	0,571798	CID - GES	*	1,64042	0,573912
CES - CID	*	-1,67461	0,571798	CIN - GES	*	0,901002	0,573912
CES - CIN	*	-0,935189	0,571798	CIO - GED	*	-0,756127	0,573912
GED - GIO	*	0,97732	0,544683	CIS - GED	*	-1,17353	0,573912
GED - GIS	*	1,43207	0,544683	CIS - GEN	*	-0,755394	0,573912
GEN - GIO	*	0,559188	0,544683				
GEN - GIS	*	1,01394	0,544683				
GEO - GID	*	-0,920909	0,544683	Igual técnica - Igual zona			
GEO - GIS	*	0,632709	0,544683	Igual técnica - Diferente zona			
GES - GID	*	-1,37231	0,544683	Diferente técnica - Diferente zona			
GES - GIN	*	-0,906071	0,544683	Diferente técnica - Igual zona			