

Informe Final del proyecto “Comparación de métodos usados para la evaluación del estado de los arrecifes coralinos del Corredor Marino del Pacífico Este Tropical y análisis preliminar de la elasticidad de los arrecifes coralinos del Parque Nacional Natural Isla Gorgona (Colombia)”

Presentado a

Conservación Internacional-Colombia

por

Fernando A. Zapata, Ph.D., Investigador Principal

Ana María Palacio, Bióloga

Juliana Jaramillo González, Bióloga

María del Mar Palacios, Estudiante de Biología

Edgardo Londoño Cruz, Ph.D., Co-Investigador

Vanessa Izquierdo, Estudiante de Biología

Carlos G. Muñoz, Biólogo

Isabel Lemos, Estudiante de Biología

Valentina Zambrano, Estudiante de Biología

Diego Lozano, Estudiante de Biología

Grupo de Investigación en Ecología de Arrecifes Coralinos

Departamento de Biología, Universidad del Valle, Apartado Aéreo 25360, Cali

Cali, 24 de agosto de 2010

TABLA DE CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN	1
2. ÁREA DE ESTUDIO	8
3. COMPARACIÓN DE MÉTODOS PARA LA EVALUACIÓN DE ARRECIFES CORALINOS EN EL CORREDOR MARINO DEL PACÍFICO ESTE TROPICAL (CMAR-PET).....	11
3.1. METODOLOGÍA	11
3.1.1. Método de Campo	15
3.1.1.1. Instalación de transectos	15
3.1.1.2. Aplicación de los protocolos de monitoreo.....	16
3.1.2. Análisis de datos	24
3.1.2.1. Variables biológicas estimadas y transformación de datos.....	24
3.1.2.2. Tratamiento estadístico	26
3.2. RESULTADOS.....	29
3.2.1. Comparabilidad: efecto de los métodos	29
3.2.1.1. Cobertura de coral, algas y tipos de sustrato.....	29
3.2.1.2. Riqueza y diversidad de corales.....	32
3.2.1.3. Densidad de <i>Diadema mexicanum</i>	33
3.2.1.4. Riqueza de macroinvertebrados	35
3.2.1.5. Riqueza de especies y densidad total de peces.....	35
3.2.1.6. Efecto de la estimación de tallas sobre los estimativos de riqueza y densidad total de peces	35
3.2.1.7. Densidad de especies particulares de peces	37
3.2.1.8. Efecto de la estimación de tallas sobre los estimativos de densidad de especies particulares de peces	37
3.2.1.9. Velocidad de censos de peces	40
3.2.2. Reproducibilidad: efecto de los investigadores.....	40
3.2.2.1. Cobertura de coral, algas y tipos de sustrato.....	40
3.2.2.2. Riqueza y diversidad de corales.....	42

3.2.2.3. Densidad de <i>D. mexicanum</i> y riqueza de macroinvertebrados	43
3.2.2.4. Riqueza de especies y densidad total de peces.....	43
3.2.2.5. Densidad de especies particulares.....	44
3.2.2.6. Distribución de tallas de peces.....	47
3.2.3. Repetibilidad: precisión de cada método	49
3.2.3.1. Repetibilidad de la estimación de cobertura de coral, algas y tipos de sustrato	49
3.2.3.2. Repetibilidad de la estimación de riqueza y diversidad de corales.....	51
3.2.3.3. Repetibilidad de la estimación de la densidad de erizos y la riqueza de macroinvertebrados.....	52
3.2.4. Eficiencia.....	58
3.2.4.1. Eficiencia de los métodos en la estimación de parámetros de la comunidad béntica sésil	58
3.2.4.2. Eficiencia de los métodos en la estimación de parámetros de la comunidad béntica vágil	63
3.2.4.3. Eficiencia de los métodos en la estimación de parámetros de la comunidad íctica	66
3.2.5. Otras ventajas y desventajas de los métodos de monitoreo	69
3.3. DISCUSIÓN	70
3.3.1. Comparabilidad: efecto de los métodos	70
3.3.2. Reproducibilidad: efecto de los investigadores.....	78
3.3.3. Repetibilidad: precisión de cada método	81
3.3.4. Eficiencia.....	83
3.4. CONCLUSIONES	87
4. AMPLIACIÓN Y FORTALECIMIENTO DEL SISTEMA NACIONAL DE MONITOREO DE ARRECIFES CORALINOS EN COLOMBIA -SIMAC- EN EL PNN ISLA GORGONA.....	96
4.1 METODOLOGÍA	96
4.2. RESULTADOS.....	99
4.3 DISCUSIÓN	105

5. IMPACTO DE PERTURBACIONES NATURALES (MAREAS BAJAS EXTREMAS Y SEDIMENTACIÓN	109
5.1.1 METODOLOGÍA	109
5.1.2 RESULTADOS.....	110
5.1.3 DISCUSIÓN	116
5.2 SEDIMENTACIÓN.....	117
5.2.1 METODOLOGÍA	117
5.2.2 RESULTADOS.....	120
5.2.3 DISCUSIÓN	121
6. POTENCIAL DE RECUPERACIÓN NATURAL (ELASTICIDAD) POR RECLUTAMIENTO CORALINO	124
6.1. METODOLOGÍA	124
6.2. RESULTADOS.....	125
6.2.1 Reclutamiento en sustrato artificial.....	125
6.2.2. Reclutamiento en sustrato natural	126
6.3. DISCUSIÓN	131
7. IMPLICACIONES PARA LA CONSERVACIÓN.....	136
8. AGRADECIMIENTOS	140
9. LITERATURA CITADA	141
ANEXOS	151

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Fuentes de variación (factores) evaluadas sobre la estimación de las variables biológicas, con sus respectivos niveles.	26
Tabla 2. Valores de F y probabilidades asociadas (p) obtenidos de los ANOVA de bloques aleatorios para la cobertura de corales, algas y sustrato abiótico y para los índices de riqueza y diversidad de corales.	29
Tabla 3. Valores de F y probabilidad asociada (p) obtenidos de los ANOVAs de bloques aleatorios para la densidad de <i>D. mexicanum</i> y la riqueza de invertebrados vágiles.	34
Tabla 4. Valores de F y porcentaje de varianza explicada obtenidos del ANOVA de bloques aleatorios, para la riqueza esperada [E(Sn)] y la densidad total de peces por censo (Ind/100m ²) transformadas con el procedimiento de Box-Cox.	36
Tabla 5. Valores de F obtenidos del ANOVA de bloques aleatorios, utilizando densidades (ind/100m ²) transformadas con Box-Cox para nueve especies de peces arrecifales.	39
Tabla 6. Velocidad de censo (m/min) para los métodos del SIMAC y de Edgar, <i>con</i> y <i>sin</i> estimación de la talla.	40
Tabla 7. Comparación de la frecuencia de tallas registradas por tres investigadores para nueve especies de peces y para el promedio de talla de todas las especies.	47
Tabla 8. Ecuaciones y coeficientes de determinación (r^2) de la línea de mejor ajuste entre estimativos de la cobertura de coral, algas y sustrato abiótico y de los índices de riqueza y diversidad de especies de corales obtenidos en dos muestreos repetidos hechos por el mismo investigador con el mismo método en el mismo sitio (n=18). Las cuatro columnas de la derecha presentan los resultados de pruebas de t para examinar si el intercepto (a) es diferente de cero y la pendiente (b) es diferente de uno.	50
Tabla 9. Ecuaciones y coeficientes de determinación de la línea de regresión entre estimativos obtenidos en dos muestreos repetidos hechos por el mismo investigador con el mismo método en el mismo sitio de la densidad del erizo <i>D. mexicanum</i> y de la riqueza de macroinvertebrados. Las cuatro columnas de la derecha presentan los resultados de pruebas de t para examinar si el intercepto (a) es diferente de cero y la pendiente (b) es diferente de uno.	53
Tabla 10. Ecuaciones de regresión entre estimativos de la riqueza esperada y densidad total de peces obtenidos en dos muestreos repetidos hechos por el mismo investigador con el mismo método (SIMAC o Edgar) en el mismo sitio, incluyendo o no la estimación de la talla. Se presentan también los valores de t para las pruebas de intercepto (a) igual a cero, y pendiente (b) igual a uno.	55
Tabla 11. Tiempo en minutos (promedio \pm desviación estándar) requerido para implementar cada una de los componentes de los métodos de monitoreo.	58

Tabla 12. Ventajas y desventajas comparativas de los métodos de Edgar, Guzmán y del SIMAC en la estimación de las variables sobre el bentos sésil, en términos de su comparabilidad, reproducibilidad, repetibilidad, costo en función del tiempo necesario para obtener los datos y coeficiente costo-beneficio.	93
Tabla 13 Ventajas y desventajas comparativas de los métodos de Edgar, Guzmán y del SIMAC en la estimación de las variables sobre macroinvertebrados vágiles, en términos de su comparabilidad, reproducibilidad, repetibilidad, costo en función del tiempo necesario para obtener los datos y coeficiente costo-beneficio.....	94
Tabla 14 Ventajas y desventajas comparativas de los métodos de Edgar y del SIMAC en la estimación de las variables sobre la comunidad de peces, en términos de su comparabilidad, reproducibilidad, repetibilidad, costo en función del tiempo necesario para obtener los datos y coeficiente costo-beneficio.....	95
Tabla 15. Geoposición de las estaciones instaladas en los arrecifes de Playa Blanca y La Ventana, Isla Gorgona.	96
Tabla 16. Composición de la comunidad béntica de los transectos ubicados en Playa Blanca norte profundo y sur somero y las estaciones de monitoreo instaladas en Playa Blanca norte somero y sur profundo, La Ventana norte interno y externo y La Ventana sur externo.....	100
Tabla 17. Densidad de macroinvertebrados presentes en las estaciones de monitoreo instaladas.	102
Tabla 18. Valores medios y máximos de la profundidad con respecto al nivel de marea cero en cada cuadrante de 3×3 m.	111
Tabla 19. Asociación del tipo de sustrato con los procesos de acrecimiento, erosión o ninguno en los seis cuadrantes muestreados.....	114
Tabla 20. Porcentaje promedio de cobertura algal, densidad de erizos y densidad de colonias juveniles encontradas en el 2009 y 2010 en las zonas del arrecife de La Azufrada.	133

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación de los arrecifes coralinos y formaciones arrecifales en Isla Gorgona. .	9
Figura 2. Esquema ilustrativo de los conceptos de exactitud (o sesgo) y precisión	13
Figura 3. Esquema de la relación esperada entre las dos repeticiones de un mismo censo realizado bajo las mismas condiciones.	13
Figura 4. Arreglo de los sitios de muestreo en las zonas del arrecife y longitud y ubicación de los transectos dentro de éstos.	15
Figura 5. Diseño experimental para la comparación de las estimaciones de cobertura de organismos sésiles, densidad de macroinvertebrados poco vágiles y riqueza de especies de coral y de macroinvertebrados obtenidos con los métodos de Edgar, Guzmán y SIMAC. .	17
Figura 6. Esquema del método de muestreo utilizado con el protocolo de Edgar para estimar la cobertura de corales, algas y tipos de sustrato con fotocuadrantes y la abundancia de macroinvertebrados vágiles en transectos de banda de 50×2 m.....	18
Figura 7. Análisis de los fotocuadrantes tomados para el método de Edgar con el programa CPCe para Windows.	18
Figura 8. Esquema del método de muestreo utilizado con el protocolo de Guzmán para estimar la cobertura de corales, algas y tipos de sustrato y la abundancia de macroinvertebrados vágiles con el uso de cuadrantes.....	19
Figura 9. Esquema del método de muestreo utilizado con el protocolo del SIMAC para estimar la cobertura de corales, algas y tipos de sustrato con el método de la cadena y la abundancia de macroinvertebrados con transectos en banda.....	20
Figura 10. Diseño experimental para la comparación de las estimaciones de abundancia y riqueza de peces con los métodos de Edgar y del SIMAC.	22
Figura 11. Esquema del procedimiento para realizar censos visuales con el protocolo de Edgar.	23
Figura 12. Esquema del protocolo para desarrollar el protocolo del SIMAC.....	24
Figura 13: Cobertura promedio de corales, algas y sustrato abiótico en los sitios de muestreo obtenida mediante los métodos de Edgar, Guzmán y SIMAC en dos zonas arrecifales: talud y planicie.	31
Figura 14. Riqueza (S) y diversidad (H') media de corales, obtenidas con los métodos de Edgar, Guzmán y SIMAC.....	32
Figura 15. Riqueza media de corales (S) dentro de los sitios de muestreo obtenida mediante los métodos de Edgar, Guzmán y SIMAC.	33
Figura 16. Densidad promedio de <i>D. mexicanum</i> estimada con los métodos del SIMAC, Guzmán y Edgar.....	34

Figura 17. Estimaciones promedio de la riqueza de especies esperada [E(Sn)] y la densidad total por censo obtenidas con los métodos del SIMAC y de Edgar en combinación con el efecto de la estimación o no de la talla en censos visuales de peces.	36
Figura 18. Densidad promedio de nueve especies de peces estimada con los métodos de Edgar y SIMAC, con y sin la estimación de las tallas.	38
Figura 19. Cobertura promedio de corales en los sitios de muestreo obtenida por cada investigador (A, B y C).	41
Figura 20. Cobertura promedio de algas y sustrato abiótico en los sitios de muestreo obtenida por tres investigadores (A, B y C).	42
Figura 21. Diversidad media de corales (H') dentro de las zonas, obtenida con los métodos de Edgar, Guzmán y SIMAC	43
Figura 22. Riqueza esperada y Densidad total de peces registrada por tres investigadores.	44
Figura 23. Densidades promedio estimadas por tres investigadores para nueve especies de peces, combinando los estimativos obtenidos con dos métodos de muestreo (SIMAC y Edgar).	46
Figura 24. Distribución de frecuencia de tallas para <i>C. puntatissima</i> , <i>C. oxycephalus</i> , <i>H. passer</i> , <i>J. nigrirostris</i> , <i>M. leiognathus</i> , <i>S. ghobban</i> , <i>S. acapulcoensis</i> , <i>S. verres</i> y, <i>T. lucasanum</i> , registrados por los tres investigadores.	48
Figura 25. Distribución de la frecuencia de tallas promedio por especie, registradas por tres investigadores para la comunidad de peces.	49
Figura 26: Repetibilidad de los métodos de Edgar, Guzmán y SIMAC en la estimación de las coberturas de corales, algas y sustrato abiótico.	51
Figura 27: Repetibilidad de los métodos de Edgar, Guzmán y SIMAC, en la estimación de los índices de riqueza y diversidad de corales	52
Figura 28. Repetibilidad de los métodos de Edgar, Guzmán y SIMAC en la estimación de la densidad del erizo <i>D. mexicanum</i> y de la riqueza esperada de especies de maroinvertebrados.	54
Figura 29. Repetibilidad de los estimativos de Riqueza esperada de peces obtenidos con los métodos del SIMAC y de Edgar con y sin el registro de tallas.	56
Figura 30. Repetibilidad de los estimativos de densidad total de peces obtenidos con los métodos del SIMAC y de Edgar con y sin el registro de tallas.	57
Figura 31. Relación entre el tiempo total (tiempo de campo más el de laboratorio) necesario para obtener los datos en un transecto (min) y la riqueza de especies de coral estimada con los métodos de Edgar, Guzmán y SIMAC.	59
Figura 32. Relación entre el tiempo en campo necesario para realizar un transecto (min) y la riqueza de especies de coral estimada con los métodos de Edgar, Guzmán y SIMAC. ...	60
Figura 33. Coeficiente Costo-Beneficio para datos de cobertura del bentos tomados con los métodos de Edgar, Guzmán y SIMAC.	61

Figura 34. Coeficiente Costo-Beneficio de los métodos de Edgar, Guzmán y SIMAC, calculados con el tiempo necesario para tomar los datos en campo y con el tiempo total (incluyendo el tiempo para digitalizar y calcular los datos) para la estimación de la riqueza de especies y la diversidad de corales.	62
Figura 35. Relación entre densidad de <i>D. mexicanum</i> y la duración de los censos para los métodos de Edgar, Guzmán y SIMAC.....	63
Figura 36. Relación entre la riqueza de invertebrados y la duración de los censos para los métodos de Edgar, Guzmán y SIMAC.....	64
Figura 37. Tasa de registro de especies de invertebrados por unidad de tiempo (minutos) y por unidad de área (metros cuadrados) con los métodos del SIMAC, de Guzmán y de Edgar.	65
Figura 38. Coeficiente Costo-Beneficio de los métodos de Edgar, Guzmán y SIMAC, para la estimación de la riqueza de especies de macroinvertebrados y la densidad del erizo <i>D. mexicanum</i>	65
Figura 39. Relación entre la duración de los censos y la densidad total de peces (ind/100m ²) y la riqueza de especies para los métodos del SIMAC y de Edgar, aplicados con y sin la estimación de las tallas.	67
Figura 40. Tasa de registro de especies de peces por unidad de área y por unidad de tiempo con los métodos del SIMAC y de Edgar, con y sin el registro de tallas.	68
Figura 41. Coeficiente Costo-Beneficio de los métodos de Edgar y SIMAC, aplicados con talla, sin talla y total para la estimación de la densidad y la riqueza de especies de peces. .	69
Figura 42. Ubicación de las estaciones instaladas en los arrecifes de Playa Blanca y La Ventana.....	97
Figura 43. Orientación de los transectos y estaciones instaladas en Playa Blanca, (los transectos instalados corresponden al 4 y 5 de la estaciones norte profunda y sur somera), La Ventana norte y La Ventada sur.....	98
Figura 44. Porcentaje promedio de cobertura coralina y algal de los transectos ubicados en Playa Blanca norte profundo y sur somero y las estaciones de monitoreo instaladas en Playa Blanca norte somero y sur profundo, La Ventana norte interno y externo y La Ventana sur externo.....	101
Figura 45. Estado de salud de los corales presentes en los transectos y estaciones de monitoreo instaladas. Categoría del estado de los corales: Saludable, Blanqueado, Pálido, Invadido de Algas y Muerte Reciente.	101
Figura 46. Densidad de <i>Centrostephanus coronatus</i> , <i>Diadema mexicanum</i> , <i>Hesperocidaris asterscus</i> y <i>Echinometra vanbrunti</i> presentes en las estaciones de monitoreo.....	102
Figura 47. Densidad promedio de las 12 especies que representan el 95% de la abundancia total de la comunidad de peces en La Ventana y Playa Blanca.....	104
Figura 48. Porcentaje promedio de cobertura de corales, algas tapete, algas incrustantes y cascajo en la zona somera y profunda en 2009 y 2010.....	111

Figura 49. Levantamiento topográfico y categorías del sustrato en cada uno de los cuadrantes de la zona somera (expuesta a las mareas bajas extremas) en 2009 y 2010. ...	112
Figura 50. Levantamiento topográfico y categorías del sustrato en cada uno de los cuadrantes de la zona profunda en 2009 y 2010.	113
Figura 51. Diferencias entre las mediciones de las profundidades tomadas en Julio de 2009 y en Julio de 2010..	115
Figura 52. Diagrama de ubicación de las trampas de sedimento, placas de asentamiento y transectos en sustrato natural para cuantificar reclutas de coral en el arrecife de La Azufrada, PNN Isla Gorgona. Foto de juego de placas de asentamiento y trampa de sedimento.	118
Figura 53. Juego de trampas de sedimentación usadas en el muestreo de Julio de 2010. A la derecha Trampas A con relación alto-diámetro 5:1 para calcular la tasa máxima de sedimentación. A la izquierda Trampas B con una relación alto diámetro 1:2 para calcular la tasa neta de sedimentación.	119
Figura 54. Tasas de sedimentación máximas promedio de las tres zonas arrecifales de La Azufrada PNN Isla Gorgona, en tres épocas (Julio 2009, Octubre 2009 y Julio 2010).....	120
Figura 55. Tasa de sedimentación máxima promedio y tasas y porcentajes de resuspensión y sedimentación neta promedio en tres zonas arrecifales de La Azufrada, PNN Isla Gorgona, durante Julio de 2010.	121
Figura 56. Abundancia media de individuos de invertebrados presentes en la superficie inferior de las placas en Trasarrecife, Planicie y Talud.	125
Figura 57. Cobertura promedio de algas calcáreas en las dos superficies de las placas de roca coralina, cerámica y gres en Trasarrecife, Planicie y Talud.	126
Figura 58. Mapa de ubicación de los juveniles de coral en los transectos de sustrato natural en el talud de arrecife de la Azufrada, PNN Gorgona.....	127
Figura 59. Mapa de ubicación de los juveniles de coral en los transectos de sustrato natural en el planicie de arrecife de la Azufrada, PNN Gorgona.	128
Figura 60. Mapa de ubicación de los juveniles de coral en los transectos de sustrato natural en el trasarrecife de arrecife de la Azufrada, PNN Gorgona.....	129
Figura 61. Densidad de colonias juveniles encontradas en el trasarrecife, planicie y talud del arrecife de La Azufrada en el 2009 y 2010..	130
Figura 62. Distribución de tallas de las colonias juveniles muestreados en el trasarrecife, planicie y talud del arrecife de La Azufrada.	131

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1. Frecuencia de observación de las especies de coral, grupos funcionales de algas y tipos de sustrato encontrados en 108 censos de la comunidad béntica sésil realizados en el arrecife la Azufrada, Isla Gorgona.	151
Anexo 2. Frecuencia de observación de las especies de erizos encontradas en 108 censos de macroinvertebrados vágiles realizados en el arrecife la Azufrada, Isla Gorgona.	152
Anexo 3. Listado de especies de peces registradas en el arrecife “La Azufrada” de Gorgona.	153
Anexo 4. Efecto del Sitio(Zona), Investigador y Método sobre la cobertura de algas estimada.	154
Anexo 5. Efecto de la zona, investigador y método sobre la cobertura de sustrato abiótico estimada.	155
Anexo 6. Efecto de la zona e investigador sobre la cobertura de algas estimada.	155
Anexo 7. Listado de las especies de peces presentes en las estaciones intaladas en Playa Blanca y La Ventana.	156

RESUMEN

El manejo y conservación de áreas protegidas requiere del conocimiento de diversos aspectos relacionados con el ambiente físico, la diversidad biológica, y el contexto socio-económico de estas áreas. La obtención de este conocimiento requiere de un enfoque práctico, a menudo ecléctico, que se traduce en la implementación de proyectos con objetivos múltiples. Aunque enfocado estrictamente en aspectos bio-ecológicos de los arrecifes coralinos del Corredor Marino de Conservación (CMAR) del Pacífico Este Tropical (PET), este informe presenta los resultados de un proyecto con múltiples objetivos dirigidos a 1) sentar una base metodológica sólida con la cual documentar el estado y la dinámica a largo plazo de los arrecifes coralinos del PET, 2) ampliar la red de estaciones de monitoreo de los arrecifes coralinos de Isla Gorgona, Colombia, 3) comenzar a documentar los efectos de perturbaciones naturales sobre las comunidades coralinas y organismos asociados y 4) empezar a evaluar la capacidad de recuperación (elasticidad) de los arrecifes a través de mecanismos naturales como el reclutamiento coralino.

Una de las prioridades para los programas de conservación es obtener eficientemente información, que refleje las condiciones reales de los objetos de conservación y que permita detectar sus cambios. Los numerosos procesos de deterioro que han afectado a los arrecifes coralinos en las últimas décadas han promovido la implementación de variados protocolos de monitoreo con diferentes ventajas y desventajas comparativas. Sin embargo, qué tan válida es la comparación de información obtenida con diferentes métodos es un problema objeto de debate que permanece aún sin resolver. Para contribuir a resolver este problema comparamos los métodos para el estudio y monitoreo de arrecifes coralinos comúnmente usados en el Pacífico Este Tropical: para el monitoreo del bentos sésil y vágil se compararon los protocolos de G. Edgar (Reef Life Survey), de Guzmán (Monitoreo Anual de Arrecifes; Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales) y del Sistema Nacional de Monitoreo de los Arrecifes Coralinos en Colombia (SIMAC). Para el monitoreo de peces se compararon los métodos de G. Edgar y del SIMAC. Evaluamos la comparabilidad de los métodos (acuerdo entre estimativos de las mismas variables biológicas obtenidas con

los diferentes métodos), la reproducibilidad (acuerdo entre las estimaciones realizadas por diferentes investigadores con el mismo método), la repetibilidad (acuerdo entre las estimaciones realizadas por un mismo investigador con un mismo método) y el costo en función del tiempo necesario para coleccionar y procesar la información obtenida con cada uno de los métodos. Adicionalmente, determinamos la eficiencia de los métodos como la relación entre la exactitud y la precisión de los datos y el costo en función del tiempo necesario para obtenerlos.

Nuestros análisis indicaron que la comparabilidad de los métodos de monitoreo es limitada. Para el monitoreo del bentos los datos obtenidos con el método de Edgar frecuentemente difirieron de los obtenidos con los métodos del SIMAC y de Guzmán, mientras que con estos dos últimos métodos se obtuvieron estimativos similares de las variables estudiadas. Particularmente, el método de Edgar consistentemente produjo estimativos mayores de la riqueza de especies. La reproducibilidad de los datos obtenidos por tres investigadores varió dependiendo de las variables estimadas. Los investigadores estimaron coberturas de coral similares, pero difirieron en las estimaciones de coberturas de algas y sustrato abiótico. En el caso de la comunidad íctica, aunque se obtuvieron diferencias entre las estimaciones producidas con los métodos de Edgar y SIMAC, el sesgo introducido por los investigadores fue la mayor fuente de variación en la estimación de las variables, lo cual no dependió del método de monitoreo sino que fue consistente entre los investigadores. El método de Edgar permitió registrar riquezas de especies de peces más altas, pero los estimativos de densidad de la mayoría de las especies fueron más bajos que los obtenidos con el método del SIMAC. En términos de la eficiencia, el protocolo de Edgar fue el más costoso (más demorado) de implementar para una evaluación de la comunidad béntica e íctica. Aunque el método de Edgar fue el mejor para evaluar la riqueza de especies, ya que con éste se observan más especies de corales y de peces por transecto, la tasa de registro de especies de macroinvertebrados y de peces por transecto fue mayor con el método del SIMAC. Teniendo en cuenta la precisión el método del SIMAC fue más eficiente en las estimaciones de la comunidad béntica sésil e íctica, mientras que el de Edgar lo fue para las variables de los macroinvertebrados.

Según estos análisis, los datos obtenidos con el método de Edgar no son comparables con los obtenidos con los otros métodos evaluados y no es posible realizar fácilmente correcciones que permitan comparar la información colectada con éste y los métodos de Guzmán o del SIMAC. De acuerdo a las características evaluadas, los métodos del SIMAC y de Guzmán, para el caso de las comunidades bénticas, y el método del SIMAC, para el caso de las comunidades ícticas, son más adecuados para programas de monitoreo pues son más rápidos de implementar y producen datos más repetibles. Sin embargo, el protocolo de Edgar es adecuado para realizar caracterizaciones rápidas de sitios que busquen maximizar la documentación de la biodiversidad, pero no cuando la repetibilidad sea un factor determinante de la calidad de los datos (e.g., cuando se realizan monitoreos cuyo objetivo es detectar cambios en el tiempo), ni cuando el tiempo sea limitado. Aunque el protocolo de Edgar se ha presentado como un método de evaluación rápida, nuestros resultados indican que su aplicación en el campo toma un tiempo similar al de los métodos de Guzmán y SIMAC, mientras que requiere de un tiempo adicional en el laboratorio significativamente mayor.

Debido al declive en cobertura coralina evidenciada en la última década en los dos arrecifes más desarrollados de Gorgona, se hace necesario fortalecer su sistema de monitoreo, estudiar el efecto de las perturbaciones naturales (mareas bajas extremas y sedimentación) que podrían estar influyendo en la disminución de cobertura de coral vivo, y evaluar el potencial de recuperación (elasticidad o “resilience”) de los arrecifes ante perturbaciones naturales recurrentes. Este estudio se realizó en el arrecife de La Azufrada de Isla Gorgona, en donde se ha documentado claramente una pérdida de cobertura de coral en la zona más somera desde 1998. Aunque este arrecife ha sido relativamente bien estudiado, es necesario establecer si las tendencias observadas en él son generales y ocurren en otros arrecifes de Isla Gorgona. Con el fin de fortalecer el sistema de monitoreo de los arrecifes de la isla, se instalaron dos transectos adicionales en las estaciones previamente existentes en el arrecife de Playa Blanca y dos estaciones completas más en este mismo arrecife. Adicionalmente, se comenzó a monitorear el arrecife de La Ventana en el que se instalaron cuatro estaciones. La comunidades béntica y el estado de salud de los corales, la comunidad de macroinvertebrados y la de peces en estos nuevos puntos de muestreo fueron caracterizadas

siguiendo la metodología del SIMAC. Los pocillopóridos y las algas calcáreas incrustantes fueron los organismos bénticos que dominaron los transectos y las estaciones instaladas, las cuales presentaron alta cobertura coralina en estado saludable y baja cobertura de algas, excepto en la estación somera de Playa Blanca sur. Los macroinvertebrados estuvieron representados principalmente por los erizos, siendo *Centrostephanus coronatus* la especie más abundante, lo que contrasta con los datos obtenidos en el SIMAC del 2009, cuando la especie más abundante fue *Diadema mexicanum*. Durante el monitoreo de la comunidad íctica se registraron 36 especies en el arrecife de Playa Blanca y 49 especies en el arrecife de La Ventana. En ambos arrecifes la mayoría de las especies tuvieron densidades relativamente bajas ($< 2 \text{ ind}/100\text{m}^2$) y sólo 12 especies dominantes representaron más del 95% de la abundancia total, entre las que *Chromis atrilobata* se destacó como la especie más abundante.

Se inició el proceso de documentación de los efectos de algunas perturbaciones naturales recurrentes en Gorgona: la exposición de los corales durante las mareas bajas extremas y la sedimentación. Para evaluar el efecto de las mareas bajas extremas, se instalaron seis cuadrantes (tres someros y tres profundos) en el arrecife de La Azufrada. Se midieron la topografía del sustrato y la cobertura coralina y de algas en dos periodos de tiempo, uno a mediados del 2009 y el otro a mediados del 2010. La diferencia en topografía entre las dos fechas permitió hacer una evaluación preliminar de los procesos de acrecimiento y erosión arrecifal en función de la cobertura de diferentes tipos de sustrato, la cual está a su vez relacionada con la probabilidad de que las porciones más elevadas del arrecife queden expuestas al aire durante mareas bajas causando impactos negativos. Los cuadrantes ubicados en la parte somera presentaron el mayor porcentaje de área erosionada, así como una disminución en cascajo y cobertura coralina y un incremento en cobertura de algas tipo tapete e incrustantes. Esto podría ser resultado del proceso de sucesión posterior a un evento de exposición aérea, después del cual el coral recién muerto es colonizado primero por algas tipo tapete y posteriormente, una vez éstas son consumidas por herbívoros, por algas coralinas incrustantes. Por otro lado, los cuadrantes de la zona profunda presentaron un área de acrecimiento alta y además se mantuvo su cobertura coralina a través del

estudio, lo cual muestra que al no ser afectados por exposiciones aéreas los corales continúan su crecimiento aportando al desarrollo vertical de la estructura arrecifal. Finalmente, se debe seguir con la documentación de los cambios en topografía y composición de algunas zonas del arrecife para comprender mejor el impacto que tiene esta perturbación sobre los corales así como el proceso de sucesión que sigue a su muerte.

Para determinar la tasa de sedimentación a la que están expuestos los corales en el arrecife de La Azufrada se dispusieron cinco sitios de muestreo en tres zonas arrecifales, en los que se estimaron las tasas de sedimentación en tres muestreos realizados en Julio de 2009, Octubre de 2009 y Julio de 2010. En todas las zonas y periodos se obtuvieron tasas de sedimentación bajas ($< 20 \text{ g m}^{-2} \text{ día}^{-1}$), las cuales probablemente no alcanzan a ser una perturbación importante para las colonias coralinas. Las mayores tasas para las tres zonas se obtuvieron en el muestreo realizado en 2010, y consistentemente fueron más altas en los tres muestreos en la zona más cercana a la costa de la isla (el trasarrecife).

Finalmente, el reclutamiento coralino es uno de los principales mecanismos que proveen a los arrecifes de la capacidad para recuperarse después de una perturbación, lo cual contribuye a determinar su elasticidad o “resilience”. Sin embargo, ha sido difícil demostrar la ocurrencia del reclutamiento coralino derivado de la reproducción sexual en arrecifes coralinos del Pacífico Este Tropical, lo cual ha generado dudas acerca de la capacidad de estos arrecifes de recuperarse de las frecuentes perturbaciones naturales que los afectan. Para comenzar a documentar los patrones de reclutamiento coralino en el arrecife de La Azufrada, se establecieron en tres zonas del arrecife cinco juegos de placas de asentamiento, cada uno con tres placas de diferente material (roca coralina, cerámica y gres). Adicionalmente se establecieron cuatro transectos permanentes sobre sustrato natural para el monitoreo de juveniles de coral, el cual se llevó a cabo en dos fechas: Julio 2009 y Julio 2010. Aunque no se encontraron reclutas de coral en ninguna de las placas de asentamiento, no se puede asegurar que no haya habido reclutamiento pues las placas fueron revisadas 12 meses después de su instalación, tiempo en el que otros organismos podrían haber afectado la supervivencia de corales recién asentados o interferido con el asentamiento. Otros organismos como los balanos y los briozoarios, típicamente fuertes

competidores por espacio, presentaron una alta densidad en las placas. Sobre el sustrato natural, el tamaño y la densidad de juveniles (ind/m^2) fueron mayores en el talud que en la planicie y el trasarrecife. Sin embargo, dadas las tasas de crecimiento conocidas para los pocillopóridos, de las 73 colonias coralinas juveniles observadas en 2010 sobre sustrato natural, sólo 22 pudieron considerarse como verdaderos reclutas de origen sexual, ya que su tamaño estuvo dentro del rango que pueden alcanzar estos corales en los 10 meses transcurridos entre la revisión de los transectos. La presencia de corales juveniles sobre el sustrato natural, en contraste con la ausencia de reclutamiento sobre sustrato artificial, indica que el reclutamiento coralino de origen sexual sí ocurre en Isla Gorgona y que las poblaciones de corales pueden ser reabastecidas. Sin embargo, si las tasas actuales de reclutamiento son suficientes para permitir la recuperación de los arrecifes coralinos ante perturbaciones causantes de mortalidad es un problema que requiere estudios más profundos y detallados.

1. INTRODUCCIÓN

Los arrecifes coralinos son uno de los ecosistemas más diversos, productivos y bellos del planeta, albergan una gran riqueza de especies y presentan uno de los mayores índices de asimilación de carbono (2,3 - 6,0 gC/m²d). Los arrecifes disminuyen la erosión litoral causada por olas y tormentas, y su complejidad estructural permite el desarrollo y protección de las larvas de muchas especies explotadas comercialmente. Infortunadamente, por causas tanto naturales como antrópicas la cobertura de corales y las poblaciones de organismos que habitan los arrecifes se han visto seriamente afectadas en las últimas décadas. Por ejemplo, el desplome de las poblaciones del erizo del Caribe *Diadema antillarum* a principios de la década de 1980 y el consecuente incremento de la cobertura de algas representa uno de los casos más dramáticos de cambio en comunidades marinas (Lessios 1988, 1995). Así mismo, se han detectado disminuciones alarmantes de las poblaciones de peces arrecifales durante los últimos 30 años (Dulvy *et al.* 2003). Otros signos de un creciente deterioro de los ambientes arrecifales incluyen la reducción progresiva de la cobertura de coral vivo y el cambio a la dominancia de algas bénticas (Hallock *et al.* 1993, Ginsburg 1994, Hughes 1994, Gardner *et al.* 2003), la mortalidad masiva de organismos funcionalmente importantes (Gladfelter 1982, Lessios *et al.* 1984, Carpenter 1990, Garzón-Ferreira y Zea 1992, Liddell y Ohlhorst 1992, Hughes 1994), la reducción de los recursos pesqueros (Rogers 1985, Hughes 1994), el incremento en la frecuencia, intensidad y distribución geográfica de los eventos de blanqueamiento coralino (Williams y Bunkley-Williams 1990, Glynn 1993, Brown 1997, Glynn *et al.* 2001, McWilliams *et al.* 2005) y una reciente proliferación de enfermedades coralinas (Santavy y Peters 1997, Sutherland *et al.* 2004). Se estima que entre el 2004 y 2008 se ha perdido el 19% de los arrecifes coralinos del mundo y que aproximadamente un 35% de ellos está en riesgo de desaparecer en menos de 40 años (Wilkinson 2008).

El acelerado deterioro de los ecosistemas arrecifales coralinos ha promovido la creación de diversas iniciativas para su conservación (Harding *et al.* 2000) que a través de la

implementación de programas de monitoreo a largo plazo y bajo métodos estandarizados buscan comprender los procesos ecológicos que se desarrollan en los arrecifes de coral e identificar los efectos de las perturbaciones sobre su estructura y funcionamiento (Day 2008, Edgar y Barrett 1997, Labrosse *et al.* 2002, Lindeman *et al.* 2001, Rogers *et al.* 1994, Rogers y Miller 2001). Se han propuesto protocolos de monitoreo tales como los de *Reef Check* y la *Global Coral Reef Monitoring Network* (GCRMN) a nivel mundial, los del *Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment* (AGRRA), el *Caribbean Coastal Marine Productivity* (CARICOMP) y el *Mesoamerican Barrier Reef System Synoptic Monitoring Program* (MBRS-SMP) para el Caribe, el *Long-term Monitoring Program* del Instituto Australiano de Ciencias Marinas para la Gran Barrera de Arrecifes de Australia y el *Coral Reef Degradation in the Indian Ocean* (CORDIO) en el océano Índico (Hill y Wilkinson 2004). Así mismo, en diferentes países se han desarrollado programas de monitoreo nacionales que generan información periódica para seguir el comportamiento de estos ecosistemas a través del tiempo, pero en muchos casos la aplicación de protocolos diferentes en cada uno de los países ha dificultado la incorporación de esta información, a la obtenida a escala mundial y regional.

Este es el caso del Pacífico Este Tropical (PET), en el que los arrecifes coralinos de cuatro países han sido monitoreados por años usando diferentes métodos: en Colombia en el Parque Nacional Natural Gorgona (desde 1998) y el Santuario de Fauna y Flora Malpelo (desde 2003), el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR) y la Universidad del Valle han usado el protocolo del SIMAC propuesto por Garzón-Ferreira *et al.* (2002). En el Parque Nacional Coiba de Panamá y el Parque Nacional Isla del Coco de Costa Rica se ha usado por varios años el método propuesto por Guzmán (2005) del *Smithsonian Tropical Research Institute* y en el Parque Nacional y Reserva Marina Galápagos de Ecuador se ha usado el método propuesto por G. Edgar y Stuart-Smith (2009). Este último ha sido también usado para evaluaciones rápidas en varias áreas del Corredor Marino de Conservación del Pacífico Este Tropical (CMAR-PET).

A pesar de la existencia de objetivos comunes de la conservación y uso de sostenible de la diversidad biológica en estas cinco Áreas Marinas Protegidas, no se ha logrado la integración confiable de la información generada en los diferentes países, pues no se conoce si diversos métodos de monitoreo producen en un mismo lugar estimaciones similares de las variables estudiadas o si por el contrario las estimaciones realizadas con cada método en un mismo sitio pueden diferir incluso cuando los datos son tomados por un mismo investigador, riesgos que han sido discutidos por varios autores (e.g., Watson *et al.* 1995, Kulbicki 1998). A escala regional resultaría mucho más productivo implementar un solo protocolo que además de garantizar la calidad, confiabilidad y veracidad de los datos permita realizar comparaciones y análisis dentro del PET, pero proponer la implementación de un método común sin evaluar los sesgos relativos entre los métodos, implicaría el riesgo de encontrar falsas variaciones espaciales y temporales en la comunidad arrecifal producto del cambio de método y no de cambios reales en el estado de los arrecifes.

El método de Edgar ha sido propuesto para ser implementado en todas las áreas marinas protegidas del CMAR-PET, sin embargo, hasta la fecha no se había realizado ningún estudio que evaluara la factibilidad de comparar e integrar los datos obtenidos mediante los métodos de Edgar, Guzmán y SIMAC, así como cuál de éstos presenta más ventajas técnicas y económicas para su implementación. Este ejercicio ayudará a determinar si es posible y bajo qué limitaciones, integrar la información existente sobre los arrecifes del CMAR-PET y tal vez a avanzar en la propuesta de un método común para la región del PET, que permita un monitoreo confiable de las comunidades, posibilite las comparaciones entre las distintas Áreas Marinas Protegidas y facilite la elaboración de adecuados programas de manejo y conservación a nivel regional.

Una de las causas del deterioro al que se ven sometidos los arrecifes de coral son las perturbaciones naturales, que se definen como desviaciones en las condiciones ambientales normales que causan un impacto en la estructura de una comunidad debido a que las especies componentes son expuestas a condiciones de estrés y mortalidad. El resultado es frecuentemente un cambio dramático en la composición de especies dominantes en la

comunidad que en el caso de los arrecifes no sólo afectan el desarrollo y estructura de la comunidad coralina sino también la estructura de las comunidades de organismos asociados a ellos en escalas espaciales y temporales variables (Connell *et al.* 1997, Hughes y Connell 1999).

Dentro de las perturbaciones naturales más frecuentes en los arrecifes coralinos del PET está la exposición aérea de los corales durante mareas bajas extremas (Eakin *et al.* 1989, Eakin y Glynn 1996, Glynn 1976, Zapata *et al.* 2001). Después de estos eventos el coral frecuentemente se blanquea, muere y es colonizado por algas que son consumidas por herbívoros, los cuales erosionan los esqueletos del coral, dándose un proceso de sucesión del cual se conoce muy poco. Los eventos de exposición aérea, aunque no son regulares, ocurren con cierta frecuencia en arrecifes coralinos de otras regiones (Anthony y Kerswell 2007, Fadlallah *et al.* 1995, Glynn 1968, Veron 1993), pero sorprendentemente se sabe relativamente poco sobre sus efectos en las comunidades coralinas y sobre sus implicaciones para el desarrollo arrecifal, particularmente a mediano y largo plazo.

Otra perturbación natural a considerar es la sedimentación, ya que tiene efectos negativos en la ecología del ecosistema arrecifal, principalmente de los corales (Hunte y Witterberg 1997). La respuesta de la comunidad coralina a un aumento de la sedimentación es variable, pues depende de la cantidad y tamaño de las partículas, la tasa de dispersión del sedimento y la presencia de otros factores de estrés (McClanahan y Obura 1997), pero en general tiene un costo metabólico alto para las colonias coralinas (Dikou y van Woesik 2006). Por un lado, el incremento en la turbidez de la columna de agua debido al material suspendido disminuye la penetración de la luz afectando directamente el proceso fotosintético de las zooxantelas, lo cual afecta el crecimiento de las colonias coralinas (Babcock y Smith 2000). Por otra parte, el sedimento asentado sobre la superficie de la colonia puede conllevar a la muerte de ésta por asfixia o retrasar su crecimiento, ya que la energía disponible para este proceso debe ser destinada a la remoción de las partículas de sedimento (Dikou y van Woesik 2006).

El creciente impacto de las perturbaciones sobre los arrecifes de coral ha aumentado la necesidad de comprender los procesos que permiten a los arrecifes tolerar ciertos niveles de perturbación o que contribuyen a su recuperación después de ser perturbados, y que por lo tanto contribuyen a su persistencia (Babcock *et al.* 2003). De aquí que se considera vital evaluar la elasticidad (resilience) de los arrecifes, la cual se define como “la capacidad de un sistema para absorber un impacto, resistir cambios dramáticos en las condiciones y mantener o recuperar sus funciones o procesos claves sin que ocurra un cambio a un estado cualitativamente diferente” (Holling 1973, McCook *et al.* 2007). El reclutamiento coralino, definido como la entrada de nuevos individuos a la población o comunidad coralina (Caley *et al.* 1996), es uno de los procesos que favorecen al mantenimiento de los arrecifes en el tiempo, jugando un papel importante en la determinación de los patrones de abundancia de adultos y la estructura de la comunidad (Hughes *et al.* 2002) y favoreciendo la adaptación de las poblaciones a cambios ambientales gracias a la variabilidad genética que se logra con la entrada de individuos sexuales a la población (Richmond 1997).

En el Pacífico Este Tropical (PET) el estudio del reclutamiento coralino ha sido muy limitado. Las pocas investigaciones llevadas a cabo en diferentes zonas de la región (Panamá, Birkeland 1977, Richmond 1985, Wellington 1982; México, López-Pérez *et al.* 2007, Medina-Rosas *et al.* 2005) han tenido como elemento común la baja densidad de reclutas coralinos encontrados, en contraste con los resultados obtenidos en el Pacífico Occidental (especialmente la Gran Barrera Coralina de Australia), región donde se han llevado a cabo la mayoría de las investigaciones (e.g., Sammarco y Andrews 1989, Dunstan y Johnson 1998, Hughes *et al.* 1999, 2002).

A pesar de estar dentro de un área protegida, los arrecifes de Gorgona no han estado exentos del deterioro observado a nivel mundial. Por esta razón y por la falta de información sobre los cambios en la estructura de la comunidad coralina, en 1998 y 2002 se incorporaron los principales arrecifes de la isla, el de La Azufrada y el de Playa Blanca, al sistema de monitoreo de arrecifes coralinos de Colombia (SIMAC). En el primer arrecife se instalaron cuatro estaciones (dos someras y dos profundas) con cinco transectos en cada

una de ellas, mientras que en el segundo arrecife se instalaron dos estaciones (una somera y una profunda) cada una con tres transectos (Garzón-Ferreira y Rodríguez-Ramírez 2010). El monitoreo en La Azufrada ha demostrado una preocupante disminución de la cobertura de coral vivo, especialmente en zonas someras del arrecife en donde ésta ha cambiado de un promedio de 61% en 1998 a 15% en 2007, lo cual representa una pérdida del 75% con respecto a la cobertura de coral vivo existente al comienzo del monitoreo (Zapata *et al.* 2010). En Playa Blanca también se ha observado la disminución de la cobertura coralina en la zona somera, pero ésta no ha sido tan severa como en La Azufrada (Jaramillo-González *et al.*, datos sin publicar).

La causa más probable de la disminución de coral vivo en el arrecife de La Azufrada es la exposición aérea de los corales durante mareas bajas extremas, que son una perturbación natural recurrente en la isla (Zapata *et al.* 2010). Con base en mediciones de la profundidad en que se encuentran los corales más someros en el arrecife de La Azufrada ($\sim -0,4$ m con respecto al nivel del datum mareal o nivel de marea 0) y un análisis de las tablas de mareas de 30 años, Zapata *et al.* (1996) concluyeron que estos eventos pueden ocurrir en promedio cada tres meses con un intervalo entre eventos consecutivos que varía entre 25 y 441 días (ver también Zapata *et al.* 2001). Las exposiciones aéreas pueden ocurrir hasta 5 días consecutivos durante cada marea baja afectando las zonas más someras de los arrecifes. Cuando las exposiciones coinciden con condiciones climáticas estresantes (e.g., intensa radiación solar, lluvias fuertes) o cuando ocurren durante varios días consecutivos pueden causar blanqueamiento y mortalidad coralina en un área extensa del arrecife.

Adicionalmente, los resultados obtenidos por el SIMAC sugieren que el efecto de las exposiciones aéreas interactúa con los efectos de la sedimentación causando un impacto exacerbado en las estaciones someras de un sitio en el arrecife de La Azufrada (Zapata *et al.* 2010). Finalmente, a raíz de la pérdida de cobertura de coral vivo documentada en este arrecife del PNN Isla Gorgona durante los últimos años, es también urgente comenzar a evaluar su capacidad de recuperación natural a través del reclutamiento coralino (que hasta el momento no ha sido evaluado en los arrecifes de la isla). El estudio del reclutamiento es

fundamental para entender la dinámica de las poblaciones coralinas y para la evaluación de la elasticidad arrecifal.

Por estas razones, el presente estudio tuvo cuatro objetivos fundamentales: 1) determinar la comparabilidad y la eficiencia de los tres métodos de monitoreo de corales más usados en el CMAR-PET; 2) ampliar el sistema de monitoreo de arrecifes en Gorgona aumentando el número de transectos, estaciones y arrecifes estudiados, 3) comenzar a evaluar los impactos de algunos agentes de perturbación natural (exposiciones aéreas y sedimentación) que parecen estar causando la disminución de la cobertura de coral vivo que se ha documentado, y 4) comenzar a estudiar el reclutamiento coralino con el fin de establecer cuál es la elasticidad y el potencial de persistencia a largo plazo de los arrecifes coralinos de Isla Gorgona ante la ocurrencia de perturbaciones naturales recurrentes.

2. ÁREA DE ESTUDIO

Gorgona ($2^{\circ}58'27''\text{N}$, $78^{\circ}11'13''\text{W}$) es la isla continental más grande del Pacífico colombiano con aproximadamente 9 km de largo y 2,5 km de ancho (Figura 1). Está localizada a 30 km de la costa colombiana y junto con la isla de Gorgonilla y otras salientes rocosas, alcanzan un área emergente de $13,7 \text{ km}^2$ que hacen parte de las 61.687 ha del Parque Nacional Natural Gorgona (Giraldo *et al.* 2008, Zapata 2001a). La precipitación en Gorgona sigue un patrón unimodal y biestacional, determinado por la influencia del desplazamiento de la Zona de Convergencia Intertropical. La temperatura promedio del aire es $\sim 26^{\circ}\text{C}$, la humedad relativa promedio es superior al 90% y la precipitación promedio anual es de 6.700 mm (Díaz *et al.* 2001).

Las corrientes que bañan a Gorgona tienen un flujo predominante del SW hacia el NE con una velocidad promedio de $0,25 \text{ m}\times\text{s}^{-1}$ y son parte de la Corriente de Colombia que fluye hacia el norte paralelamente a la costa continental (Giraldo *et al.*, 2008). Usualmente, la temperatura superficial del mar varía entre $26\text{-}29^{\circ}\text{C}$, alcanzando máximos entre abril y junio y mínimos entre enero y marzo, la salinidad es relativamente alta y estable (30-33) en comparación con la salinidad baja y fluctuante de la costa continental (< 20) (Zapata 2001a) y el régimen mareal es semidiurno con un rango máximo de 5,7 m (Prahl y Alberico 1986).

Cerca del 8.5% de la plataforma sublitoral somera ($< 30 \text{ m}$) de Gorgona está cubierta por arrecifes y comunidades coralinas, las cuales son las más desarrolladas y diversas del Pacífico colombiano. En el lado oriental de la isla se encuentran las comunidades coralinas más grandes (El Muelle, La Azufrada, Playa Blanca y La Ventana) que forman arrecifes de borde dominados por corales pocilopóridos (Zapata y Vargas-Ángel 2003) mientras que otras comunidades en este mismo costado (El Horno, El Remanso, Yundigua, Playa Pizarro y La Gómez) están dominadas por corales hermatípicos pero no forman un andamio arrecifal significativo y son interrumpidas por extensiones de sustratos arenosos. En el área

suroccidental de Gorgona también existe dos pequeños arrecifes (Los Farallones y La Camaronera) en donde se presenta mayor oleaje y menor claridad del agua (Figura 1).

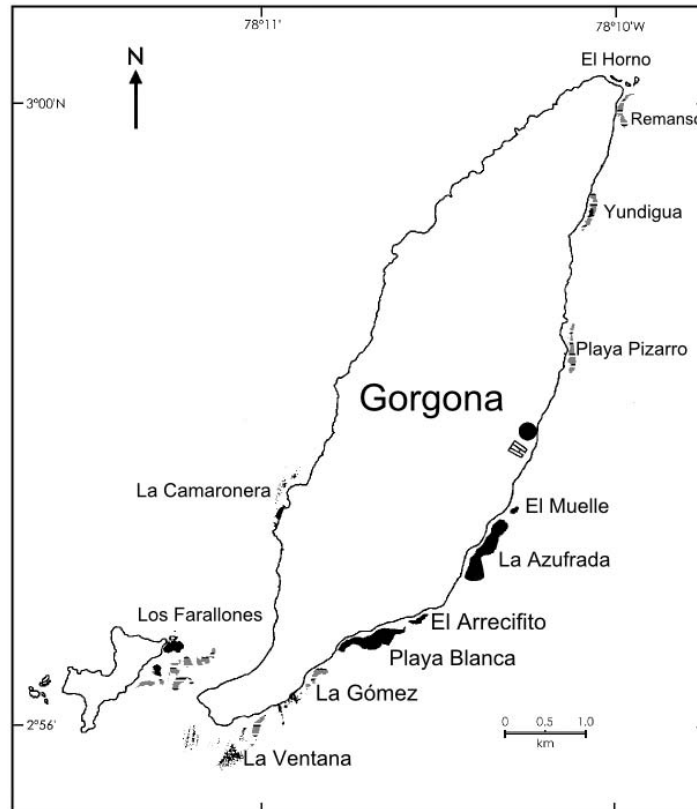


Figura 1. Ubicación de los arrecifes coralinos y formaciones arrecifales en Isla Gorgona.

El arrecife de La Azufrada (Figura 1) es el más grande, más desarrollado y mejor estudiado de Isla Gorgona. Este arrecife posee un área aproximada de 11,2 ha (780×80 -180 m; Zapata 2001) y un grosor del andamio arrecifal entre 2 y 8,3 m (Glynn *et al.* 1982). En este arrecife se encuentran por lo menos 10 especies de coral de los géneros *Pocillopora*, *Psammocora*, *Pavona*, *Gardineroseris* y *Porites*. La riqueza y diversidad de especies coralinas tienden a ser más altas en la cresta, frente y talud superior del arrecife que en la planicie ya que en estas zonas se reduce la dominancia de *P. damicornis* y aumenta la abundancia de otros pocilopóridos (Zapata 2001a). La diversidad ictiológica del arrecife es

alta, ya que alberga más de 71 especies de 30 familias de peces diferentes (Zapata y Morales 1997).

El arrecife de Playa Blanca (Figura 1) presenta una estructura y composición de especies similar al de La Azufrada, dominado en la parte somera por pocillopóridos y en la parte profunda por corales masivos del género *Pavona* y *Gardineroseris* (Zapata y Vargas-Ángel 2003). Este arrecife se divide en dos parches separados por un canal de 60 m aproximadamente, el primero con un tamaño de 240 m de largo y 40 m de ancho, mientras que el segundo tiene una longitud de 930 m y una anchura que varía entre 60 y 230 m.

En el sector sur oriental de la isla se encuentra el arrecife de La Ventana (Figura 1). Este arrecife está dominado por corales pocillopóridos, especialmente *Pocillopora capitata* y *P. damicornis*, y presenta unas pocas colonias de *Psammocora stellata* y *Pavona clavus* (Palacio *et al.* 2008).

3. COMPARACIÓN DE MÉTODOS PARA LA EVALUACIÓN DE ARRECIFES CORALINOS EN EL CORREDOR MARINO DEL PACÍFICO ESTE TROPICAL (CMAR-PET)

3.1. METODOLOGÍA

Para evaluar el acuerdo entre la información colectada con los tres métodos de monitoreo de arrecifes más usados dentro del CMAR-PET (**comparabilidad de los métodos**) se compararon las estimaciones de diferentes variables biológicas obtenidas con cada uno de ellos. Para la comunidad béntica sésil (corales y algas principalmente) y de macroinvertebrados vágiles (equinodermos, crustáceos y moluscos) se compararon los porcentajes de cobertura de corales, algas y tipos de sustrato, la riqueza y diversidad de especies de coral, la densidad del erizo *Diadema mexicanum* y la riqueza de especies de macroinvertebrados, obtenidos mediante los métodos desarrollados por G. Edgar (Reef Life Survey 2008; <http://reeflifesurvey.com/information/>; ver también Edgar y Stuart-Smith 2009) para el CMAR-PET, por el Sistema Nacional de Monitoreo de los Arrecifes Coralinos en Colombia (SIMAC; Garzón-Ferreira *et al.* 2002) y por H. Guzmán (2005; http://striweb.si.edu/esp/mesp/reef_monitoring_protocol.htm) para el monitoreo de arrecifes en Panamá. Para el monitoreo de la comunidad íctica se compararon las estimaciones de riqueza de especies, densidad total de peces y la densidad de las especies más abundantes obtenidas con los métodos propuestos por G. Edgar y por el SIMAC (el método de Guzmán no incluye la evaluación de la comunidad de peces). Ya que el protocolo de Edgar incluye la estimación de las tallas de los peces contados en las unidades de muestreo mientras que el del SIMAC no lo hace, ambos protocolos se aplicaron incluyendo o no la estimación de las tallas de los peces. Todos los métodos se aplicaron en seis sitios de muestreo ubicados en dos zonas del arrecife diferentes. Allí evaluamos la variación de los datos colectados asociada a la aplicación de cada método por diferentes investigadores (reproducibilidad) y la variación dentro de cada investigador (repetibilidad), para lo cual cada método fue aplicado dos veces por cada uno de tres investigadores en el

mismo sitio. De esta manera se logró establecer la variación dentro de cada investigador, entre investigadores, entre métodos, entre sitios y entre zonas arrecifales.

Se usó la definición de **exactitud** (o sesgo; Figura 2) como el grado de cercanía entre un valor estimado y el valor real de la muestra (Mapstone y Ayling 1998). Ya que en este trabajo no se contó con los valores reales de riqueza y densidad de las poblaciones censadas, en el caso de los invertebrados móviles y peces se consideraron como los valores reales los promedios más altos de densidad y riqueza registrados. Esta aproximación a la exactitud ha sido implementada por diferentes autores para los censos de peces (Andrew y Mapstone 2006, Samoilys y Carlos 2000, St John *et al.* 1990) considerando que en la mayoría de los censos visuales los investigadores son incapaces de detectar todos los individuos presentes en el área de muestreo, y por consiguiente suelen subestimar el número de peces presentes en los arrecifes (Sale y Douglas 1981, Sale y Sharp 1983). Sin embargo, este supuesto no es aplicable para el caso de los porcentajes de cobertura béntica ya que no hay razón para pensar que ocurra un sesgo consistente en la misma dirección al estimar la cobertura de organismos sésiles u otros tipos de sustrato. Adicionalmente, la cobertura total en una unidad de muestreo es siempre igual al 100%, y la sobreestimación de una categoría implica la subestimación de otra. Por lo tanto no fue posible evaluar la exactitud de las estimaciones de cobertura de corales, algas y sustrato abiótico de manera absoluta sino sólo de manera relativa.

La máxima **precisión** (Figura 2), representada por la mínima dispersión y variación de los datos alrededor del promedio (Samoilys y Carlos 2000), fue evaluada a través de dos aproximaciones. Inicialmente se evaluaron la **repetibilidad** y la **reproducibilidad**, definidas cómo la concordancia entre los resultados de mediciones sucesivas, la primera cuando los datos son tomados bajo exactamente las mismas condiciones experimentales (sitio, método de medición, e investigador que toma la medida) y la segunda cuando se varía alguna de ellas (Brazzale *et al.* 2010, Cortés 1999, Symstad *et al.* 2008). La repetibilidad es una medida de la precisión con la que se realizan los estimativos, mientras

que la reproducibilidad es una medida del sesgo introducido por una variación en alguna condición en la que se realizan los estimativos.

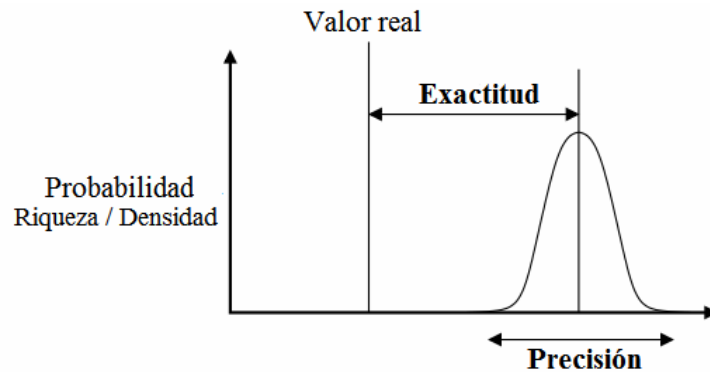


Figura 2. Esquema ilustrativo de los conceptos de exactitud (o sesgo) y precisión. La exactitud es la diferencia entre el valor real de la variable que se quiere estimar y el valor estimado, mientras que la precisión es la dispersión de múltiples estimativos de la misma variable obtenidos de la misma manera.

Para este estudio, la repetibilidad de los métodos se tradujo en la capacidad de cada método para producir estimativos similares de las variables biológicas medidas en un mismo sitio por un mismo investigador en dos repeticiones sucesivas. Para cuantificarla usamos el ajuste de los datos (r^2) a una recta de pendiente uno e intercepto cero, ya que en mediciones repetibles los datos tomados en la primera repetición deberían ser iguales a los tomados en la segunda (Figura 3). La reproducibilidad de cada uno de los métodos se evaluó para el caso en que éstos fueron aplicados por diferentes investigadores en un mismo sitio.

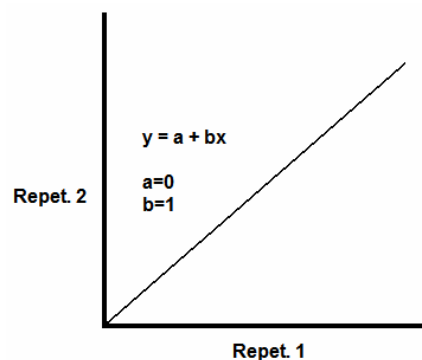


Figura 3. Esquema de la relación esperada entre las dos repeticiones de un mismo censo realizado bajo las mismas condiciones. La ecuación de una línea recta $y = a + bx$, se reduce a $y = x$ si el intercepto (a) es cero y la pendiente (b) es igual a uno. Un método presenta una alta repetibilidad si la regresión entre los valores estimados en dos medidas repetidas hechas por un mismo investigador en la misma unidad de muestreo presenta un alto ajuste (r^2), y si el intercepto y la pendiente de la línea de regresión no difieren de 0 y 1, respectivamente.

La segunda aproximación a la estimación de la precisión de los métodos se usó en el análisis de efectividad de costos de cada método. Este análisis parte del hecho de que la mayoría de programas de monitoreo presentan límites en el presupuesto (Samoilys y Carlos 2000) y por ello es indispensable obtener los mejores resultados (beneficios) en el menor tiempo (costo) posible. En este estudio se evaluó la **efectividad de costos** (o simplemente **eficiencia**) de cada método a través de la relación entre dos ventajas o beneficios que pueden presentar los métodos: la precisión y la exactitud de los datos que se obtienen con cada uno de ellos, y un costo: el tiempo necesario para obtener los datos de un transecto con cada método.

La efectividad en términos de la precisión se evaluó a través de la estimación de un coeficiente de costo-beneficio (C/B), en el que se consideró la precisión de los datos como el beneficio de cada método, y el tiempo promedio necesario para la adquisición de los datos de un transecto con cada protocolo como el único costo de la implementación de los métodos, sin tener en cuenta los costos relacionados con la compra y mantenimiento de materiales y equipos. Para este análisis la precisión de cada método se estimó a través del coeficiente de variación (CV) promedio del método, para el que se consideraron los coeficientes de variación entre cada par de datos provenientes de las dos mediciones repetidas hechas por un mismo investigador en el mismo sitio, usando el mismo método.

Al tomar como beneficio la exactitud de las medidas, la eficiencia se evaluó a través de la relación entre la riqueza de especies o la densidad de individuos de invertebrados vágiles y peces registrada en cada transecto (partiendo del supuesto de que los valores promedios más altos de estas variables representan los valores más exactos) y el tiempo necesario para obtener los datos del mismo, con determinado método. Bajo este supuesto se consideró como más eficiente el método que registró una mayor cantidad de especies o una densidad de individuos más alta, en transectos de menor duración.

3.1.1. Método de Campo

3.1.1.1. Instalación de transectos

Entre el 2 y el 11 de octubre de 2009 se escogieron de manera fortuita seis sitios de muestreo en dos zonas del arrecife coralino de La Azufrada con características diferentes, tres sitios en la planicie y tres en el talud arrecifal. En cada sitio se instaló un transecto de 50 m de largo dividido cada 10 m con varillas de acero y boyas a media agua, que sirvió como referencia para la realización de los diferentes protocolos de monitoreo en sus componentes de evaluación de la comunidad béntica e íctica. Los sitios dentro de ambas zonas estuvieron separados por una distancia de 20 m entre ellos (Figura 4).

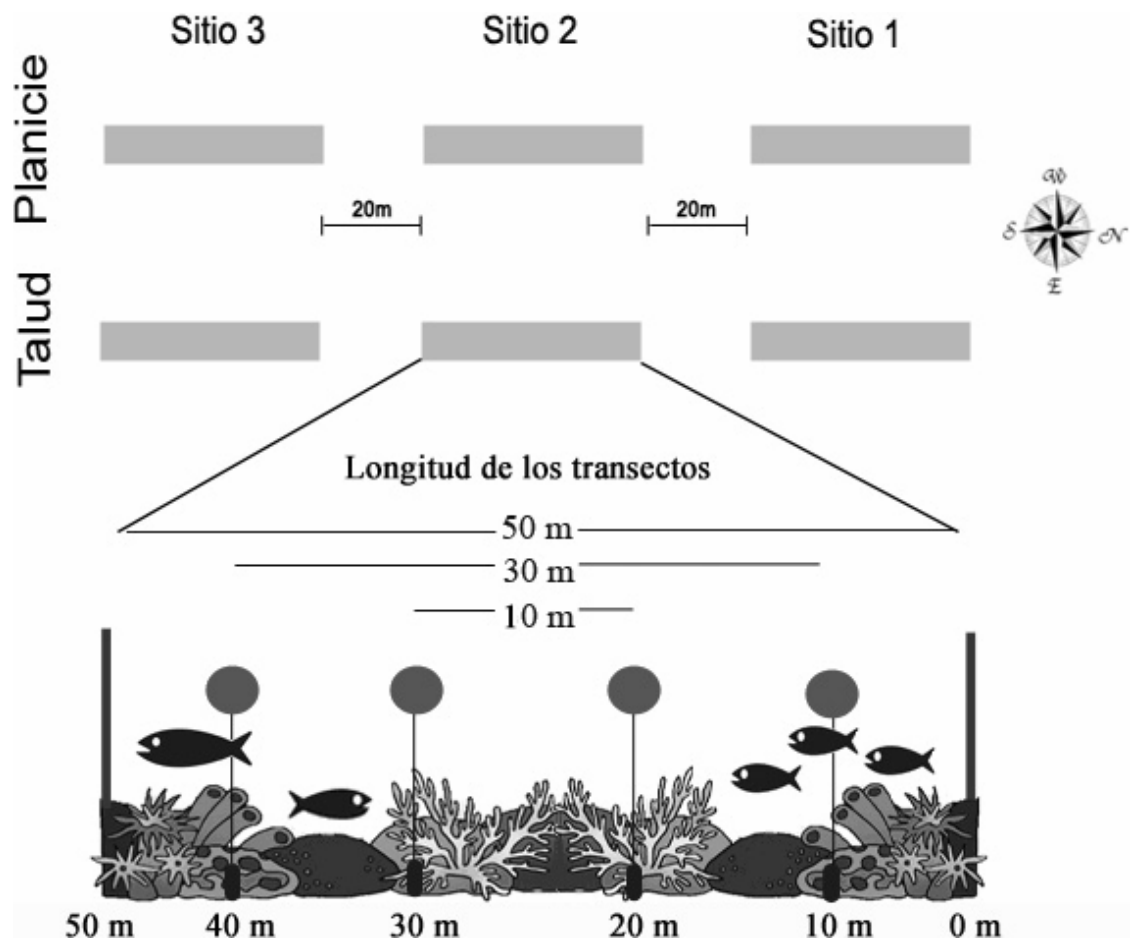


Figura 4. Arreglo de los sitios de muestreo en las zonas del arrecife y longitud y ubicación de los transectos dentro de éstos.

Con los métodos de Guzmán y del SIMAC para el monitoreo de la biota béntica sésil y de macroinvertebrados se evalúan transectos de 10 m de longitud, por lo que éstos se realizaron entre los 20 y los 30 m de cada sitio de muestreo. Con el método de Edgar se evalúan transectos de 50 m de longitud para todas las comunidades (béntica sésil y vágil e íctica) por lo que todos sus censos se realizaron entre los 0 y 50 m. Finalmente, los censos de peces de acuerdo al método del SIMAC se realizan en bandas de 30 m de longitud, por lo que se realizaron entre los 10 y 40 m (Figura 4).

3.1.1.2. Aplicación de los protocolos de monitoreo

Todos los métodos de monitoreo se aplicaron en campo de la manera más fiel posible a lo establecido en sus manuales de procedimientos (Garzón-Ferreira *et al.* 2002, Guzmán 2005, Reef Life Survey 2008) aunque para el estudio de los peces se incluyeron algunas modificaciones. Adicional a la aplicación de cada método, los investigadores tomaron el tiempo invertido (tiempo en campo) para completar cada componente del monitoreo (comunidad béntica sésil, béntica vágil e íctica) en cada transectos evaluado.

Monitoreo de la comunidad béntica de invertebrados sésiles o poco vágiles

Se registró la cobertura de especies de coral, grupos funcionales de algas y tipos de sustrato abiótico y la densidad de macroinvertebrados poco vágiles en los seis sitios de muestreo de acuerdo a cada uno de los tres métodos de monitoreo evaluados. Cada protocolo se ejecutó en cada sitio dos veces por tres investigadores para determinar si se presentaba algún efecto de los investigadores sobre los datos colectados y para evaluar la repetibilidad de los muestreos realizados por un mismo investigador con un mismo método (Figura 5).

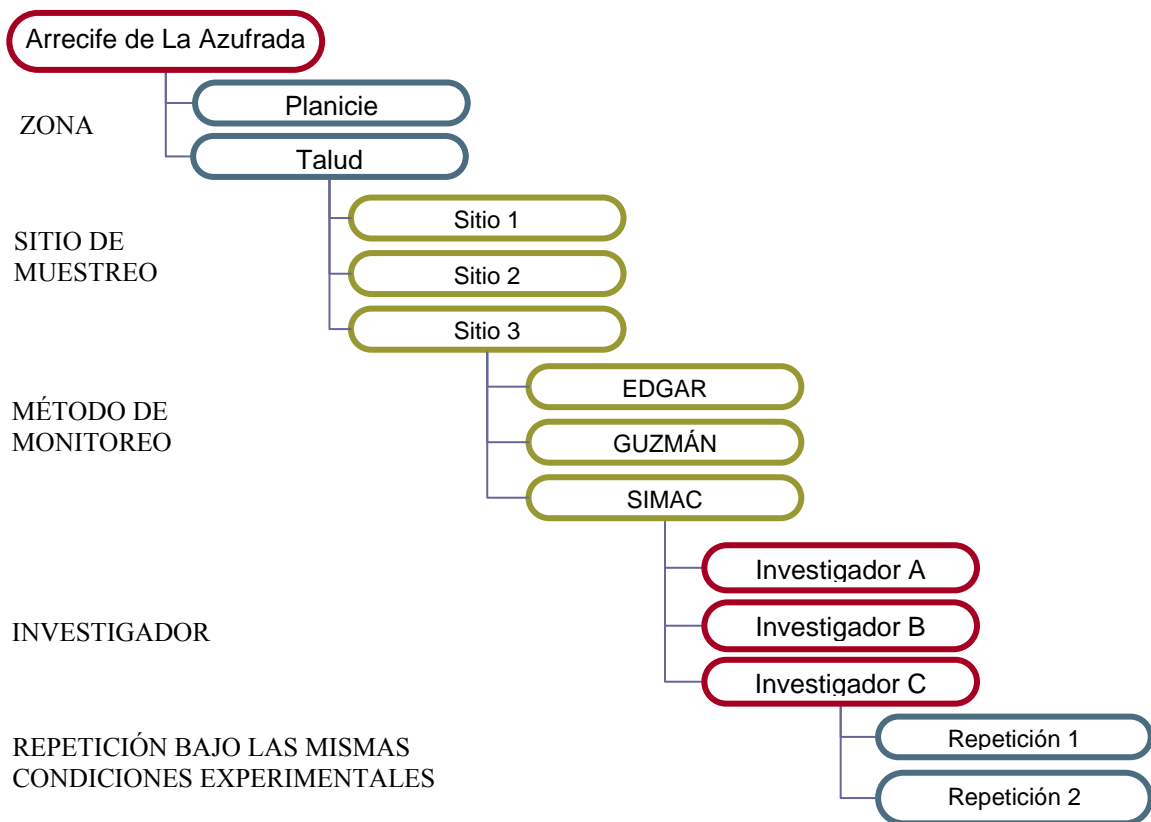


Figura 5. Diseño experimental para la comparación de las estimaciones de cobertura de organismos sésiles, densidad de macroinvertebrados poco vágiles y riqueza de especies de coral y de macroinvertebrados obtenidos con los métodos de Edgar, Guzmán y SIMAC.

Protocolo de G. Edgar (Reef Life Survey 2008, Edgar y Stuart-Smith 2009)

En transectos de 50 m de longitud se tomaron 10 fotografías del bentos, cada una de ellas con un área aproximada de 50 cm × 50 cm, ubicadas cada 5 m a lo largo del transecto a partir del metro cinco (Figura 6). Estas imágenes se analizaron posteriormente con el programa de computador CPCe 3.6 para Windows (Kohler y Gill 2006) con el que se estimó la cobertura y composición del bentos sésil (corales, algas y tipos de sustrato). En campo se registró la abundancia de macroinvertebrados vágiles (moluscos, equinodermos y crustáceos) en una banda de 1 m de ancho a cada lado del transecto para un censo de 50 × 2 m (Figura 6).

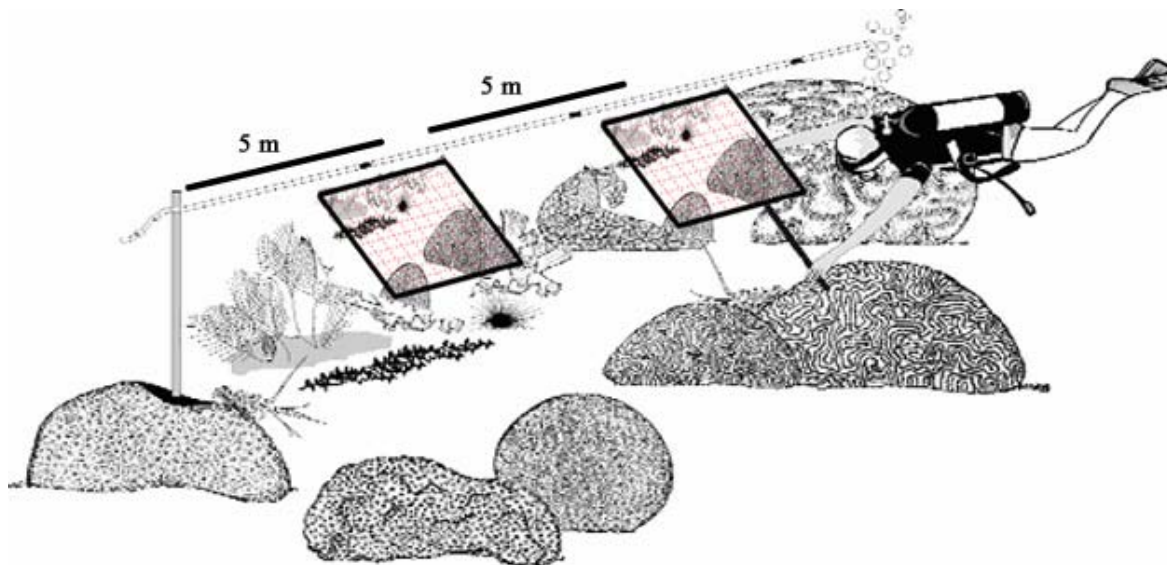


Figura 6. Esquema del método de muestreo utilizado con el protocolo de Edgar (Reef Life Survey 2008) para estimar la cobertura de corales, algas y tipos de sustrato con fotocuadrantes y la abundancia de macroinvertebrados vágiles en transectos de banda de 50×2 m.

Los fotocuadrantes se analizaron en el laboratorio sobreponiendo 56 puntos sobre cada imagen, correspondientes a las intersecciones de una cuadrícula de 7×8 y se identificó el componente del bentos sobre el cual estaba ubicado cada punto (Figura 7). El programa calcula automáticamente los porcentajes de cobertura de los corales, algas y demás tipos de sustrato, así como la riqueza de especies de coral y el índice de diversidad de Shannon-Wiener.

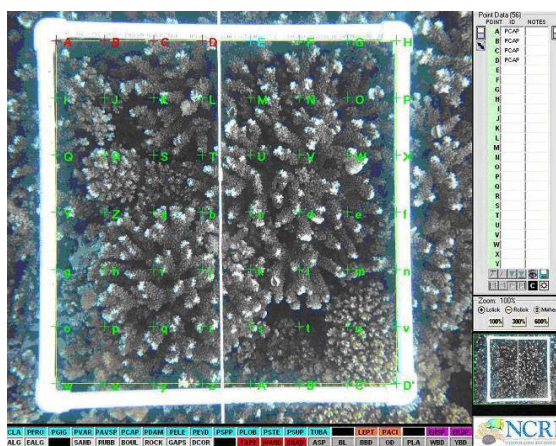


Figura 7. Análisis de los fotocuadrantes tomados para el método de Edgar con el programa CPCe para Windows (Kohler y Gill 2006).

Protocolo del Muestreo Anual de Arrecifes de Panamá (Guzmán 2005)

Se tomaron los datos de composición y cobertura del bentos y densidad de macroinvertebrados vágiles en transectos de 10 m a lo largo de los cuales se ubicaron diez cuadrantes consecutivos de 1 m², divididos en subcuadrantes de 10 cm × 10 cm. Recorriendo el transecto en un sentido se estimó visualmente el porcentaje de cobertura de cada componente del bentos usando como referencia las fracciones que ocupaban dentro del cuadrante (cada subcuadrante equivale al 1% del cuadrante). Posteriormente se recorrió de nuevo el transecto realizando el censo de macroinvertebrados en los mismos 10 cuadrantes (Figura 8). No se tomaron los datos de cobertura y de invertebrados vágiles en el mismo recorrido debido a la necesidad de determinar el tiempo invertido en cada uno de los muestreos.

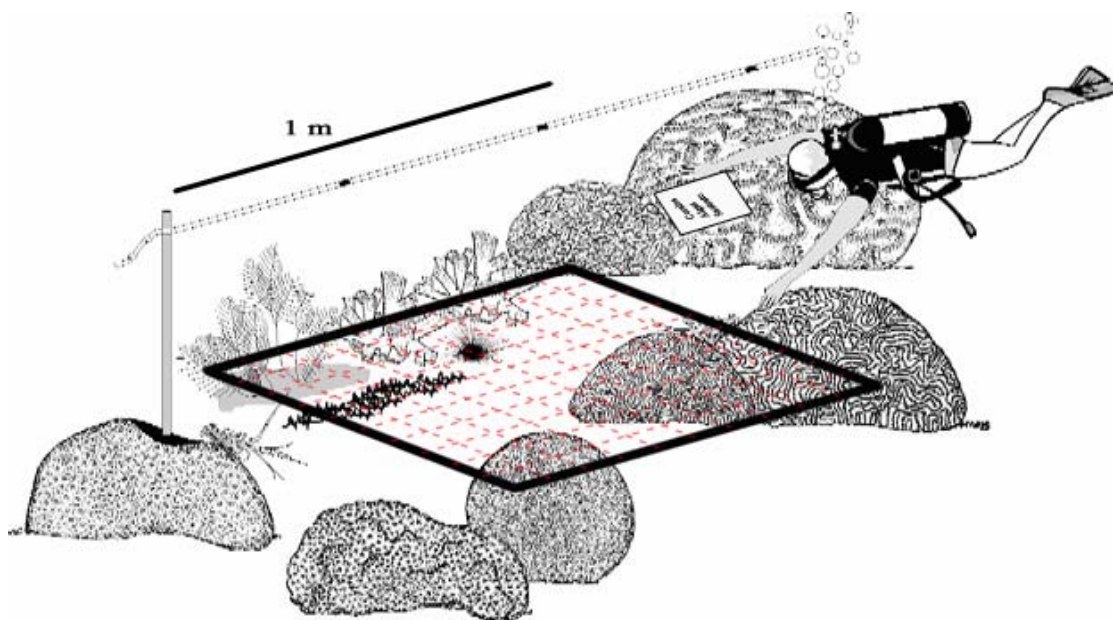


Figura 8. Esquema del método de muestreo utilizado con el protocolo de Guzmán (2005) para estimar la cobertura de corales, algas y tipos de sustrato y la abundancia de macroinvertebrados vágiles con el uso de cuadrantes.

Protocolo del SIMAC (Garzón-Ferreira et al. 2002)

Para determinar la composición del bentos se realizaron transectos de cadena (o de intersección continua) de 10 m de longitud. Se usó una cadena niquelada de eslabones

pequeños (11,5 mm de largo aproximadamente) que se extendió a lo largo del transecto siguiendo el contorno del sustrato y se registró el componente béntico presente bajo cada eslabón. A continuación se censaron los macroinvertebrados vágiles presentes en una banda de 1 m de ancho a cada lado del transecto (Figura 9).

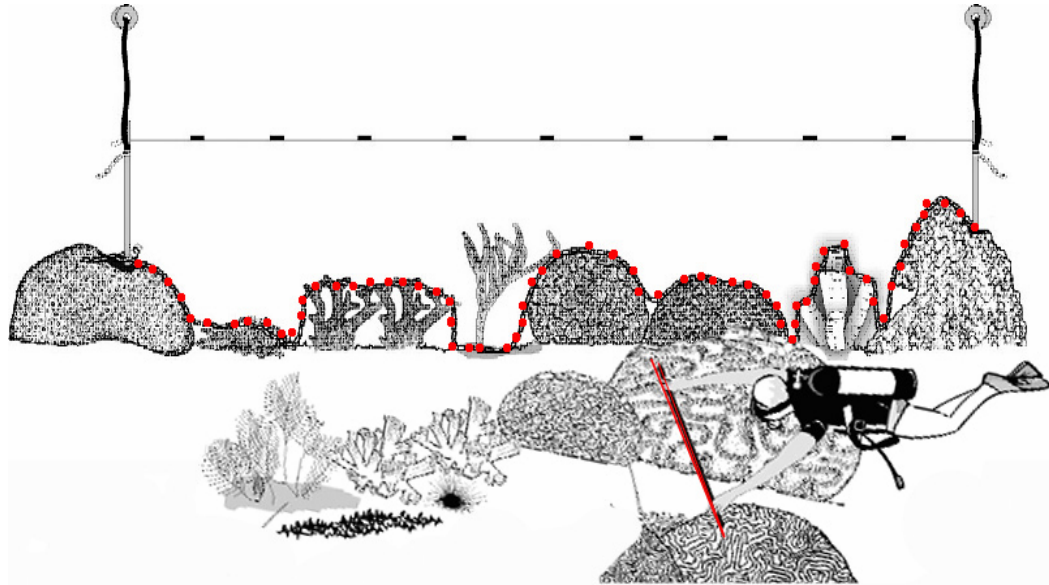


Figura 9. Esquema del método de muestreo utilizado con el protocolo del SIMAC para estimar la cobertura de corales, algas y tipos de sustrato con el método de la cadena y la abundancia de macroinvertebrados con transectos en banda.

En la implementación de cada método de monitoreo, se tomó el tiempo necesario para completar un transecto bajo el agua (lo que consideramos como el tiempo en campo) y adicionalmente para este componente del monitoreo se midió el tiempo que se requirió con cada método para obtener los porcentajes de cobertura y los índices de riqueza y diversidad de especies de corales (lo que consideramos como tiempo en el laboratorio). Para el método de Edgar este tiempo en el laboratorio incluyó el análisis de las imágenes a través del programa de computador, el cual una vez ingresados los datos calcula automáticamente los porcentajes de cobertura e índices de riqueza y diversidad, mientras que para los métodos de SIMAC y de Guzmán, el tiempo en el laboratorio consistió en el tiempo empleado en la transcripción de los datos en el computador y el cálculo manual (en hojas de cálculo) de los porcentajes de cobertura e índices para cada transecto.

Monitoreo de Peces

Algunas de las características propias de cada método de monitoreo de peces hizo que en ocasiones éstos no fueran comparables tal como están establecidos en sus protocolos por lo que se introdujeron algunas variaciones. El método del SIMAC incluye la realización de censos de peces en transectos de banda de 30×2 m para censar la abundancia algunas especies particulares y transectos errantes de 30 min de duración para registrar la riqueza de especies. Ya que el protocolo de Edgar no incluye censos errantes, sólo se aplicaron los transectos de banda como parte del monitoreo propuesto por el SIMAC pero registrando en éstos todas las especies de peces observadas y no solo las de interés previamente definidas.

Otra variación en la implementación de los protocolos se relacionó con que en el método de Edgar los peces móviles y de gran tamaño se censan en un primer recorrido de 50×5 m y posteriormente se censan los peces crípticos y pequeños en un recorrido de 50×1 m, mientras que en el método del SIMAC tanto los peces crípticos y pequeños como los móviles y grandes se censan en el mismo recorrido. Para estandarizar la aplicación de los métodos, se varió el método del SIMAC realizando por separado un primer censo para las especies móviles y conspicuas del arrecife (e.g., familias Lutjanidae, Scaridae, Pomacanthidae, Acanthuridae) y posteriormente otro para las especies crípticas y bénticas (e.g., familias Gobiidae, Cirrhitidae, Blenniidae). Finalmente, el método de Edgar incluye el registro de la talla de los peces mientras que el del SIMAC no, por lo que se implementaron ambos protocolos con y sin el registro de la talla. Así, tres investigadores realizaron por duplicado los censos de peces en los seis sitios de muestreo de acuerdo a los métodos de Edgar y del SIMAC, aplicándolos con y sin el registro de la talla (Figura 10).

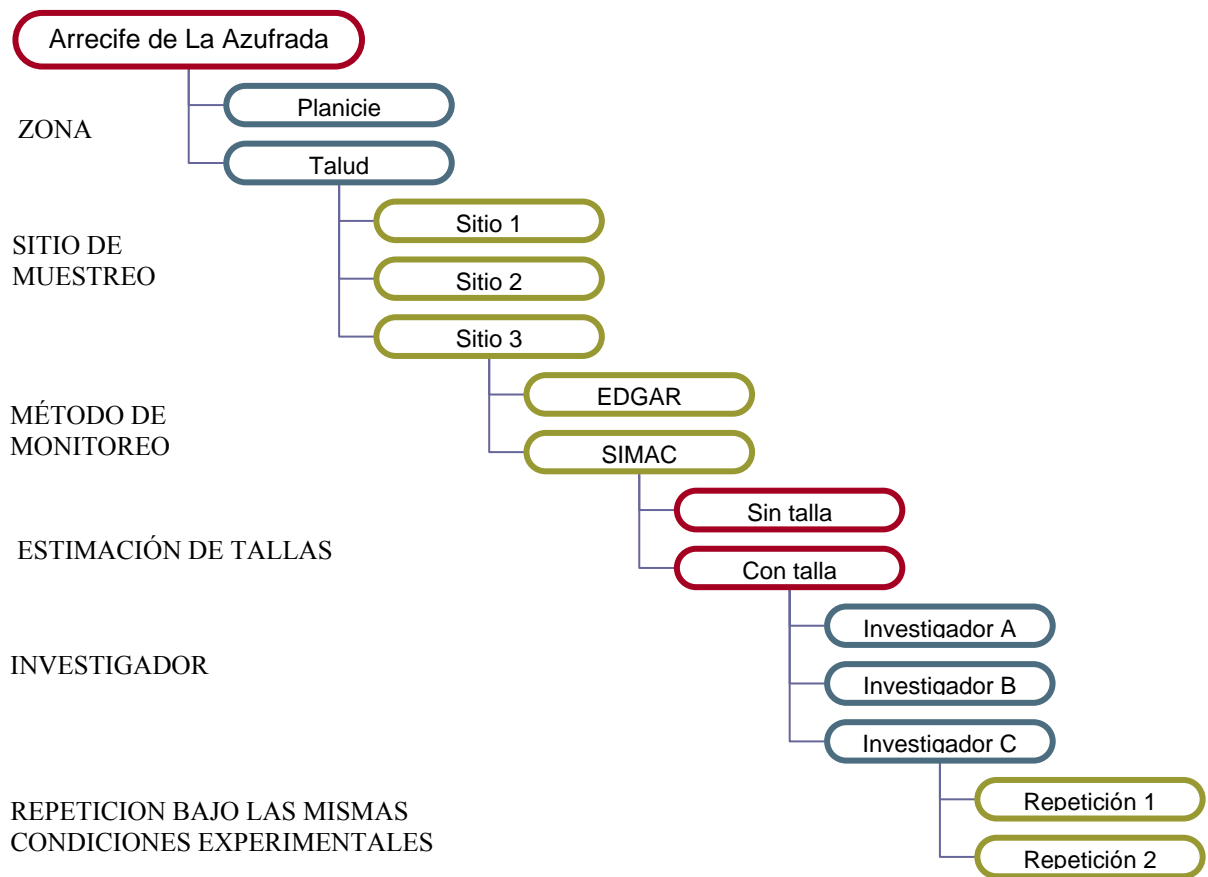


Figura 10. Diseño experimental para la comparación de las estimaciones de abundancia y riqueza de peces con los métodos de G. Edgar y SIMAC.

Protocolo de Edgar (Reef Life Survey 2008, Edgar y Stuart-Smith 2009)

Para implementar el protocolo de G. Edgar se realizaron cuatro recorridos (de 50 m) sobre el mismo transecto. En los primeros dos recorridos (uno de ida y otro de vuelta), el investigador se desplazó primero a un lado de la línea de boyas y luego por el otro lado en dirección contraria, registrando en cada recorrido las especies grandes y móviles presentes en una banda de 2,5 m. En los siguientes dos recorridos, el mismo investigador censó de manera similar las especies crípticas y pequeñas en una banda de 1 m (Figura 11). El listado de especies y abundancias del censo se obtuvo sumando los datos registrados en los cuatro recorridos de 50 m de largo. La densidad de cada especie se calculó teniendo en cuenta la variación en la amplitud del transecto dentro del cual fue censada. Las tallas de

los peces observados se clasificaron según el protocolo de G. Edgar en intervalos de 2,5 cm hasta los 15 cm y en intervalos de 5 cm entre los > 15 y 50 cm. La talla de los peces mayores a 50 cm fueron aproximadas a los 12,5 cm más cercanos.

Protocolo del SIMAC (Garzón-Ferreira et al. 2002)

Los investigadores registraron las abundancias de las especies presentes en un transecto de banda de 30×2 m. Primero, el investigador se desplazó en línea recta desde la primera hasta la cuarta boya (30 m) registrando la abundancia de las especies móviles y grandes localizadas en una banda de 2 m. Posteriormente, el mismo investigador se devolvió en línea recta contabilizando en una banda de igual tamaño ($30 \text{ m} \times 2 \text{ m}$), las especies crípticas y pequeñas (Figura 12). Los peces registrados en cada recorrido fueron sumados para obtener el listado final del censo.

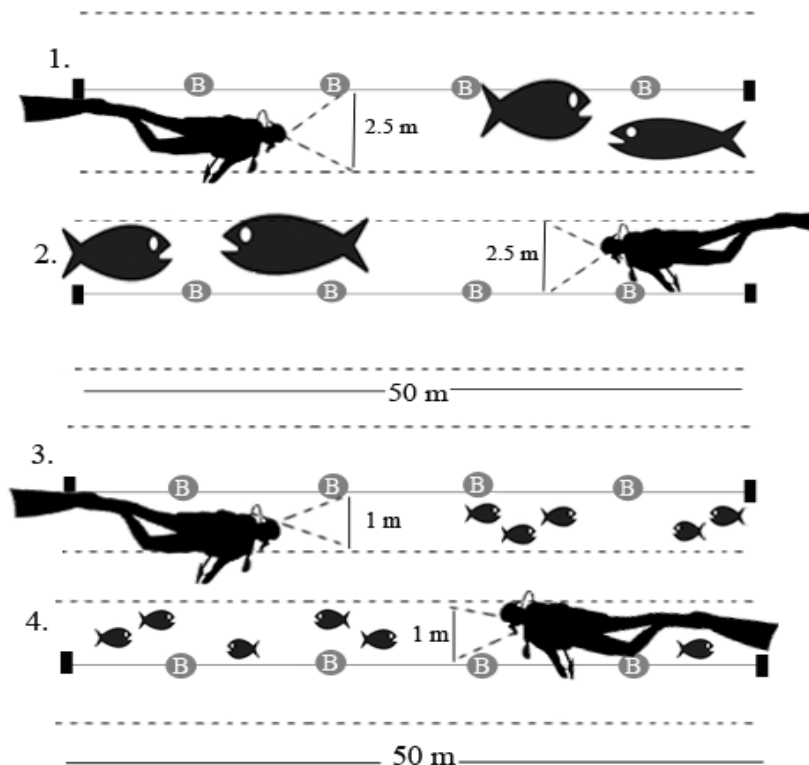


Figura 11. Esquema del procedimiento para realizar censos visuales con el protocolo de Edgar. En los dos primeros recorridos del transecto se censan los peces grandes y móviles en dos bandas de $50 \times 2,5$ m. En el tercer y cuarto recorrido se censan las especies crípticas y poco móviles en dos bandas de 50×1 m. La ubicación de las boyas se indica con la letra 'B' y las varillas están representadas por un rectángulo negro.

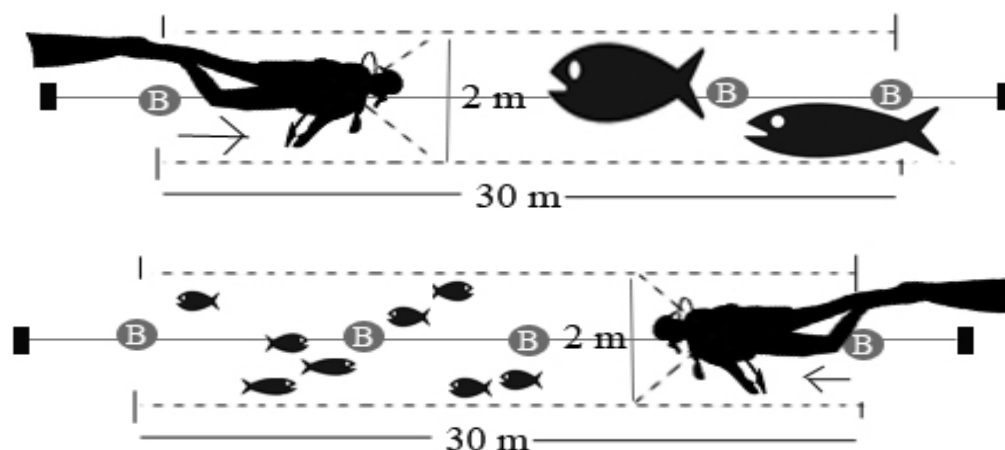


Figura 12. Esquema del protocolo para desarrollar el protocolo del SIMAC. En un primer recorrido del transecto se censan los peces grandes y móviles en una banda de 30 × 2m. En un segundo recorrido (en sentido contrario) se censan los peces crípticos y poco móviles en una banda con las mismas dimensiones. La ubicación de las boyas se indica con la letra ‘B’.

3.1.2. Análisis de datos

3.1.2.1. Variables biológicas estimadas y transformación de datos

Bentos sésil y vágil

Se calcularon los porcentajes de cobertura de especies de coral, grupos funcionales de algas y tipo de sustrato como la proporción de puntos (Edgar), área (Guzmán), o número de eslabones (SIMAC) ocupada por cada categoría del bentos (n_i) sobre el total de puntos, área, o eslabones de la cadena, registrados en cada transecto (T), multiplicado por 100 ($\%C_i = n_i/T \times 100$). Estos datos se transformaron mediante la operación: arcoseno ($\sqrt{\%C_i}/100$) para satisfacer los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas antes de realizar los análisis estadísticos. Adicionalmente se estimó la riqueza de especies (S) como el número de especies de coral observadas en cada transecto y la diversidad (H') usando el índice de Shannon-Wiener.

Se estimó la abundancia de las especies de macroinvertebrados vágiles registrados en cada transecto, la cual se reporta como el número de individuos de cada especie por un metro cuadrado (No. Ind./m²). Para los análisis estadísticos las densidades de cada especie se

transformaron con el logaritmo en base diez. También se estimó la riqueza de especies (S) como el número de especies de macroinvertebrados observadas en cada transecto. Para comparar los estimativos de riqueza de especies obtenidos con diferentes esfuerzos de muestreo (debido a las diferencias en áreas de muestreo entre los métodos), se calculó la riqueza de especies esperada en cada transecto para un número de individuos constante [E(Sn)] mediante el método de rarefacción (Ludwig y Reynolds 1988) de la relación entre el número de especies y el número de individuos totales por transecto.

Peces

Se estimó la densidad total (ind./100m²) y la riqueza de especies esperada [E(Sn)] en cada transecto, de igual forma que para los macroinvertebrados vágiles. Para identificar posibles sesgos de los protocolos hacia ciertos grupos de peces, se comparó la densidad de nueve especies que presentaron frecuencias de observación mayores al 85% (*Canthigaster punctatissima*, *Cirrhitichthys oxycephalus*, *Holacanthus passer*, *Johnrandallia nigrisrostris*, *Myripristis leiognathus*, *Scarus ghobban*, *Stegastes acapulcoensis*, *Suflamen verres*, y *Thalassoma lucasanum*). Antes del análisis, todos los valores de riqueza y densidad fueron transformados utilizando el procedimiento de Box-Cox (Box y Cox 1964) usando el programa estadístico Statistica 8 para Windows (Statsoft 2007).

Finalmente, teniendo en cuenta que existe una estrecha relación entre los sesgos de las tallas de los peces y la experiencia de los investigadores (Bell *et al.* 1985, Darwall y Dulvy 1996) se analizó la distribución de frecuencias de tallas para *Acantharus xanthopterus*, *Bodianus diplotaenia*, *Holacanthus passer*, *Johnrandallia nigrisrostris*, *Scarus ghobban*, *Stegastes acapulcoensis*, *Suflamen verres* y *Thalassoma lucasanum*, las cuales fueron las especies que presentaron mayor cantidad de individuos en el mayor número de clases de talla posibles.

3.1.2.2. Tratamiento estadístico

La comparabilidad de los métodos de monitoreo y la reproducibilidad de cada uno de éstos al variar los investigadores fueron examinadas a través de análisis de varianza (ANOVAs) de modelo mixto y bloques al azar, realizados con el programa estadístico *Statistica 8*, usando el método de Satterthwaite (1946) para el cálculo de la estadística F. En estos ANOVAs se consideró la variación en las estimaciones de las variables biológicas estudiadas obtenidas con los diferentes métodos, investigadores, sitios y zonas arrecifales, así como con y sin la estimación de las tallas en los censos de peces, mediante el diseño que se presenta en la Tabla 1. Para el caso de los peces se consideraron las interacciones hasta de dos factores, mientras que para los demás organismos se consideraron las interacciones de dos, tres y cuatro factores. Se realizaron pruebas de comparación múltiple (Tukey, $\alpha=0,05$), cuando se encontraron diferencias asociadas a alguna de las fuentes de variación.

Tabla 1. Fuentes de variación (factores) evaluadas sobre la estimación de las variables biológicas, con sus respectivos niveles.

Fuente de variación	Niveles	Variables biológicas		
		Cobertura de corales y algas, riqueza y diversidad de especies de coral	Densidad y riqueza de macroinvertebrados vágiles	Densidad, riqueza y diversidad de peces
Zona arrecifal	Planicie	SI	SI	SI
	Talud	SI	SI	SI
Sitio de muestreo (anidado en zona arrecifal)	Sitio 1	SI	SI	SI
	Sitio 2	SI	SI	SI
	Sitio 3	SI	SI	SI
Método de monitoreo	Edgar	SI	SI	SI
	Guzmán	SI	SI	NO
	SIMAC	SI	SI	SI
Estimación de tallas	Sí	NO	NO	SI
	No	NO	NO	SI
Investigador	Investigador A	SI	SI	SI
	Investigador B	SI	SI	SI
	Investigador C	SI	SI	SI

Para el caso de los peces se evaluó adicionalmente el efecto de los investigadores sobre las distribuciones de talla registradas, utilizando la prueba de Kolmogorov- Smirnov para dos muestras (Statistica 8; Statsoft 2007). Esta prueba calcula la diferencia máxima (*D. max*) entre las clases de tallas para dos juegos de datos (Bell *et al.* 1985) y permite detectar

diferencias significativas entre las dos curvas de distribución de tallas analizadas. Debido a que la prueba solamente compara dos juegos de datos fue necesario realizar tres pruebas entre pares de investigadores para poder contrastar las distribuciones obtenidas por los tres investigadores. Aunque esto altera ligeramente la probabilidad de cometer un error de tipo I, no se corrigió el valor de α .

Para determinar la efectividad de costos o eficiencia de cada método se consideraron como beneficios la exactitud y la precisión de los datos obtenidos con cada método y como costo el tiempo invertido en ello. Inicialmente se evaluó si se presentaron diferencias en el tiempo necesario para aplicar cada método con una ANOVA similar al usado para el análisis de comparabilidad y reproducibilidad. En el caso de la aplicación de los métodos para el estudio de la comunidad béntica sésil se evaluaron aparte el tiempo en campo y el tiempo en el laboratorio, así como el tiempo total necesarios para la obtención de los datos con cada método.

El análisis de eficiencia basado en la exactitud se realizó para la riqueza de especies de cada componente (corales, invertebrados vágiles y peces), la densidad del erizo *D. mexicanum* y la densidad total de peces, bajo el supuesto de que el método más eficiente es aquél que detecta la mayor riqueza o densidad de especies en el menor tiempo. Para determinar la relación entre el tiempo promedio invertido en cada transecto y los estimativos de riqueza y abundancia registrados con cada método se realizaron análisis de regresión lineal o logarítmica.

Finalmente, siguiendo el trabajo de Nadon y Stirling (2006) realizamos un análisis de la eficiencia de los métodos mediante un examen de la relación entre la precisión y el costo de aplicación de los métodos de muestreo. Para ello se calculó el coeficiente de costo-beneficio (C/B) en el que se consideró como el único costo de los métodos el tiempo necesario para obtener los datos de un transecto. Para ello se evaluó tanto el tiempo en campo, como el tiempo total. Por otro lado, como beneficio se consideró la precisión en las estimaciones obtenidas con cada método. Para calcular el coeficiente C/B se determinó el

tiempo promedio necesario para obtener los datos con cada método y se estandarizó el tiempo de todos los métodos dividiéndolos por el menor tiempo promedio obtenido. Como medida de la precisión se usó el coeficiente de variación (CV) de cada par de mediciones repetidas realizadas por el mismo investigador, en un mismo sitio y aplicando un mismo método de muestreo. La precisión de cada método se halló promediando los CV obtenidos para cada investigador y sitio usando dicho método y finalmente ésta se estandarizó dividiendo los CV de cada método por el menor CV promedio de todos los métodos. En resumen, el coeficiente C/B se calculó mediante la fórmula:

$$\text{Coeficiente } \frac{C}{B} = \frac{\text{Tiempo medio del método}}{\text{Tiempo mínimo}} \times \frac{\text{Coeficiente medio de variación del método}}{\text{Coeficiente de variación mínimo}}$$

De esta manera se evaluó el método óptimo como aquel que presentó el menor coeficiente C/B, es decir, la mayor precisión (menor CV) de sus estimativos en el menor tiempo de implementación. Sin embargo, el uso del coeficiente de variación como medida de la precisión de los datos debe interpretarse teniendo en cuenta que éste depende tanto de la desviación estándar como de la magnitud de la media. Esta característica del CV implica que cuando la media tiene una magnitud muy baja (cercana a 0), el CV puede ser muy alto aún cuando la variación es baja y no significativa en términos de la precisión o capacidad de detectar diferencias del método. En este trabajo, esta característica del CV influyó algunos de los análisis en los que los valores medios de las variables fueron muy bajos (e.g., cobertura de sustrato abiótico), y por tanto la eficiencia debe analizarse de manera integral, considerando los resultados de repetibilidad y los valores del tiempo medio obtenidos para todas las variables estimadas con cada método.

3.2. RESULTADOS

En total se realizaron 108 transectos en los que se estimó la cobertura del bentos sésil y la abundancia y diversidad de macroinvertebrados vágiles. En éstos se registraron seis especies de coral (Anexo 1), cinco de equinodermos, diez de moluscos y siete de crustáceos (Anexo 2). Así mismo, durante los 144 censos de peces realizados se registraron 56 especies móviles o conspicuas y 12 especies crípticas o bénticas (Anexo 3).

3.2.1. Comparabilidad: efecto de los métodos

3.2.1.1. Cobertura de coral, algas y tipos de sustrato

A través del análisis de varianza de bloques aleatorios se encontraron diferencias en las estimaciones de cobertura de corales, algas y sustrato abiótico obtenidas en los sitios de muestreo con los diversos métodos de monitoreo (Tabla 2; ver también Palacio 2010).

Tabla 2. Valores de F y probabilidades asociadas (p) obtenidos de los ANOVA de bloques aleatorios para la cobertura de corales, algas y sustrato abiótico y para los índices de riqueza y diversidad de corales. En negrita se muestran los efectos significativos. GL: Grados de libertad de la prueba.

Fuente de Variación	GL	% Corales		% Algas		% Sustrato abiótico		Riqueza (S)		Diversidad (H')	
		F	p	F	p	F	p	F	p	F	p
Zona	1	3,33	0,14	2,4	0,18	0,11	0,77	0,01	0,93	0,02	0,89
Sitio(Zona)	4	4,56	0,03	5,4	0,01	0,65	0,63	13,9	<0,01	24,2	<0,01
Método	2	0,11	0,89	0,2	0,79	2,47	0,14	8,00	<0,01	7,09	0,03
Investigador	2	0,42	0,73	6,3	0,11	3,46	0,19	1,83	0,28	1,24	0,62
Inv.×Método	4	2,06	0,25	2,2	0,23	2,45	0,2	5,52	0,06	1,49	0,36
Zona×Método	2	1,95	0,2	4,3	0,06	0,02	0,98	1,25	0,35	0,61	0,58
Zona×Inv.	2	0,16	0,86	5	0,05	3,64	0,06	2,91	0,52	0,22	0,81
Zona×Método×Inv.	4	2,13	0,12	1,3	0,3	7,61	<0,01	1,2	0,35	3,49	0,03
Sitio(Zona) ×Método	8	56,41	<0,01	5,5	<0,01	11,7	<0,01	2,76	0,04	2,19	0,09
Sitio(Zona) ×Inv.	8	1,38	0,28	3,2	0,02	11,9	<0,01	0,27	0,97	0,6	0,76
Sitio(Zona) ×Método×Inv.	16	1,24	0,27	2,6	<0,01	1,33	0,22	0,95	0,53	0,6	0,87
Error	54										

Con la aplicación posterior de la prueba de Tukey ($\alpha=0,05$) se determinó que las diferencias de los métodos en la estimación de la cobertura de corales y algas se presentaron principalmente entre el método de Edgar y los de Guzmán y del SIMAC en tres de los seis sitios evaluados (Figura 13a - 13d).

En las diferencias encontradas en las estimaciones de cobertura de coral no se revela una tendencia de los métodos hacia un sesgo consistente (siempre subestimar o sobrestimar en comparación con los otros) pues en uno de los sitios con el método de Edgar se obtuvo una mayor cobertura de coral y menor de algas a las obtenidas con el de Guzmán y con el del SIMAC, mientras que en otro sitio con el método de Edgar la cobertura de corales estimada fue menor y de algas mayor. En el tercero sitio todos los métodos estimaron coberturas de coral diferentes siendo mayor la obtenida con el método de Edgar, intermedia con el del SIMAC y menor con el de Guzmán (Figura 13).

Para el caso de la cobertura de algas, mas no de los corales, se encontró que hubo una interacción significativa entre el sitio de muestreo, el método empleado, y el investigador que tomó los datos (Anexo 4), mostrando que para esta categoría del bentos su medición no sólo se ve afectada por el método de monitoreo, sino que cada investigador, dependiendo de las características del sitio, tiene una influencia sobre los valores estimados.

Las estimaciones de cobertura de sustrato abiótico difirieron en dos de los sitios evaluados dependiendo del método empleado. En ambos sitios, se estimaron mayores coberturas con el método de Edgar en comparación con los otros dos métodos (Figura 13e y 13f). Para esta última categoría del sustrato, además del efecto de los métodos hubo una interacción entre la zona, el método y los investigadores ($p=0,001$), y por tanto las coberturas estimadas dependieron de la respuesta de los investigadores a los métodos dependiendo de la zona en que fueron aplicados (Anexo 5).

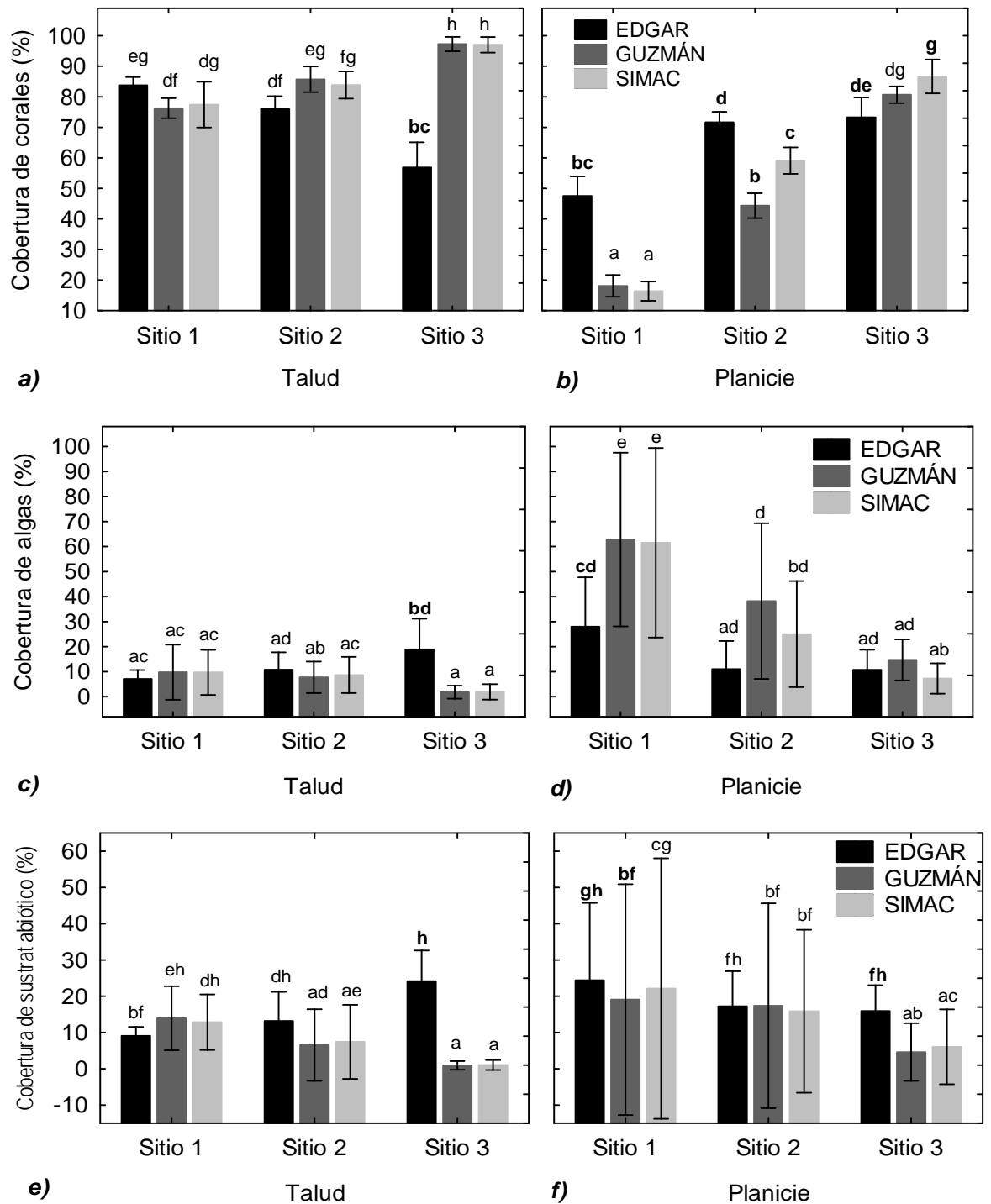


Figura 13: Cobertura promedio de a) y b) corales, c) y d) algas, e) y f) sustrato abiótico en los sitios de muestreo obtenida mediante los métodos de Edgar, Guzmán y SIMAC en dos zonas arrecifales: talud (izquierda) y planicie (derecha). Las barras verticales indican intervalos de confiabilidad de 95% y las letras los grupos homogéneos (Tukey $\alpha=0,05$).

3.2.1.2. Riqueza y diversidad de corales

Se presentaron diferencias en los índices de riqueza (S) y diversidad (H') de corales obtenidos con los diferentes métodos (Tabla 2), ya que los valores de ambos índices estimados con el método de Edgar fueron mayores a los obtenidos con los métodos de Guzmán y del SIMAC (Figura 14).

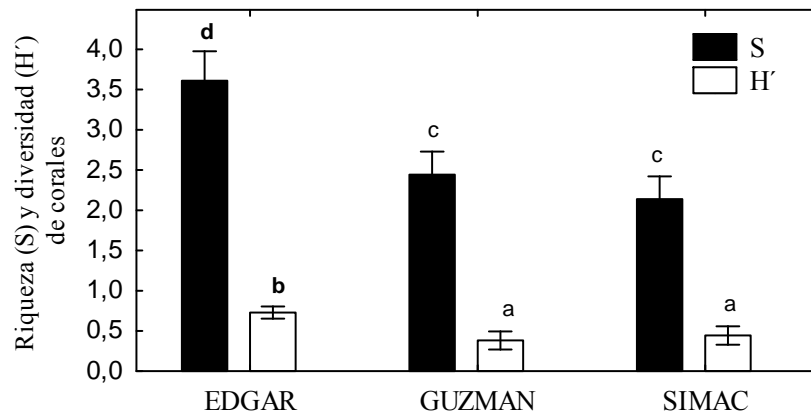


Figura 14. Riqueza (S) y diversidad (H') media de corales, obtenidas con los métodos de Edgar, Guzmán y SIMAC. Las barras verticales indican intervalos de confiabilidad del 95% y las letras los grupos homogéneos resultado de la prueba de comparación múltiple de Tukey ($\alpha=0,05$).

Sin embargo, el sesgo relativo de los métodos en la estimación de la riqueza de especies de coral cambió de acuerdo al sitio de muestreo (la interacción Método×Sitio[Zona] fue significativa; Tabla 2; Figura 15), ya que no en todos los sitios las riquezas estimadas con el método de Edgar fueron significativamente mayores a las estimadas con los métodos de Guzmán y del SIMAC.

La riqueza estimada con el método de Edgar fue mayor que la estimada con los otros métodos en dos sitios de muestreo, pero en un sitio la riqueza estimada con el método de Edgar fue mayor sólo que la estimada con el método del SIMAC y en otro sitio fue mayor sólo que la estimada con el de Guzmán. En los restantes dos sitios la riqueza estimada con todos los métodos fue similar (Figura 15).

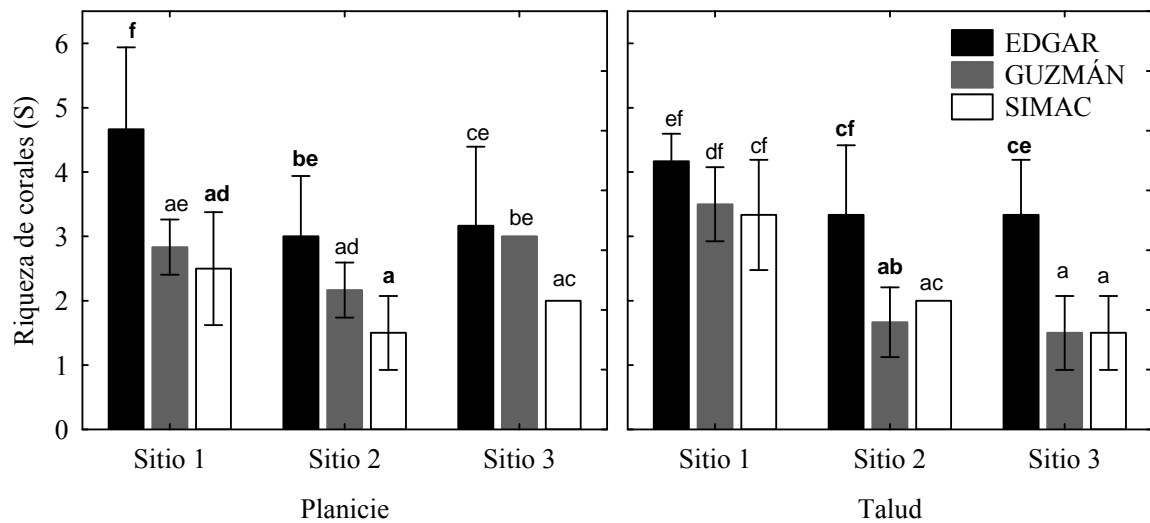


Figura 15. Riqueza media de corales (S) dentro de los sitios de muestreo obtenida mediante los métodos de Edgar, Guzmán y SIMAC. Las barras verticales indican intervalos de confiabilidad del 95% y las letras los grupos homogéneos resultado de la prueba de comparación múltiple de Tukey ($\alpha=0,05$).

3.2.1.3. Densidad de *Diadema mexicanum*

Las estimaciones de densidad del erizo *D. mexicanum* obtenidas en los sitios de muestreo fueron significativamente diferentes cuando se estimaron con los diversos métodos de monitoreo (Tabla 3, ver también Izquierdo 2010).

La prueba de comparación múltiple (Tukey $\alpha=0,05$) mostró que las diferencias entre las densidades estimadas con los tres métodos se presentaron sólo en tres sitios (Figura 16). En el sitio 1 de la planicie las estimaciones obtenidas con el método de Edgar fueron mayores a las obtenidas con el método del SIMAC y en el sitio 3 del talud fueron mayores a las obtenidas con los otros dos métodos (SIMAC y Guzmán). Sin embargo, en el sitio 2 de la planicie la densidad promedio de *D. mexicanum* estimada con el método de Edgar fue menor a la estimada con los otros dos métodos. El método de Guzmán estimó densidades mayores que el del SIMAC en un solo sitio (Planicie 3), mientras que con el método del SIMAC nunca se estimaron densidades mayores que con los otros dos métodos. Por lo tanto, no se observó una tendencia consistente de ninguno de los métodos a subestimar o sobrestimar las densidades en comparación con los otros métodos.

Tabla 3. Valores de F y probabilidad asociada (p) obtenidos de los ANOVAs de bloques aleatorios para la densidad de *D. mexicanum* y la riqueza de invertebrados vágiles. En negrita se muestran los efectos significativos. GL: Grados de libertad de la prueba.

Fuente de Variación	GL	Densidad de <i>D.mexicanum</i>		Riqueza de invertebrados vágiles	
		F	p	F	p
Zona	1	19,92	0,01	11,35	0,02
Sitio(Zona)	4	3,04	0,07	71,93	0,92
Método	2	3,19	0,11	2,21	0,25
Investigador	2	3,72	0,23	1,94	0,34
Investigador×Método	4	1,04	0,49	1,98	0,27
Zona×Método	2	0,31	0,74	3,81	0,11
Zona×Investigador	2	0,68	0,57	20,46	0,46
Zona×Método×Investigador	4	0,33	0,85	1,12	0,40
Sitio(Zona) ×Método	8	8,61	0,00	0,91	0,53
Sitio(Zona) ×Investigador	8	1,87	0,14	0,15	0,99
Sitio(Zona) ×Método×Investigador	16	0,90	0,57	0,78	0,70
Error	54				

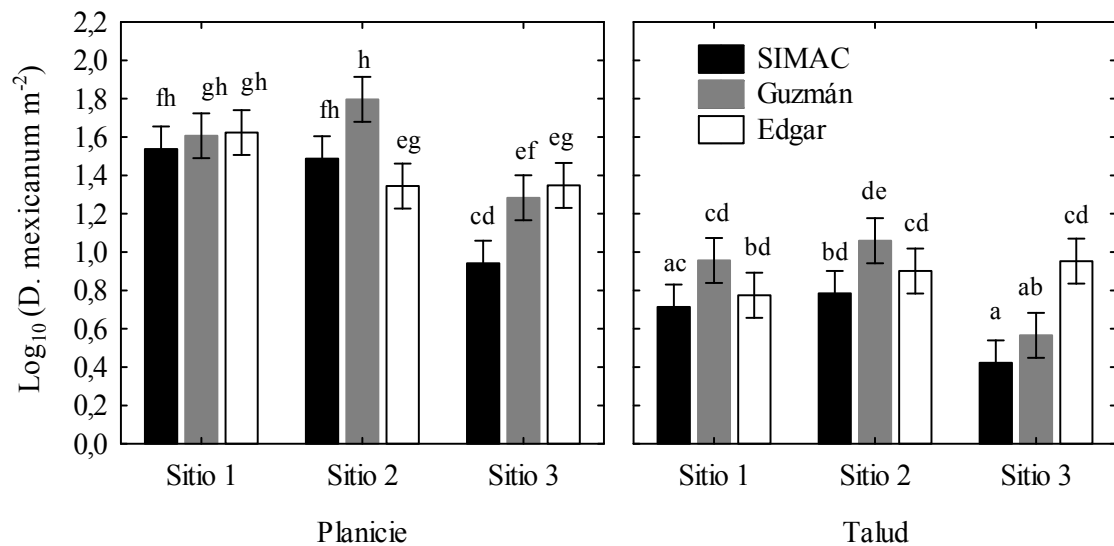


Figura 16. Densidad promedio de *D. mexicanum* estimada con los métodos del SIMAC, Guzmán y Edgar. Las barras verticales indican intervalos de confiabilidad del 95% y las letras los grupos homogéneos resultado de la prueba de comparación múltiple de Tukey ($\alpha=0,05$).

3.2.1.4. Riqueza de macroinvertebrados

No se detectaron diferencias significativas en la riqueza esperada $[E(Sn)]$ de especies de macroinvertebrados estimada mediante los diferentes métodos. La única diferencia significativa se observó entre las dos zonas arrecifales, siendo mayor la riqueza de especies en el talud que en la planicie (Tabla 3).

3.2.1.5. Riqueza de especies y densidad total de peces

Los estimativos de riqueza de especies de peces esperada $[E(Sn)]$ difirieron significativamente ($p < 0,05$) entre los métodos usados (Tabla 4, ver también Palacios 2010). Con el método de Edgar se obtuvieron estimaciones 7,7% mayores que las obtenidas con el SIMAC (Figura 17a). Por el contrario, aunque la densidad total de peces registrada con los dos métodos no difirió estadísticamente ($p > 0,05$), con el método del SIMAC se estimaron densidades totales de las poblaciones de peces arrecifales un 21,5 % más altas (Figura 17b). Sin embargo, las diferencias metodológicas entre los dos protocolos explicaron una muy baja proporción de la variación en los estimativos de riqueza (2,7%) y de densidad total (1,2%; Tabla 4).

3.2.1.6. Efecto de la estimación de tallas sobre los estimativos de riqueza y densidad total de peces

La estimación de la talla de los peces durante los censos visuales no alteró de manera significativa ($p > 0,05$) los resultados obtenidos de riqueza y densidad de peces, aunque los estimativos de ambas variables fueron levemente reducidos cuando se estimaron las tallas (Figura 17). Aunque la riqueza estimada con el método del SIMAC aumentó un poco (3,8%) cuando se estimaron las tallas, a diferencia de las demás estimaciones que tienden a disminuir, la interacción entre el método y la talla tampoco fue significativa ($p > 0,05$) por lo que ambos métodos fueron afectados de manera similar al registrar la talla (Tabla 4, Figura 17).

Tabla 4. Valores de F y porcentaje de varianza explicada obtenidos del ANOVA de bloques aleatorios, para la riqueza esperada [E(Sn)] y la densidad total de peces por censo (Ind/100m²) transformadas con el procedimiento de Box-Cox. Los efectos significativos se indican en negrita y la significancia de las pruebas de F se indica por: *p<0,05; **p<0,01; ***p<0,001. GL: Grados de libertad de la prueba.

Factor	GL	Riqueza [E(Sn)]		Densidad Total	
		F	%	F	%
Zona	1	0,5	0,7	3,5	6,1
Sitio(Zona)	4	1,6	5,8	1,6	7,0
Método	1	16,9*	2,7	1,7	1,2
Talla	1	0,1	0,1	6,4	2,7
Investigador	2	9,2**	14,9	0,2	0,4
Zona × Método	1	16,5*	2,6	0,4	0,3
Zona × Talla	1	0,4	0,3	1,7	0,7
Zona × Investigador	2	2,0	3,3	1,3	2,8
Método × Talla	1	0,5	0,3	0	0,0
Investigador × Método	2	0,9	0,9	1	1,2
Investigador × Talla	2	2,0	2,1	2,8	3,1
Sitio(Zona) × Método	4	0,3	0,6	1,3	3,0
Sitio(Zona) × Talla	4	1,9	3,8	0,8	1,7
Sitio(Zona) × Investigador	8	1,6	6,5	1,9	8,5
Error	109		55,5		61,2

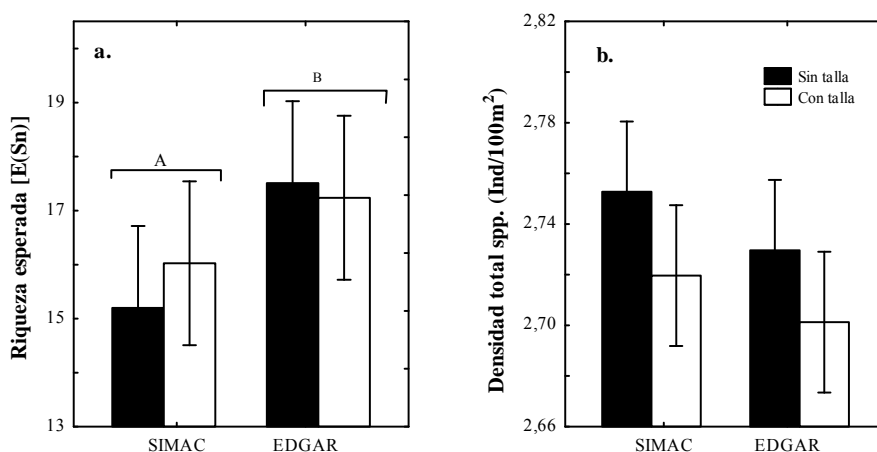


Figura 17. Estimaciones promedio de a) riqueza de especies esperada [E(Sn)] y b) la densidad total por censo (ind/100m²) obtenidas con los métodos del SIMAC y de Edgar en combinación con el efecto de la estimación o no de la talla en censos visuales de peces. Datos transformados con el procedimiento de Box-Cox. Las barras verticales indican intervalos de confiabilidad del 95% y las letras los grupos homogéneos resultado de la prueba de comparación múltiple de Tukey (α=0,05).

3.2.1.7. Densidad de especies particulares de peces

El efecto de los métodos sobre los estimativos de densidad de las nueve especies analizadas varió dependiendo de la especie en cuestión (Tabla 5, ver también Palacios 2010). Para la mayoría de las especies (*Canthigaster puntatissima*, *Holacanthus passer*, *Myripristis leiognathus*, *Suflamen verres* y *Thalassoma lucasanum*; Figura 18) se registraron densidades significativamente más altas con el método del SIMAC que con el de Edgar ($p < 0,05$). *Johnrandallia nigrirostris* y *Stegastes arcifrons* también presentaron una tendencia similar, pero ésta no fue significativa ($p > 0,05$). De manera opuesta, para *Cirrhtichthys oxycephalus* y *Scarus ghobban* se observó un patrón inverso, en el cual densidades significativamente más altas ($p < 0,05$) fueron obtenidas con el protocolo de Edgar (Figura 18). Las diferencias entre los dos protocolos explicaron una relativamente alta proporción de la variación en los estimativos de densidad solamente en *C. oxycephalus* (33,2%) y *H. passer* (21,3%; Tabla 5). Para el resto de las especies, los métodos solamente explicaron en promedio el 4,5% de la variación en los estimativos de densidad.

3.2.1.8. Efecto de la estimación de tallas sobre los estimativos de densidad de especies particulares de peces

A diferencia de la densidad total por censo, en la densidad de la mayoría de especies seleccionadas (excepto *M. leiognathus*, *S. ghobban*, y *S. acapulcoensis*) se observó un efecto del registro de talla (Figura 18). Para estas especies, la inclusión de los estimativos de talla en los censos visuales ocasionó una reducción en promedio del 18.3% de la densidad. Aunque para la especie *M. leiognathus* con el registro de la talla durante los censos visuales se aumentaron los estimativos de densidad, este efecto no fue significativo ($p > 0,05$).

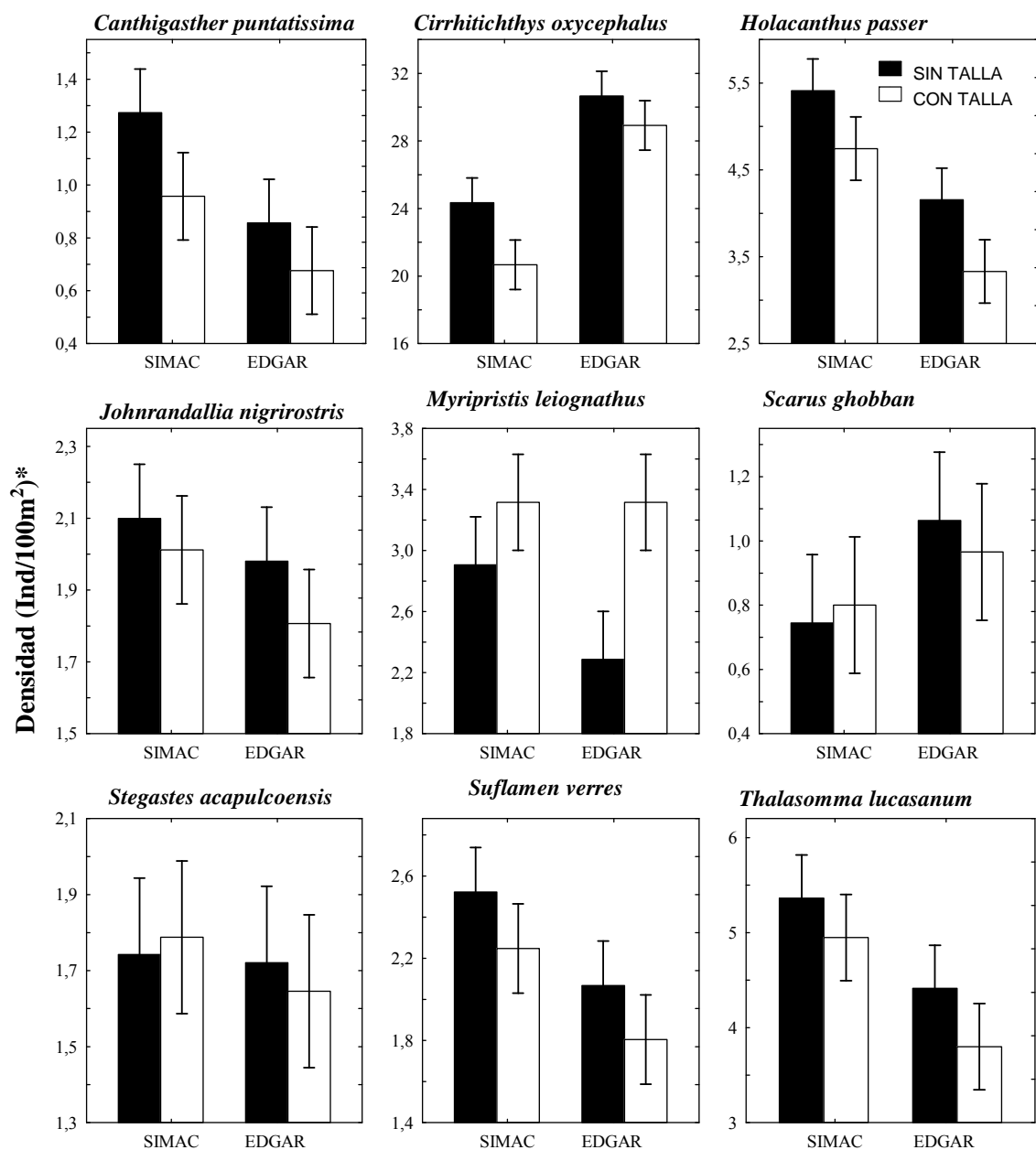


Figura 18. Densidad promedio de nueve especies de peces estimada con los métodos de Edgar y SIMAC, con y sin la estimación de las tallas. Densidades transformadas con el procedimiento de Box-Cox.

Tabla 5. Valores de F obtenidos del ANOVA de bloques aleatorios, utilizando densidades (ind/100m2) transformadas con Box-Cox para nueve especies de peces arrecifales. Resultados significativos se indican en negrita y la significancia de las pruebas de F se indica por: *p< 0,05; **p<0,01; ***p<0,001. La columna % muestra el porcentaje de la variación total explicada por cada factor y sus interacciones: Zona (Z), Método (M), Talla (T) , Investigador (I) y Sitio anidado dentro de Zona [S(Z)].

Factor	<i>Canthigaster punctatissima</i>		<i>Cirrhitictys oxycephalus</i>		<i>Holacanthus passer</i>		<i>Johnrandallia nigrirostris</i>		<i>Myripristis leiognathus</i>		<i>Scarus ghobban</i>		<i>Stegastes acapulcoensis</i>		<i>Suflamen verres</i>		<i>Thalassoma lucasanum</i>	
	F	%	F	%	F	%	F	%	F	%	F	%	F	%	F	%	F	%
Z	0,9	2,8	2,3	4,9	3,6	7,2	1,2	4,8	0,01	0,2	0,4	1,8	3,9	28,1	14,8*	15,1	27,3**	19,5
S(Z)	4,0	12,0	32,7	8,5	-	8,1	4,7	16,4	14,8*	44,2	10,6	16,8	6,4*	28,9	3,0	4,1	2,8	2,9
M	15,5*	8,8	154***	33,2	179***	21,3	1,9	2,2	9,2*	0,8	9,8*	2,8	0,1	0,2	12,6*	8,2	25,7**	8,7
T	16,5*	4,4	12,05*	4,6	40,3**	6,6	18*	1,5	5,8	4,4	0,1	0,02	0,1	0,01	10,5*	3,0	13,7*	2,1
I	2,2	4,0	10,4**	3,1	8*	4,8	4,5	5,5	28,1***	18,7	4,3	7,0	6,5*	6,5	4,8*	3,7	9,6**	11,3
Z*M	2,E-05	1,E-05	0,4	0,1	24,6**	2,9	1,4	1,6	4,9	0,4	2,1	0,6	0,02	0,02	0,1	0,1	0,2	0,1
Z*T	2,2	0,6	3,4	1,3	0,4	0,1	0,01	0,001	0,001	0,001	0,3	0,1	0,8	0,1	8,6*	2,4	0,1	0,02
Z*I	0,7	1,3	2,1	0,6	1,8	1,1	0,3	0,4	0,3	0,2	0,3	0,5	0,9	1,0	0,3	0,3	0,1	0,1
M*T	0,7	0,3	1,7	0,6	0,2	0,1	0,3	0,2	3,8	0,8	0,5	0,3	0,4	0,1	0,003	0,002	0,2	0,1
I*M	0,7	0,7	0,5	0,4	0,1	0,1	3,0	3,0	0,1	0,1	0,4	0,4	2,3	1,1	1,6	1,6	3,5*	2,9
I*T	0,01	0,01	3,1*	2,1	0,02	0,02	0,8	0,8	2,0	0,8	0,1	0,1	1,1	0,5	1,1	1,1	0,6	0,5
S(Z)*M	1,1	2,3	0,6	0,9	0,3	0,5	2,3	4,6	0,4	0,4	0,5	1,2	4,4**	4,1	1,3	2,6	0,8	1,4
S(Z)*T	0,5	1,1	1,1	1,5	0,4	0,7	0,2	0,3	3,5**	3,0	0,7	1,6	0,3	0,3	0,6	1,1	0,4	0,6
S(Z)*I	1,8	7,2	0,4	1,2	0,7	2,4	1,2	4,9	1,6	2,7	1,5	6,6	2,17*	4,0	0,8	3,1	1,4	4,7
Error		54,4		37,1		44,3		53,9		23,3		60,4		25,2		53,6		45,2

3.2.1.9. Velocidad de censos de peces

Los censos visuales de peces implementados con el procedimiento del SIMAC fueron realizados a una velocidad de 5,26 m/min, mientras que en promedio los buzos se desplazaron más rápido al muestrear con el protocolo de Edgar (6,44 m/min; Tabla 6). Cuando los censos se realizaron registrando las tallas, se redujo la velocidad de censo para ambos métodos; en 1 m/min para el protocolo del SIMAC y en 1,3 m/min para el de Edgar.

Tabla 6. Velocidad de censo (m/min) para los métodos del SIMAC y de Edgar, *con* y *sin* estimación de la talla.

Método/talla	Velocidad de censo (m/min)	
	Promedio	Desviación Estándar
SIMAC total	5,26	1,19
Sin talla	5,75	1,03
Con talla	4,75	1,13
Edgar total	6,44	1,33
Sin talla	7,09	1,22
Con talla	5,79	1,10

3.2.2. Reproducibilidad: efecto de los investigadores

3.2.2.1. Cobertura de coral, algas y tipos de sustrato

La cobertura de coral estimada no difirió cuando los datos se tomaron por diferentes investigadores. Tampoco hubo una interacción significativa investigador \times método por lo que las diferencias observadas entre los métodos no dependieron de los investigadores (Tabla 2; Figura 19).

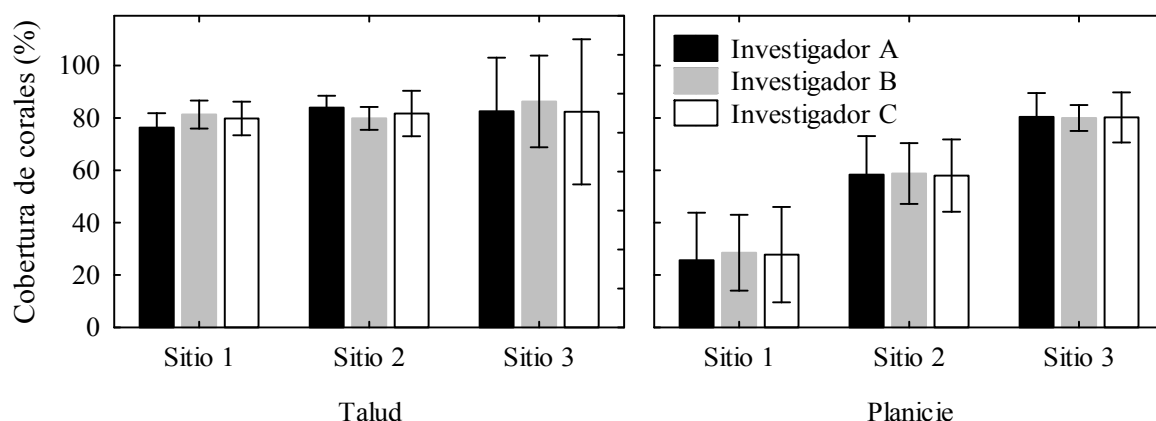


Figura 19. Cobertura promedio de corales en los sitios de muestreo obtenida por cada investigador (A, B y C). Las barras verticales indican intervalos de confiabilidad de 95%.

En contraste, la cobertura de algas y de sustrato abiótico estimada por los investigadores dentro de los sitios sí mostró diferencias significativas (Interacción Sitio[Zona]× Investigador: algas $p=0,023$, sustrato $p<0,001$), ya que un investigador (B) siempre estimó coberturas menores de algas y mayores de sustrato abiótico en comparación con los otros dos (Figura 20a y 20b).

Esto se notó especialmente en la planicie, en donde los sitios de muestreo presentaron una cobertura de corales menor y por tanto el sesgo en la estimación de algas y sustrato abiótico introducido por los investigadores se hizo más fuerte (interacción Zona×Investigador $p=0,045$; Anexo 6). En estos sitios las estimaciones de la cobertura de algas y sustrato alcanzaron a diferir en más del 30% entre los investigadores (Figura 20c - 20d).

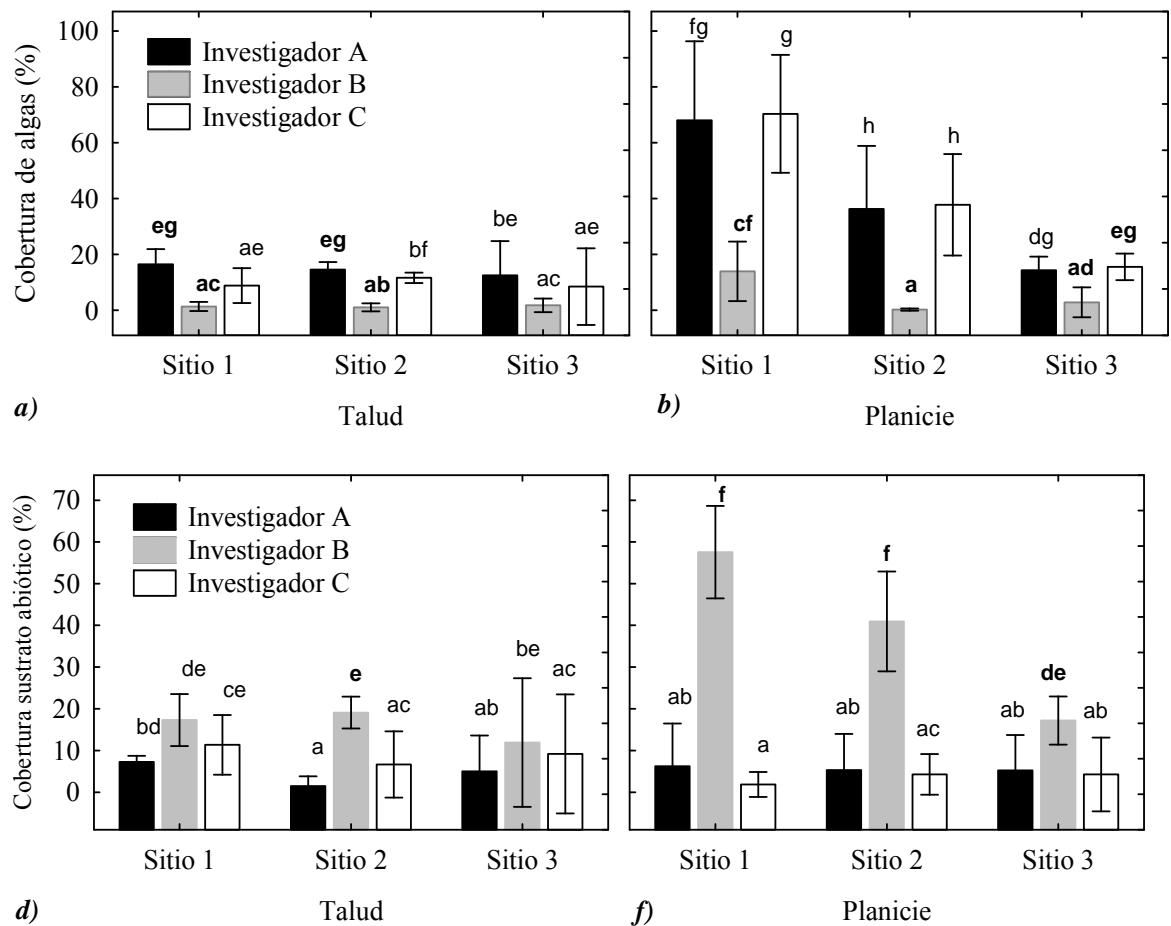


Figura 20. Cobertura promedio de algas (a y b) y sustrato abiótico (c y d) en los sitios de muestreo obtenida por tres investigadores (A, B y C). Las barras verticales indican intervalos de confiabilidad de 95% y las letras los grupos homogéneos resultado de la prueba de comparación múltiple de Tukey ($\alpha=0,05$).

3.2.2.2. Riqueza y diversidad de corales

La diversidad de corales estimada varió significativamente dependiendo de la combinación particular del investigador, la zona arrecifal y el método de muestreo empleado (interacción Investigador \times Zona \times Método $p=0,03$; Tabla 2). Dentro de cada zona y para cada método, sólo se encontraron diferencias significativas entre la riqueza estimada por los tres investigadores en el talud arrecifal cuando usaron el método del SIMAC (Figura 21).

En la planicie dos investigadores (A y C) estimaron diversidades más altas cuando usaron el método de Edgar que las que estimaron cuando usaron los métodos de Guzmán y del SIMAC. En contraste, las estimaciones del tercer investigador (B) fueron similares con los

tres métodos. En el Talud la diversidad estimada por un investigador (A) con el método de Edgar fue significativamente mayor que las estimadas por los tres investigadores con el método de Guzmán y por el mismo investigador con el método del SIMAC (Figura 21). Por el contrario, las estimaciones de la riqueza de especies coralinas no fueron afectadas por los investigadores. Tampoco se detectó ninguna interacción entre el factor investigador y otros factores (Tabla 2).

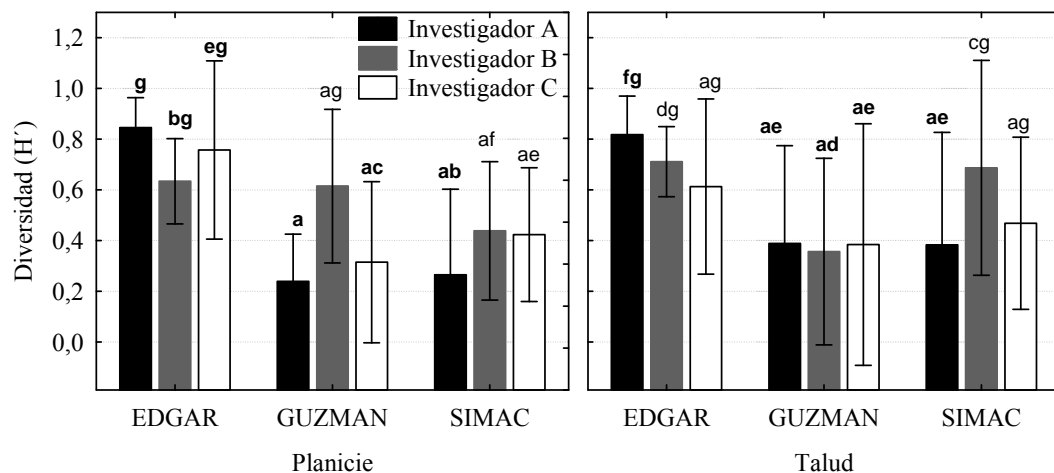


Figura 21. Diversidad media de corales (H') dentro de las zonas, obtenida con los métodos de Edgar, Guzmán y SIMAC. Las barras verticales indican intervalos de confiabilidad del 95% y las letras los grupos homogéneos resultado de la prueba de comparación múltiple de Tukey ($\alpha=0,05$).

3.2.2.3. Densidad de *D. mexicanum* y riqueza de macroinvertebrados

No se detectó ningún efecto significativo de los investigadores sobre las estimaciones de la densidad de *D. mexicanum* ni de la riqueza de macroinvertebrados. No se observó tampoco ninguna interacción entre los investigadores y los otros factores considerados (Tabla 3).

3.2.2.4. Riqueza de especies y densidad total de peces

Parte de la variación de los estimativos de riqueza de especies (14,9%) fue causada por los investigadores, que estimaron riquezas significativamente diferentes ($p < 0,01$; Tabla 4; Figura 22). Específicamente, hubo diferencias en las riqueza de especies promedio entre los Investigadores A y C debido a que el Investigador A reportó un 26,7% más de especies por

censo que el Investigador C. La riqueza estimada por el Investigador B fue intermedia y no difirió de la estimada por el Investigador A ($p=0,12$) ni por el Investigador C ($p=0,16$). Por el contrario, los investigadores no influyeron significativamente en las densidades totales estimadas en los censos visuales ($p=0,84$; Tabla 4; Figura 22), y en general su efecto explicó una muy baja proporción (0,4%) de la variación en las densidades estimadas (Tabla 4).

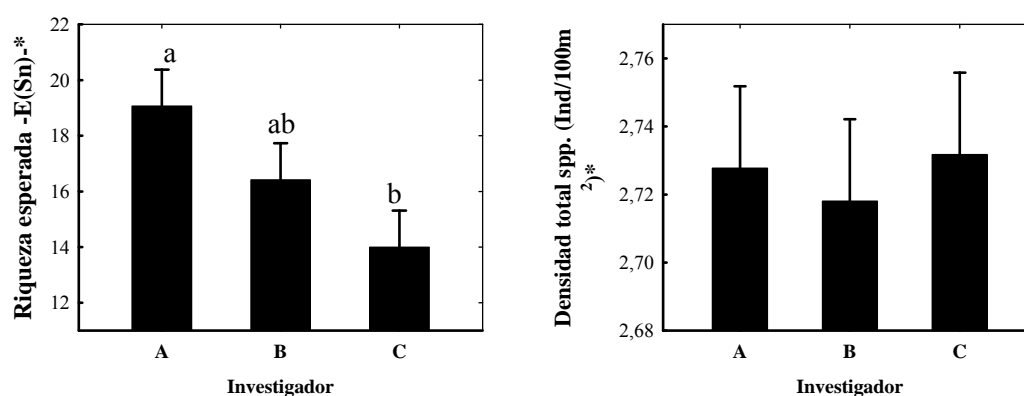


Figura 22. Riqueza esperada $[E(Sn)]$ y Densidad total de peces ($\text{ind}/100\text{m}^2$) registrada por tres investigadores. Las letras minúsculas indican los grupos homogéneos entre investigadores (Tukey $\alpha=0,05$). *Datos transformados con Box-Cox.

Para la riqueza esperada y la densidad total de peces no se detectaron diferencias en las estimaciones asociadas a las interacciones Investigador×Método o Investigador×Talla, por lo que los tres investigadores respondieron de manera similar ante los dos métodos (SIMAC y de Edgar) y el registro de la talla. Adicionalmente, las riquezas y densidades registradas para cada una de las zonas y sitios de muestreo fueron similares entre los tres investigadores (interacción Sitio×Investigador, $p > 0,05$; Tabla 4).

3.2.2.5. Densidad de especies particulares

Dentro de cada una de las zonas y sitios de muestreo, los tres investigadores coincidieron en los estimativos de densidad promedio de la mayoría de especies analizadas (con excepción de *S. acapulcoensis*; interacción Sitio[Zona]×Investigador, $p < 0,01$; ver también Palacios 2010). Sin embargo, considerando la densidad media estimada en todos los sitios de muestreo para cada especie, sí existieron diferencias significativas en las densidades

registradas por los tres investigadores para la mayoría de especies analizadas (Efecto del Investigador, $p < 0,05$; Tabla 5). Por lo general, el Investigador A registró las densidades más altas de cada una de las especies, y el Investigador C las más bajas, pero dependiendo de la especie analizada los sesgos relativos de los tres investigadores variaron; para *C. oxycephalus* y *M. leiognathus* el Investigador C registró densidades significativamente más bajas que las estimadas por los Investigadores A y B; para *S. verres* y *T. lucasanum*, las densidades de los Investigadores A y C difirieron, pero permanecieron similares a las del Investigador B; para *S. acapulcoensis* el Investigador A reportó una densidad promedio significativamente más alta que la registrada por los Investigadores B y C; y para *H. passer* los Investigadores A y B estimaron densidades significativamente diferentes entre ellas, pero similares a las del Investigador C (Figura 23).

Por otro lado, para la mayoría de especies analizadas, los tres investigadores respondieron de manera similar ante las dos metodologías implementadas (interacción Investigador×Método $p > 0,05$, con excepción de *T. lucasanum*, $p < 0,05$), y ante el registro de talla (interacción Investigador×Talla $p > 0,05$, con excepción de *C. oxycephalus*, $p < 0,05$). En estas dos especies las interacciones fueron ocasionadas principalmente por inconsistencias entre las densidades registradas por los Investigadores B y C. En general, las interacciones Investigador×Método e Investigador×Talla, explicaron una muy baja proporción ($< 3\%$; Tabla 5) de la variación en la densidad de las especies analizadas.

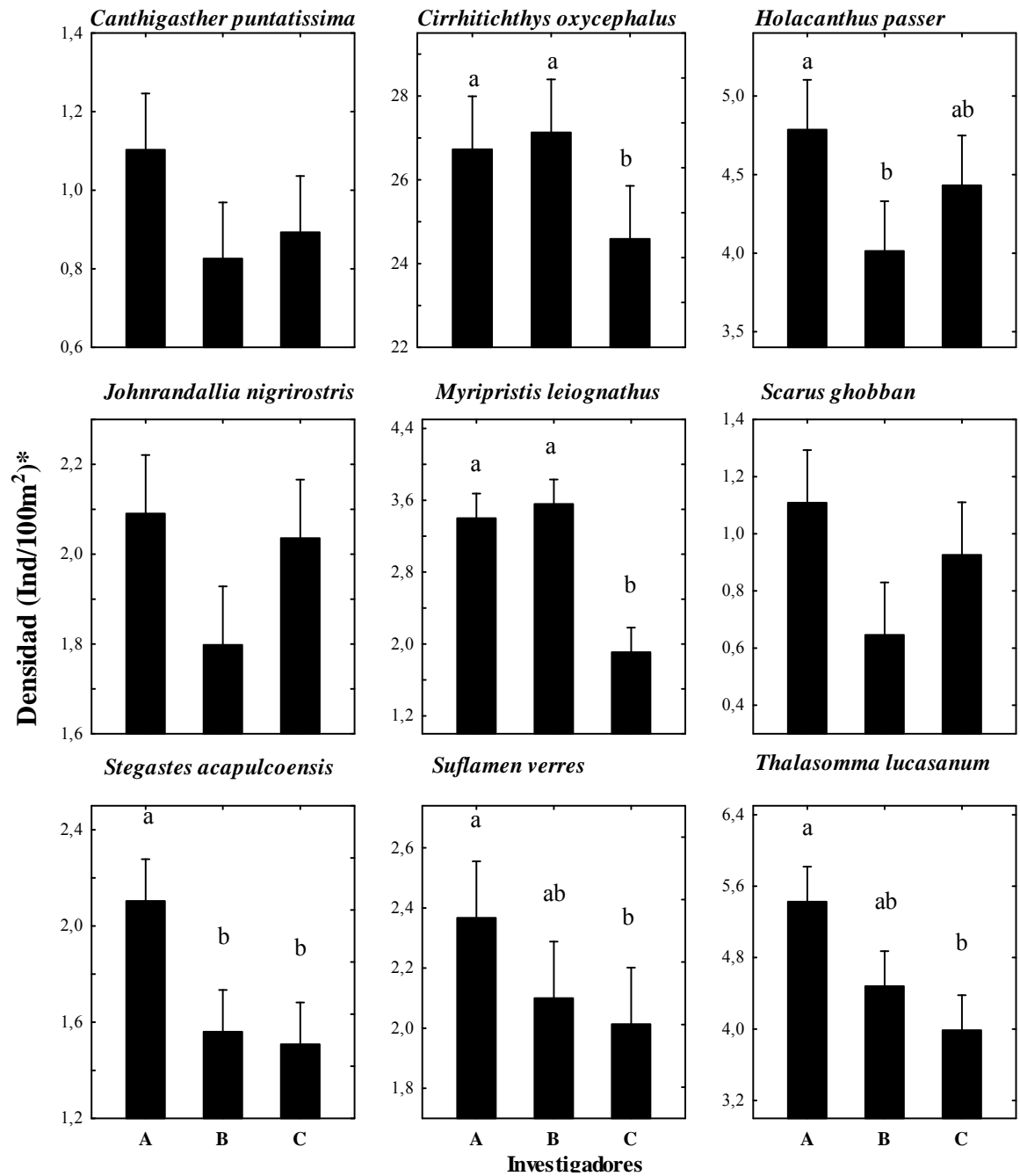


Figura 23. Densidades promedio estimadas por tres investigadores para nueve especies de peces, combinando los estimativos obtenidos con dos métodos de muestreo (SIMAC y Edgar). Las letras indican los grupos homogéneos entre los tres investigadores (Tukey $\alpha=0,05$) * Densidades transformadas con Box-Cox.

3.2.2.6. Distribución de tallas de peces

Para las ocho especies de peces consideradas, las distribuciones de frecuencia de tallas registradas por los tres investigadores fueron completamente diferentes ($p < 0,05$; Tabla 7), y solamente para las especies *B. diplotaenia* y *S. ghobban* los Investigadores A y B coincidieron en las distribuciones de talla ($p > 0,05$). Incluso para la distribución de tallas promedio de todas las especies censadas no existió un consenso entre los tres investigadores, debido a que el Investigador C registró una distribución de tallas diferente de la reportada por los otros dos ($p < 0,05$).

Tabla 7. Comparación de la frecuencia de tallas registradas por tres investigadores para nueve especies de peces y para el promedio de talla de todas las especies. Se indica el valor de p de la prueba de Kolmogorov-Smirnov para comparaciones entre pares de investigadores.

Spp.	Inv. A vs B		Inv. A vs C		Inv. B vs C	
<i>A. xanthopterus</i>	-0,44	***	-0,67	***	0,35	***
<i>B. diplotaenia</i>	0,28	ns	-0,55	***	-0,6	***
<i>H. passer</i>	-0,18	***	-0,23	***	-0,23	***
<i>J. nigrirostris</i>	-0,14	**	-0,4	***	-0,26	***
<i>S. ghobban</i>	-0,19	ns	-0,48	***	-0,6	***
<i>S. acapulcoensis</i>	-0,21	**	-0,45	***	-0,4	***
<i>S. verres</i>	-0,23	***	-0,63	***	-0,46	***
<i>T. lucasanum</i>	-0,11	***	-0,47	***	-0,36	***
<i>Total spp.</i>	-0,16	ns	-0,3	**	-0,34	*

En general, independientemente de la especie en cuestión, los tres investigadores presentaron sesgos consistentes respecto a la estimación de las tallas (Figura 24). Por ejemplo, el Investigador A siempre presentó una distribución desplazada hacia la izquierda, indicando que este investigador persistentemente consideró los peces de un tamaño menor que los demás. Por el contrario, la distribución del Investigador C estuvo desplazada hacia la derecha en las ocho especies analizadas, por lo que la tendencia de este investigador fue a registrar tamaños más grandes que los reportados por los Investigadores A y B. La distribución de tallas registrada por el Investigador B siempre fue intermedia respecto a la de los otros dos, por lo que en algunos casos dicha distribución alcanzó a coincidir con la

del Investigador A (para *B. diplotaenia* y *S. ghobban*). Diferencias similares se observan entre las distribuciones de tallas promedio de todas las especies (Figura 24).

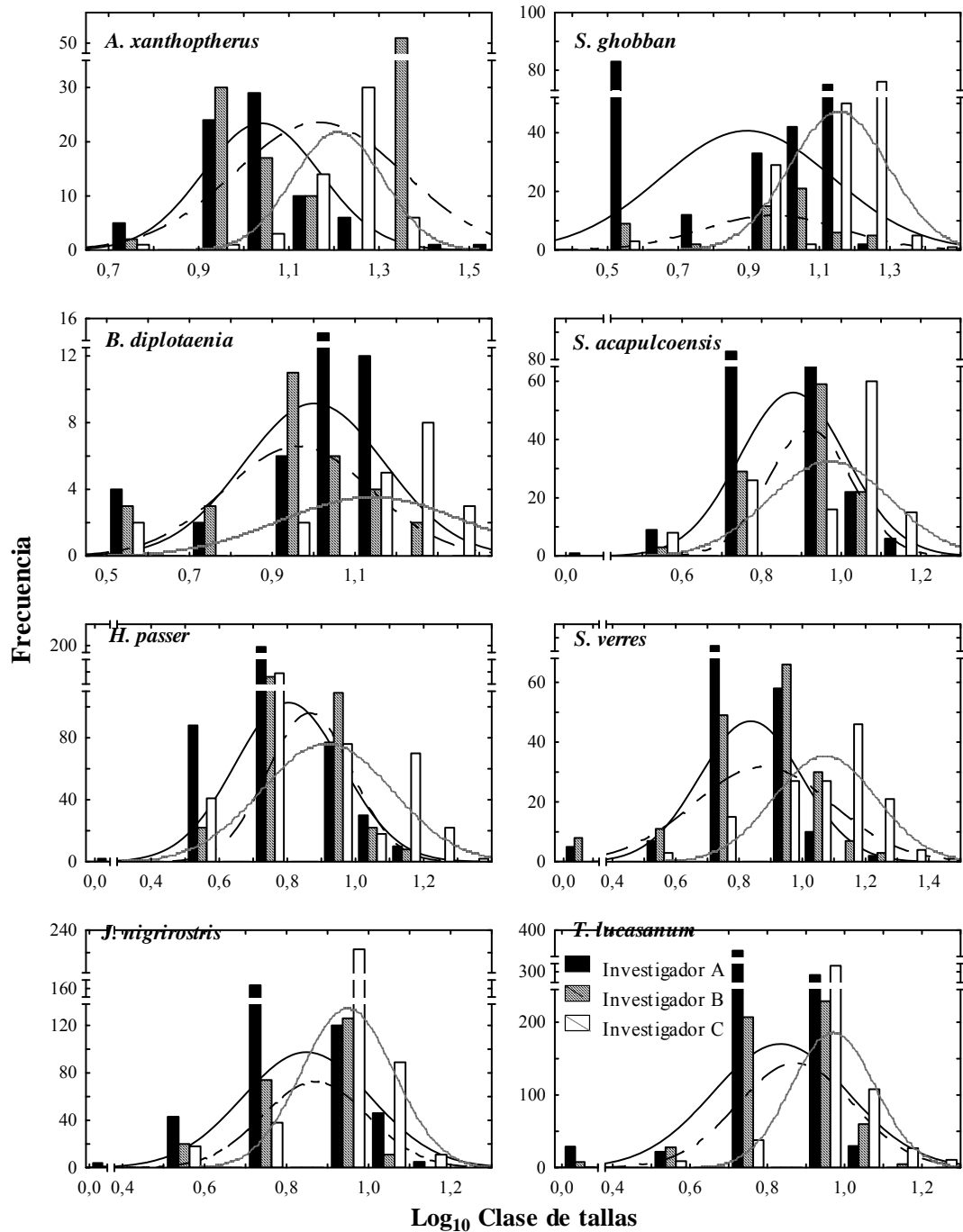


Figura 24. Distribución de frecuencia de tallas para *C. puntatissima*, *C. oxycephalus*, *H. passer*, *J. nigrirostris*, *M. leiognathus*, *S. ghobban*, *S. acapulcoensis*, *S. verres* y *T. lucasanum*, registrados por los tres investigadores.

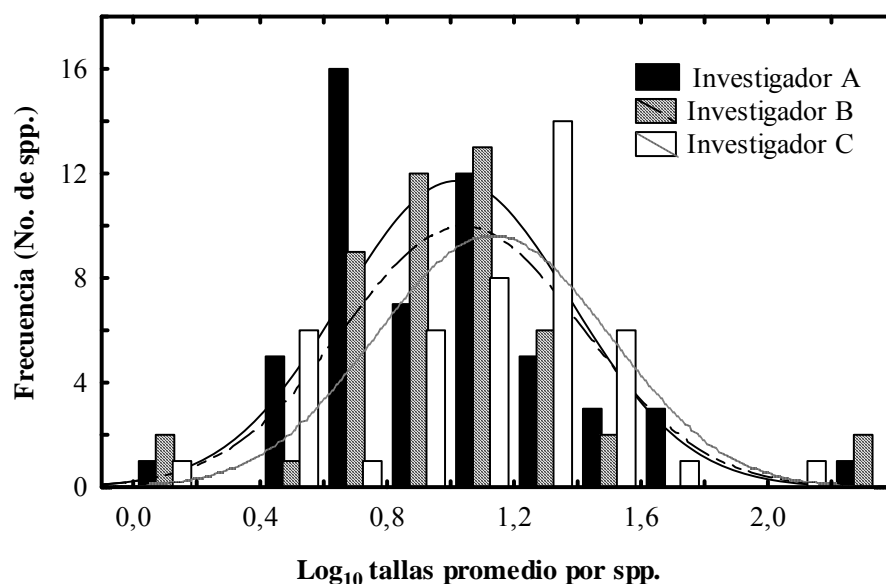


Figura 25. Distribución de la frecuencia de tallas promedio por especie, registradas por tres investigadores para la comunidad de peces.

3.2.3. Repetibilidad: precisión de cada método

3.2.3.1. Repetibilidad de la estimación de cobertura de coral, algas y tipos de sustrato

Por lo general las regresiones encontradas entre los pares de estimaciones de la variables medidas en coral (porcentajes de cobertura e índices de riqueza y diversidad de especies) hechas por un mismo investigador, con el mismo método, en el mismo sitio, no difirieron estadísticamente de la recta modelo $Y=X$, o lo que es lo mismo, valor estimado en segunda la repetición = valor estimado en la primera repetición. Sin embargo, el ajuste de los datos (r^2) a la recta fue muy variable entre los diferentes métodos y dependió de la variable medida, por lo que algunos métodos mostraron una alta repetibilidad en la estimación de una variable, pero baja en la estimación de otra (Tabla 8).

Tabla 8. Ecuaciones y coeficientes de determinación (r^2) de la línea de mejor ajuste entre estimativos de la cobertura de coral, algas y sustrato abiótico y de los índices de riqueza y diversidad de especies de corales obtenidos en dos muestreos repetidos hechos por el mismo investigador con el mismo método en el mismo sitio (n=18). Las cuatro columnas de la derecha presentan los resultados de pruebas de t para examinar si el intercepto (a) es diferente de cero y la pendiente (b) es diferente de uno. En negrita los valores de $p < 0,05$ y los de $r^2 < 0,9$.

Variable estimada	Método	Ecuación	r^2	a=0		b=1	
				t	p	t	p
Cobertura de coral	Edgar	$y = 1,07x - 8,27$	0,85	-1,02	0,32	0,64	0,531
	Guzmán	$y = 0,98x + 1,46$	0,98	0,58	0,57	-0,50	0,624
	SIMAC	$y = 1,00x - 0,57$	0,94	-0,13	0,90	0,01	0,992
Cobertura de algas	Edgar	$y = 0,90x + 1,79$	0,76	0,78	0,44	-0,78	0,447
	Guzmán	$y = 0,93x + 2,11$	0,92	0,87	0,39	-1,05	0,309
	SIMAC	$y = 1,03x + 1,19$	0,99	1,29	0,22	1,02	0,323
Cobertura de sustrato abiótico	Edgar	$y = 0,88x + 4,64$	0,72	1,81	0,09	-0,90	0,381
	Guzmán	$y = 0,82x + 1,16$	0,84	0,64	0,53	-2,15	0,047
	SIMAC	$y = 0,92x - 0,29$	0,92	-0,21	0,84	-1,20	0,248
Riqueza de especies de coral	Edgar	$y = 0,78x + 0,79$	0,47	1,08	0,30	-1,12	0,279
	Guzmán	$y = 1,17x - 0,89$	0,70	-1,78	0,09	0,92	0,371
	SIMAC	$y = 0,43x + 0,79$	0,22	1,72	0,10	-3,23	0,005
Índice de diversidad de corales	Edgar	$y = 1,10x - 0,10$	0,59	-0,60	0,56	0,47	0,645
	Guzmán	$y = 0,89x - 0,11$	0,52	-1,00	0,33	-0,53	0,603
	SIMAC	$y = 0,66x - 0,12$	0,36	-0,86	0,40	-1,72	0,105

La mejor repetibilidad en la estimación de las coberturas de coral, algas y sustrato abiótico se observó con los métodos del SIMAC y de Guzmán (ambos con $r^2 > 0,9$ para la mayoría de las categorías. El método de Guzmán tuvo la mejor repetibilidad al estimar la cobertura de coral, mientras que el del SIMAC la tuvo al estimar la cobertura de algas y de sustrato abiótico. La repetibilidad del método de Edgar fue la más baja en la estimación de las coberturas lo que significa que los datos tomados por un mismo investigador en un mismo sitio usando este método, difirieron más entre una y otra repetición (Tabla 8; Figura 26).

Cuando se evaluó la repetibilidad al nivel de las especies de coral (y no la cobertura coralina en total), los grupos funcionales de algas y los tipos de sustrato abiótico, la repetibilidad de todos los métodos disminuyó. En este caso el método de Guzmán fue en general el que presentó la mayor repetibilidad ya que la del método del SIMAC disminuyó notablemente para algunas categorías del bentos (ver Palacio 2010).

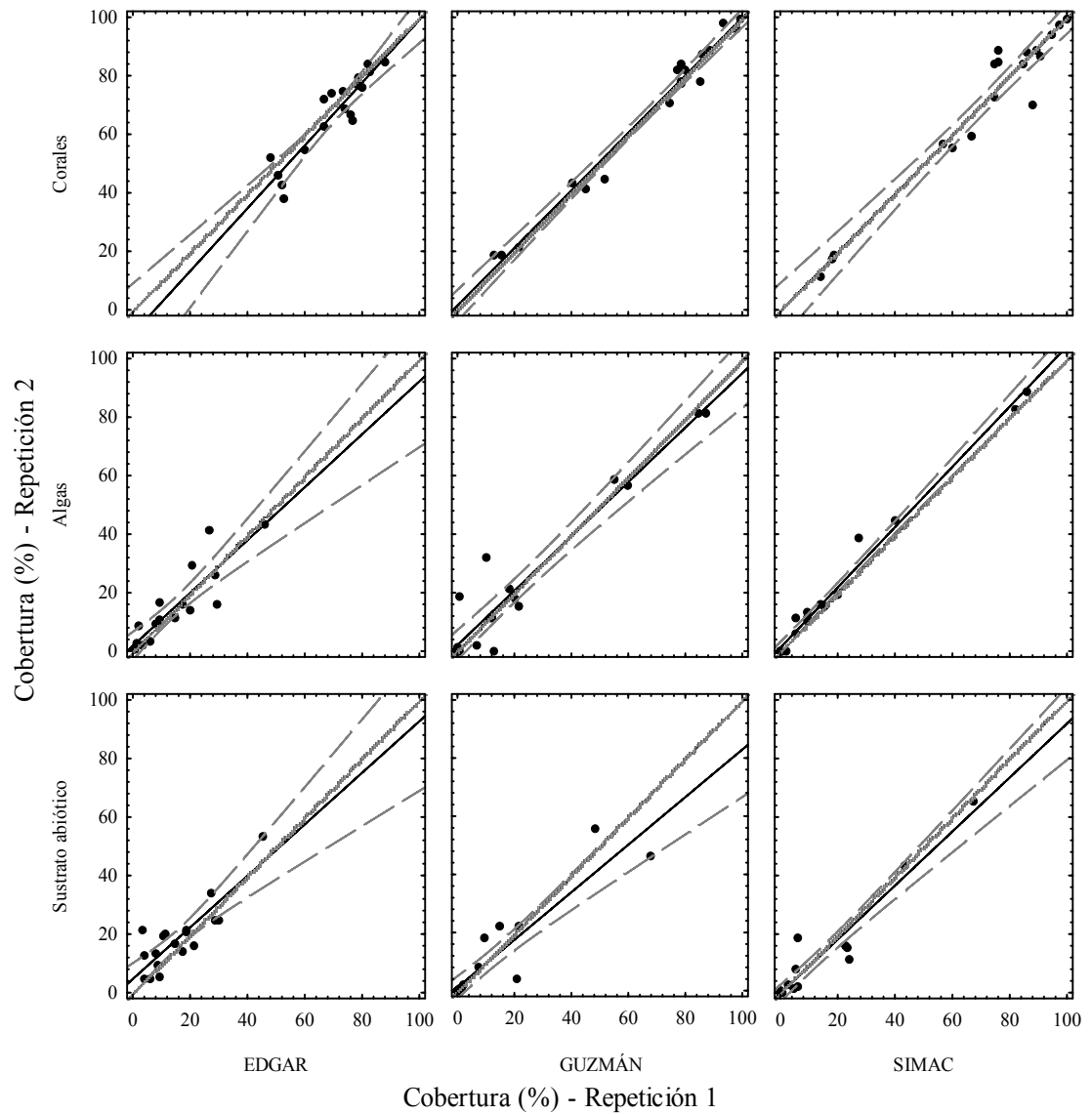


Figura 26: Repetibilidad de los métodos de Edgar, Guzmán y SIMAC en la estimación de las coberturas de corales, algas y sustrato abiótico. Los puntos negros representan los valores de cada categoría en las dos repeticiones, la línea negra sólida es la recta de mejor ajuste a los datos, las líneas discontinuas son las bandas de confiabilidad del 95%, y la línea punteada es la recta del modelo $Y=X$.

3.2.3.2. Repetibilidad de la estimación de riqueza y diversidad de corales

La repetibilidad en la estimación de los índices de riqueza de especies y diversidad fue baja con todos los métodos. En contraste con lo encontrado para las coberturas, el método del

SIMAC fue el menos repetible con $r^2 < 0,4$, mientras que los ajustes del método de Guzmán y de Edgar estuvieron entre 0,47 y 0,7 (Figura 27).

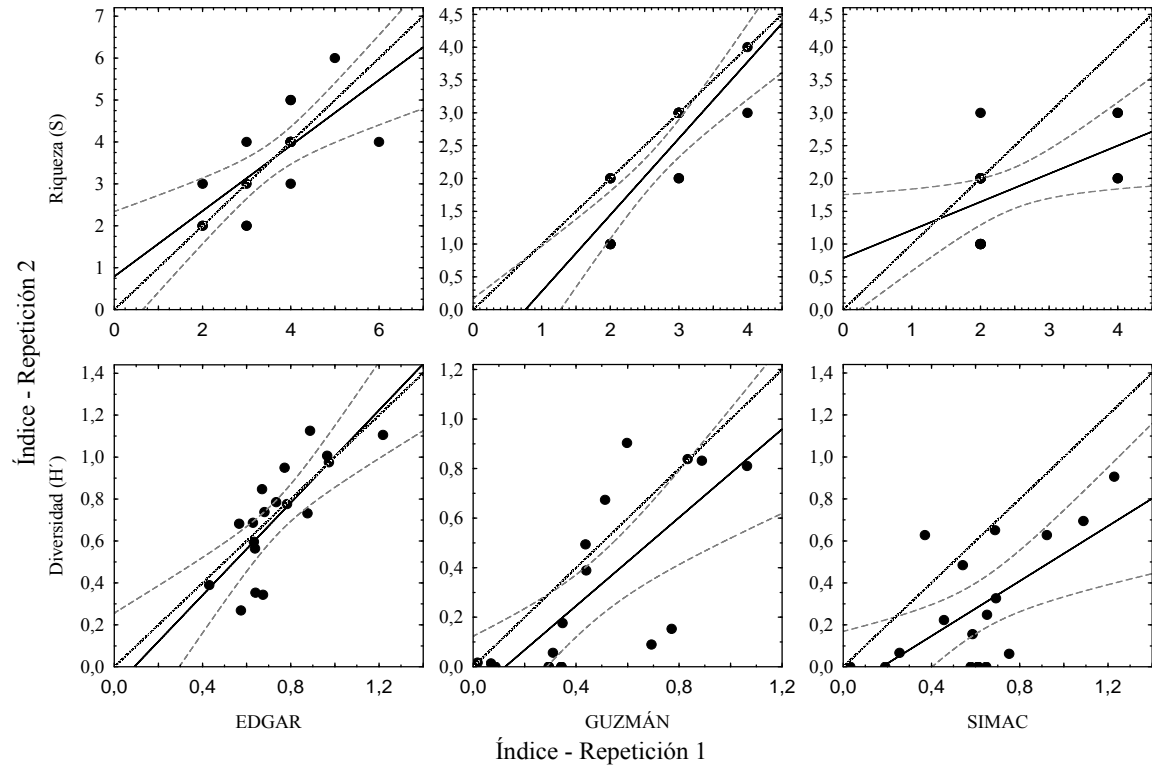


Figura 27: Repetibilidad de los métodos de Edgar, Guzmán y SIMAC, en la estimación de los índices de riqueza y diversidad de corales. Los puntos negros representan los valores de cada categoría en las dos repeticiones, la línea negra sólida la recta de mejor ajuste a los datos, las líneas discontinuas son las bandas de confiabilidad del 95%, y la línea punteada es la recta del modelo $Y=X$.

3.2.3.3. Repetibilidad de la estimación de la densidad de erizos y la riqueza de macroinvertebrados

La repetibilidad de los estimativos de densidad del erizo *D. mexicanum* obtenidos con los diferentes métodos varió entre moderada y alta (Tabla 9, Figura 28). La más alta repetibilidad se obtuvo con el método del SIMAC, cuyas repeticiones mostraron el ajuste más alto a la línea de regresión ($r^2 = 0,86$). Adicionalmente, el intercepto de la regresión entre la densidad estimada en las réplicas 1 y 2 no difirió de 0 y la pendiente no difirió significativamente de uno, lo cual indica que la línea de mejor ajuste entre las densidades de las dos réplicas no difirió significativamente de lo esperado ($Y=X$). Con el método del

SIMAC las réplicas presentaron una alta proporcionalidad cuando la densidad fue < 3 ind/m², mientras que con los métodos de Guzmán y Edgar en condiciones de alta densidad de *D. mexicanum* (>10 ind/m²) en la segunda réplica se obtuvieron estimativos de densidad por debajo de la primera réplica (Figura 28). Las regresiones entre las dos réplicas de los métodos de Guzmán y Edgar fueron similares pero moderadas, pero en el caso del método de Edgar la pendiente fue diferente de 1.

Al igual que para las especies de coral, la repetibilidad para la estimación de la riqueza de especies de invertebrados fue baja con todos los métodos. El ajuste más alto se obtuvo con el método del SIMAC ($r^2 = 0,59$; Figura 28). Los métodos de Guzmán y de Edgar tuvieron r^2 menores que 0,5 y sus interceptos y pendientes difirieron del modelo $Y=X$.

Tabla 9. Ecuaciones y coeficientes de determinación de la línea de regresión entre estimativos obtenidos en dos muestreos repetidos hechos por el mismo investigador con el mismo método en el mismo sitio de la densidad del erizo *D. mexicanum* y de la riqueza de macroinvertebrados (n=18). Las cuatro columnas de la derecha presentan los resultados de pruebas de t para examinar si el intercepto (a) es diferente de cero y la pendiente (b) es diferente de uno. En negrita los valores de $p < 0,05$ y los de $r^2 < 0,8$.

Variable estimada	Método	Ecuación	r^2	p	a=0		b=1	
					T	p	t	P
Densidad de <i>D. mexicanum</i>	SIMAC	$y = 0,85 x + 0,04$	0,86	<0,0001	0,42	0,68	-1,81	0,089
	Guzmán	$y = 0,81 x + 0,20$	0,72	0,0001	1,23	0,24	-1,47	0,161
	Edgar	$y = 0,70 x + 0,23$	0,75	<0,0001	2,38	0,03	-2,96	0,009
Riqueza de macroinvertebrados	SIMAC	$y = 0,85 x + 0,88$	0,59	0,0002	1,969	0,066	0,83	0,419
	Guzmán	$y = 0,23 x + 2,05$	0,08	0,26	3,749	0,001	-3,83	0,001
	Edgar	$y = 0,52 x + 1,56$	0,41	0,004	3,553	0,002	-3,11	0,007

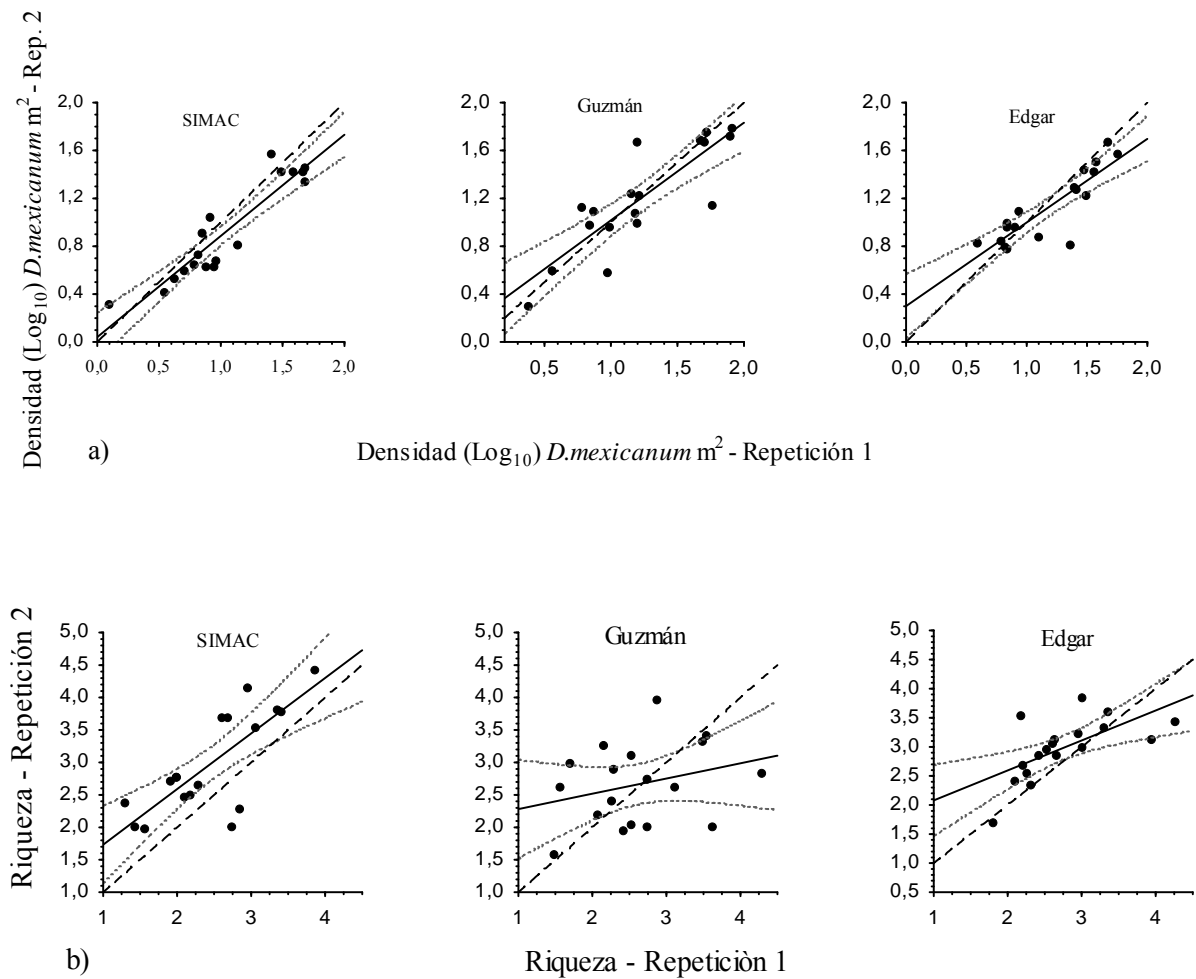


Figura 28. Repetibilidad de los métodos de Edgar, Guzmán y SIMAC en la estimación de a) densidad del erizo *D. mexicanum* y de b) la riqueza esperada de especies de maroinvertebrados. Los puntos negros representan las densidades o riquezas estimadas en las dos repeticiones hechas por un investigador con un método en un sitio, la línea negra sólida es la recta de mejor ajuste a los datos, las líneas discontinuas son las bandas de confiabilidad del 95%, y la línea punteada es la recta del modelo $Y=X$.

3.2.3.4. Repetibilidad de la estimación de riqueza de especies y densidad total de peces

La repetibilidad de los estimativos realizados sobre la comunidad de peces fue baja para todas las variables y los métodos, obteniéndose para la mayoría de los casos que la recta de regresión entre la repetición uno y dos fue diferentes del modelo $Y=X$ (Tabla 10).

Tabla 10. Ecuaciones de regresión entre estimativos de la riqueza esperada y densidad total de peces obtenidos en dos muestreos repetidos hechos por el mismo investigador con el mismo método (SIMAC o Edgar) en el mismo sitio, incluyendo o no la estimación de la talla. Se presentan también los valores de t para las pruebas de intercepto (a) igual a cero, y pendiente (b) igual a uno. Significancia de las pruebas t-student indicadas por: *p < 0,05; **p < 0,01; ***p < 0,001. Datos transformados con Box-Cox.

Factor	Riqueza esperada [E(Sn)] *			Densidad (ind/100m2)*		
	Ecuación	t a=0	t b=1	Ecuación	t a=1	t b=2
SIMAC	$y = 9,13 + 0,51x$	3,7***	3,7***	$y = 2,03 + 0,25x$	3,6***	3,7***
Sin talla	$y = 13,19 + 0,24x$	3,7**	4,2***	$y = 2,45 + 0,1x$	4***	4,2***
Con talla	$y = 3,37 + 0,85x$	1,02	1,40	$y = 1,5 + 0,44x$	1,36	1,40
EDGAR	$y = 8,58 + 0,47x$	2,3*	2,7**	$y = 2,0 + 0,28x$	3,7***	3,7***
Sin talla	$y = 10,41 + 0,41x$	2,4*	2,5*	$y = 1,21 + 0,56x$	1,70	1,70
Con talla	$y = 5,66 + 0,58x$	0,87	1,20	$y = 3,04 - 0,12x$	3,8***	3,8***

La repetibilidad de los dos métodos de muestreo de peces para la estimación de la riqueza de especies fue muy baja, presentándose coeficientes de determinación muy bajos ($r^2 < 0,3$; Figura 29). Para ambos métodos, el acuerdo entre los censos que se realizaron sin la estimación de talla fue muy bajo, pero paradójicamente, cuando los muestreos incluyeron además del conteo de peces la estimación de su talla, la repetibilidad de la riqueza registrada con ambos métodos aumentó, especialmente la del SIMAC, la cual llegó tener un ajuste aceptable ($r^2=0,52$; Tabla 10; Figura 29).

Ninguno de los dos métodos fue repetible en la estimación de la densidad total de peces ya que a pesar de que la ecuación de mejor ajuste de las densidades del método del SIMAC (con estimación de tallas) y de Edgar (sin estimación de tallas) no fueron significativamente diferentes de la función $Y=X$, no hubo una correlación entre las densidades estimadas en las dos repeticiones ($r^2 < 0,06$, $p > 0,05$; Figura 30; Tabla 10).

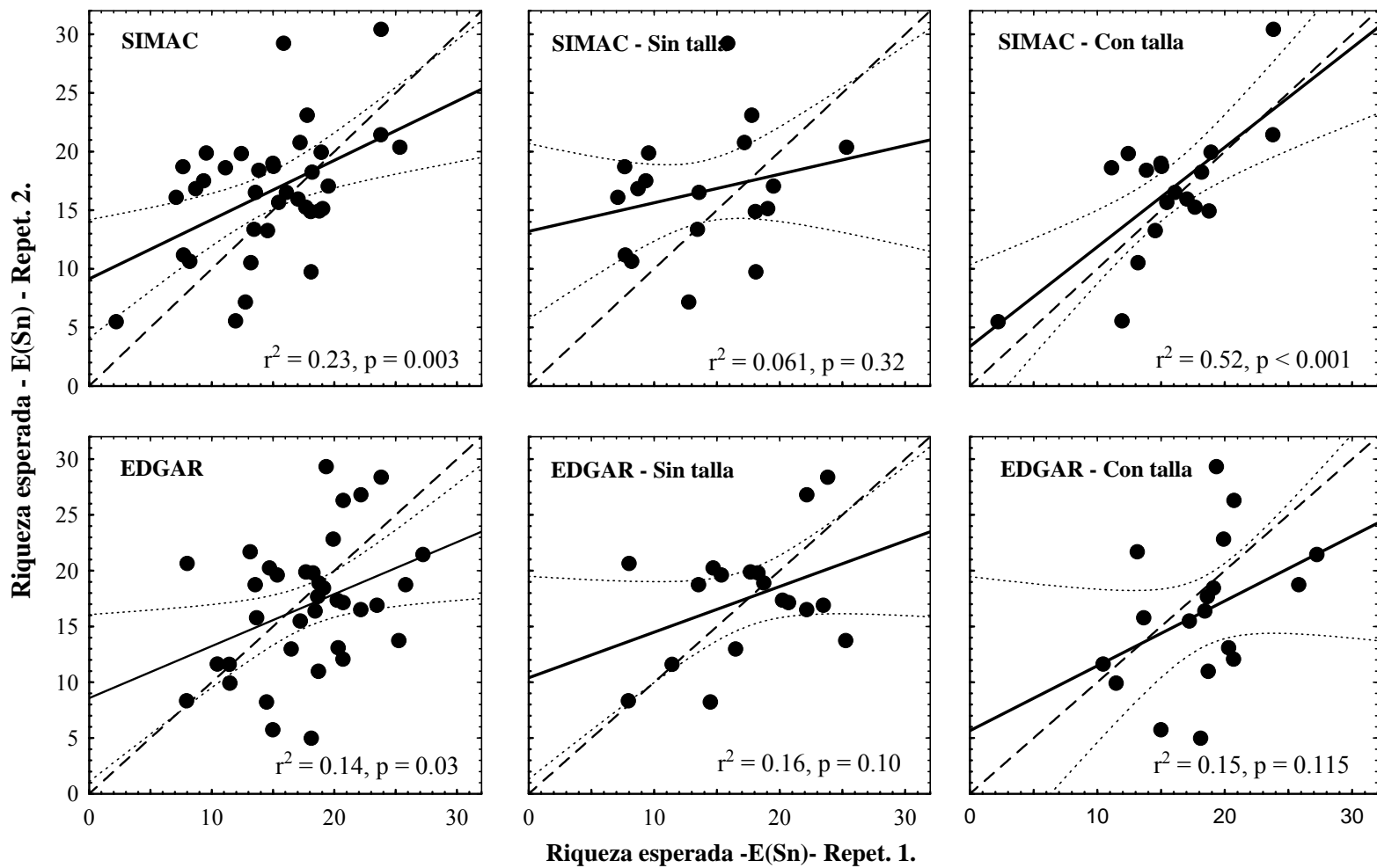


Figura 29. Repetibilidad de los estimativos de Riqueza esperada [E(Sn)] de peces obtenidos con los métodos del SIMAC (fila superior) y de Edgar (fila inferior) con y sin el registro de tallas. La línea continua indica la línea de mejor ajuste para los datos registrados en las dos repeticiones y las líneas punteadas indican las correspondientes bandas de confiabilidad del 95%. Los valores de r^2 y p mostrados corresponden a esta misma regresión. La línea diagonal intermitente corresponde a la función $Y=X$.

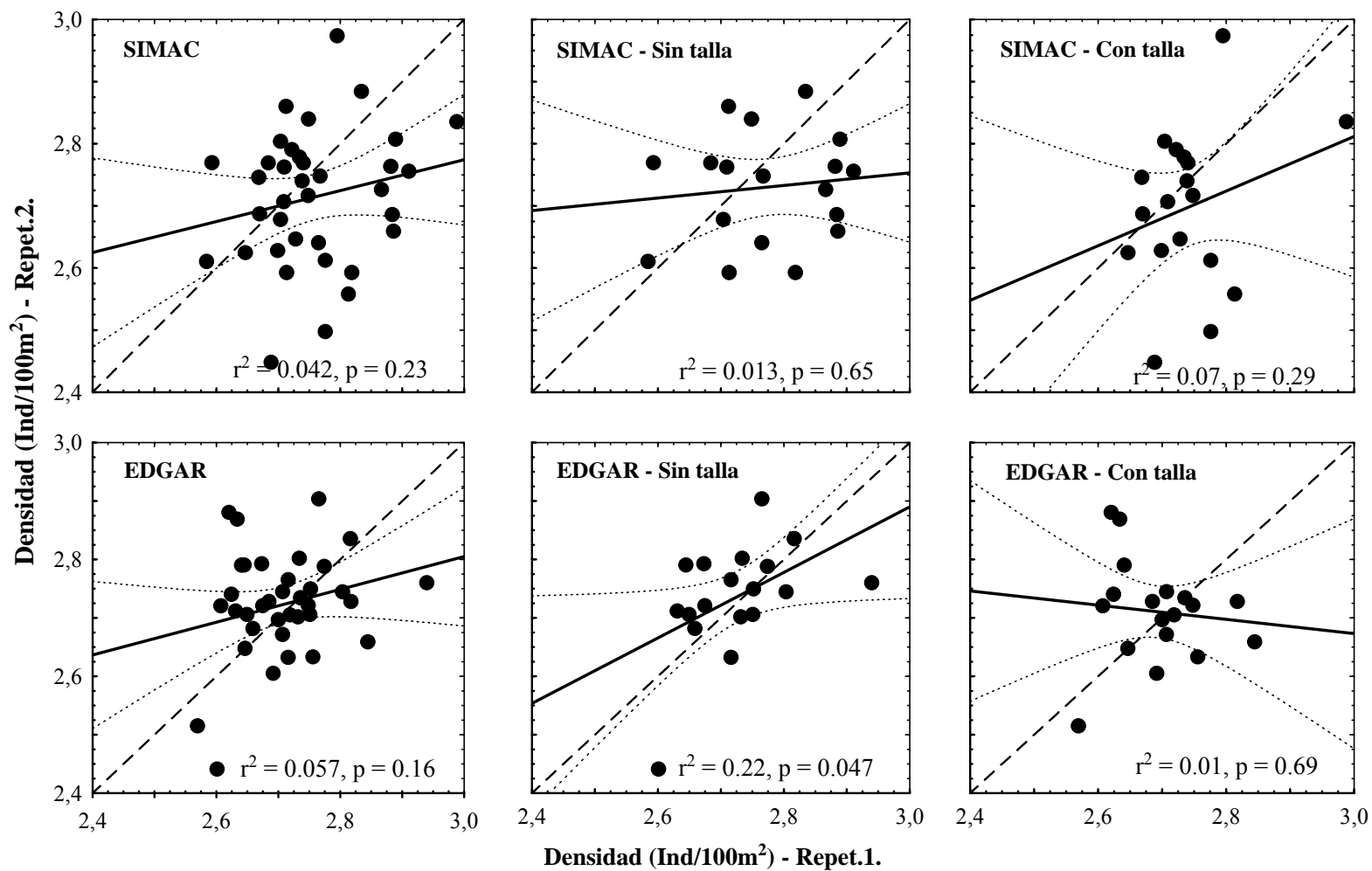


Figura 30. Repetibilidad de los estimativos de densidad total (ind/100m²) de peces obtenidos con los métodos del SIMAC (fila superior) y de Edgar (fila inferior) con y sin el registro de tallas. La línea continua indica la línea de mejor ajuste para los datos registrados en las dos repeticiones y las líneas punteadas indican las correspondientes bandas de confiabilidad del 95%. Los valores de r^2 y p mostrados corresponden a esta misma regresión. La línea diagonal intermitente corresponde a la función $Y=X$.

3.2.4. Eficiencia

El tiempo total requerido para la adquisición de datos (toma de datos en campo y procesamiento en el laboratorio) de la cobertura béntica y de invertebrados móviles fue significativamente mayor con el método de Edgar que con los métodos del SIMAC y de Guzmán, mientras que los métodos del SIMAC y de Guzmán no difirieron significativamente entre sí (Tabla 11, Tukey $\alpha=0,05$). En el caso de la comunidad de peces, la aplicación del método de Edgar también tomó significativamente más tiempo que la del SIMAC (Tabla 11).

Tabla 11. Tiempo en minutos (promedio \pm desviación estándar) requerido para implementar cada una de los componentes de los métodos de monitoreo. Las letras indican los grupos homogéneos dentro de cada componente (Tukey $\alpha=0,05$).

Componente monitoreado	Procedimiento	Tiempo promedio (min/transecto)		
		EDGAR	SIMAC	GUZMAN
Cobertura del bentos	Trabajo en campo	21,7 \pm 1,12 ^a	16,6 \pm 0,93 ^a	19,4 \pm 1,70 ^a
	Trabajo en el laboratorio	30,5 \pm 0,99 ^a	9,6 \pm 0,74 ^b	9,8 \pm 0,61 ^b
Censos de macroinvertebrados	Trabajo en campo	25,3 \pm 8,21 ^a	10,7 \pm 4,25 ^b	15,9 \pm 7,74 ^b
Censos de peces	Trabajo en campo	32,0 \pm 7,4 ^a	12,0 \pm 2,9 ^b	NO APLICA
TIEMPO TOTAL		109,5	48,9	45,1

3.2.4.1. Eficiencia de los métodos en la estimación de parámetros de la comunidad béntica sésil

Exactitud en función del tiempo

Con respecto a la estimación de la riqueza de especies de corales, asumimos que el método más deseable sería aquel que detecte la mayor riqueza de especies en el menor tiempo de adquisición de los datos. Sin embargo, para el monitoreo de los corales no hubo diferencias entre los tres métodos en su eficiencia para registrar las especies de coral. Para los métodos del SIMAC y de Guzmán las riquezas estimadas aumentaron con el tiempo de muestreo en los primeros cuarenta minutos, a partir de los cuales a pesar de un aumento en el tiempo

invertido no se registraron nuevas especies. Con el método de Edgar se estimaron riquezas más altas, pero ello requirió una mayor inversión de tiempo (entre 45 y 65 minutos aproximadamente; Figura 31) debido al procesamiento de las imágenes en el laboratorio.

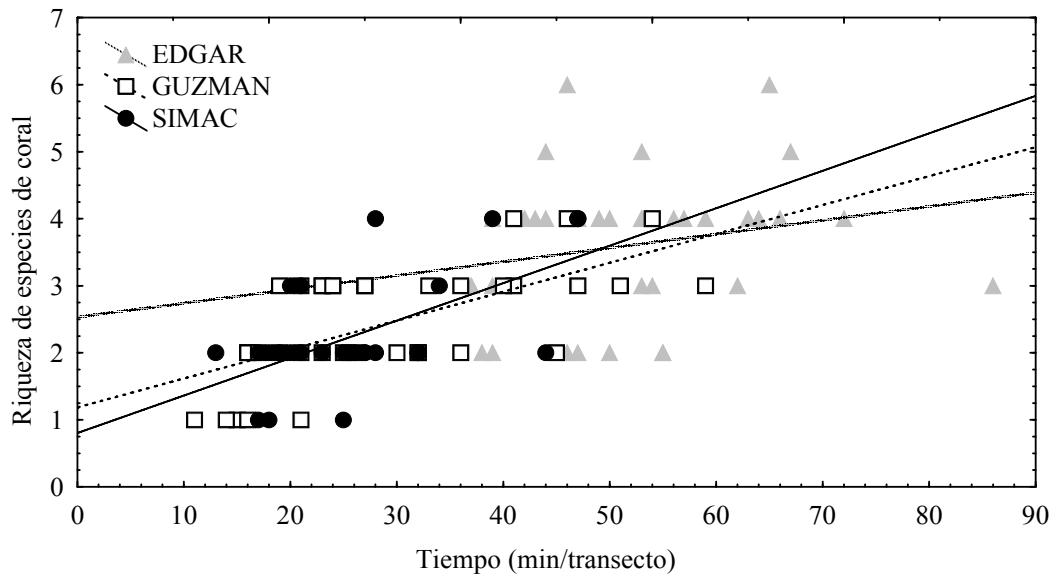


Figura 31. Relación entre el tiempo total (tiempo de campo más el de laboratorio) necesario para obtener los datos en un transecto (min) y la riqueza de especies de coral estimada con los métodos de Edgar, Guzmán y SIMAC. La regresión es significativa para los métodos de Guzmán ($y=1,18 + 0,04*x$; $p<0,001$; $r^2=0,40$) y del SIMAC ($y=0,80 + 0,056*x$; $p=0,0015$; $r^2=0,35$), pero no para el método de Edgar ($y=2,53 + 0,02*x$; $p=0,22$; $r^2=0,04$).

Sin embargo, si sólo se considera como determinante para la eficiencia del método el tiempo en campo y el tiempo en el laboratorio no es un limitante, el método de Edgar resulta ser el más eficiente ya que, en comparación con los otros métodos, con él se registra una mayor cantidad de especies en cada transecto para un mismo tiempo de muestreo (Figura 32; Tabla 11).

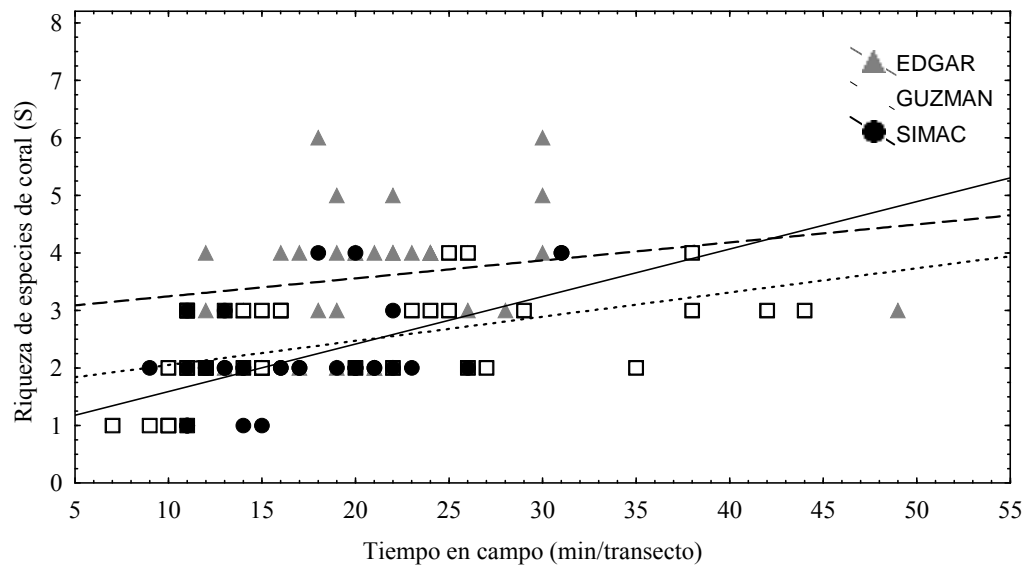


Figura 32. Relación entre el tiempo en campo necesario para realizar un transecto (min) y la riqueza de especies de coral estimada con los métodos de Edgar, Guzmán y SIMAC. La regresión es significativa para los métodos de Edgar ($y=1,63 + 0,04 \cdot x$; $p=0,002$; $r^2=0,26$) y SIMAC ($y=0,77 + 0,08 \cdot x$; $p<0,001$; $r^2=0,30$) pero no para el método de Guzmán ($y=2,93 + 0,03 \cdot x$; $p=0,25$; $r^2=0,04$).

Precisión en función del tiempo

La eficiencia de los métodos de monitoreo del bentos, evaluada a través del análisis de la precisión en relación con el tiempo de aplicación de los métodos (coeficientes Costo-Beneficio [C/B]), varió entre los métodos dependiendo de la categoría evaluada y de si se considera como costo sólo el tiempo invertido en la toma de datos en campo o el tiempo total. En la estimación de la cobertura coralina los métodos del SIMAC y de Guzmán fueron los más eficientes considerando tanto el tiempo en campo como el tiempo total. Este resultado concuerda con la mayor repetibilidad de estos métodos (Tabla 8; Figura 26) y el menor tiempo que requirieron para la adquisición de los datos (Tabla 11). Cuando adicionalmente se consideró el tiempo invertido en el laboratorio para procesar los datos, la relación costo-beneficio para la estimación de la cobertura de corales con el método de Edgar aumentó considerablemente, mientras que esto no afectó a los métodos de Guzmán y del SIMAC. Estos últimos continuaron siendo similarmente eficientes al considerar el tiempo total ya que el tiempo de laboratorio sólo involucra la transcripción de datos al

computador y la realización de los cálculos de porcentajes de cobertura y medidas de riqueza y diversidad de especies (Figura 33).

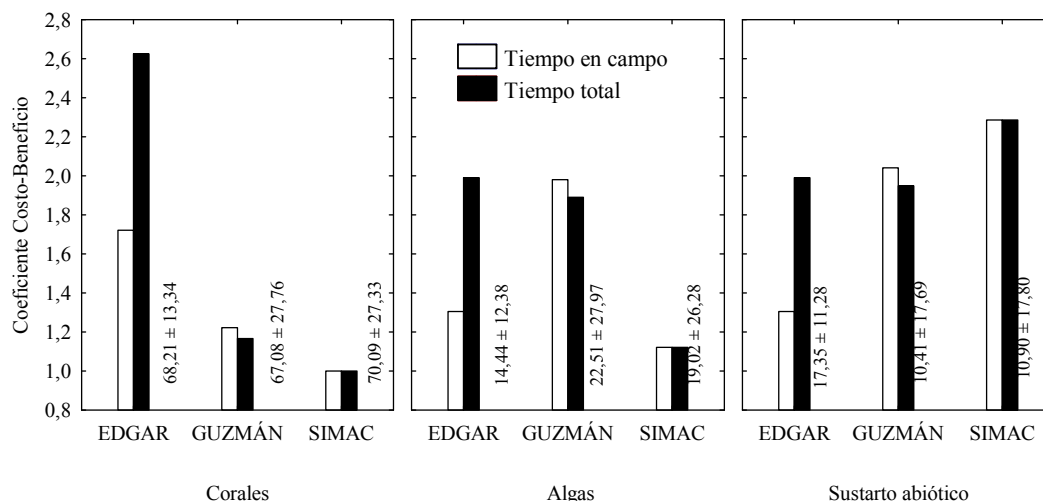


Figura 33. Coeficiente Costo-Beneficio para datos de cobertura del bentos tomados con los métodos de Edgar, Guzmán y SIMAC. Los coeficientes fueron calculados con el tiempo de campo y con el tiempo total (incluyendo el tiempo para transcribir los datos, calcular las coberturas y analizar las imágenes) para la estimación de la cobertura de corales, algas y sustrato abiótico. Al lado derecho de las barras se muestran los valores medios estimados con cada método y sus desviaciones estándar (n=36).

Para la estimación de la cobertura de algas el método del SIMAC fue nuevamente el más eficiente. Por el contrario, la eficiencia relativa del método de Guzmán fue baja y similar a la del método de Edgar cuando se consideró el tiempo total invertido por transecto, pero fue incluso menos eficiente que el método de Edgar cuando se consideró sólo el tiempo de campo. En la estimación de la cobertura de sustrato abiótico todos los métodos tuvieron coeficientes C/B similares, cuando se consideró el tiempo total por transecto, siendo el SIMAC un poco menos eficiente. Cuando se consideró sólo el tiempo en campo, el método de Edgar fue más eficiente (Figura 33).

Los resultados de los coeficientes C/B en la estimación de algas y de sustrato abiótico contrastaron con los resultados del análisis de repetibilidad de los métodos. En estos últimos, los métodos del SIMAC y de Guzmán produjeron datos más repetibles que el de Edgar (Tabla 8; Figura 26), y además este último requirió de mayor tiempo para su implementación. Sin embargo, este cambio se debe a la mayor sensibilidad de los coeficientes de variación usados en el cálculo del coeficiente C/B para detectar las

diferencias entre dos estimaciones (repeticiones) de un valor bajo, en comparación con los análisis de regresión usados para evaluar la repetibilidad.

El método de Edgar tuvo los menores coeficientes C/B en la estimación de la riqueza de especies y la diversidad de corales, por lo que en términos de la precisión fue más eficiente al estimar estas variables. En la estimación de la riqueza el método de Edgar tuvo el menor coeficiente C/B cuando se consideró sólo el tiempo en campo, pero al considerar el tiempo total invertido para obtener los datos de cada transecto los coeficientes C/B fueron similares entre los métodos, siendo un poco mayor (menos eficiente) el del método del SIMAC (Figura 34).

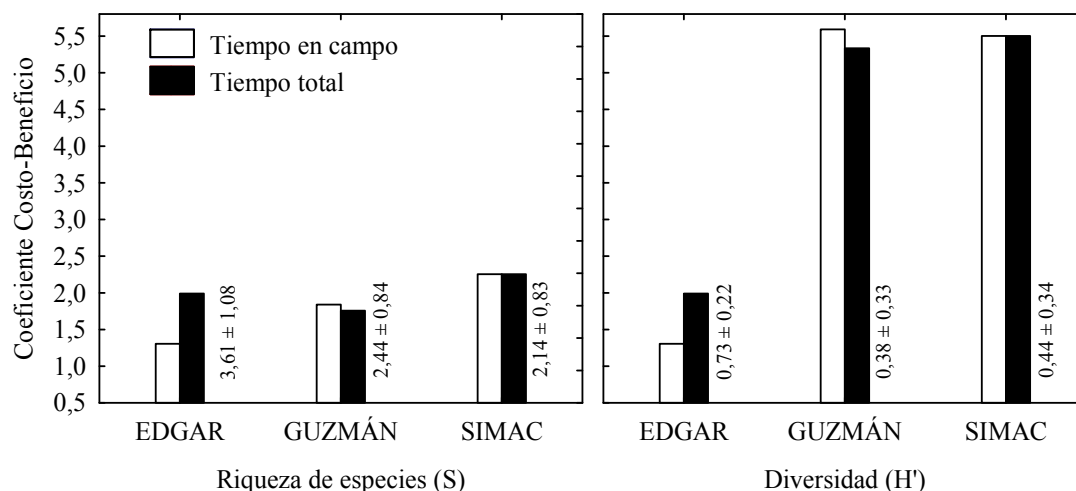


Figura 34. Coeficiente Costo-Beneficio de los métodos de Edgar, Guzmán y SIMAC, calculados con el tiempo necesario para tomar los datos en campo y con el tiempo total (incluyendo el tiempo para digitalizar y calcular los datos) para la estimación de la riqueza de especies y la diversidad de corales. Al lado derecho de las barras se muestran los valores medios de riqueza y diversidad de especies estimados con cada método y sus desviaciones estándar (n=36).

En la estimación de la diversidad de corales el método de Edgar tuvo los menores coeficientes C/B al considerar tanto el tiempo en campo como el tiempo total (Figura 34). Los métodos del SIMAC y de Guzmán tuvieron coeficientes C/B muy altos (o una baja eficiencia de acuerdo a la precisión de las diversidades estimadas), lo que concuerda con la baja repetibilidad de estos métodos en la estimación de esta variable (Tabla 8; Figura 26).

3.2.4.2. Eficiencia de los métodos en la estimación de parámetros de la comunidad béntica vágil

Exactitud en función del tiempo

El método de Guzmán permitió registrar las densidades de *D. mexicanum* más altas con un costo intermedio de tiempo, por lo que puede considerarse como el método más eficiente estimando este parámetro (Figura 35). No se observó una relación entre el tiempo invertido en los censos y la densidad de erizos registrada con este método o con el de Edgar. En contraste, con el método del SIMAC esta relación fue significativamente positiva ($p < 0,05$) (Figura 35).

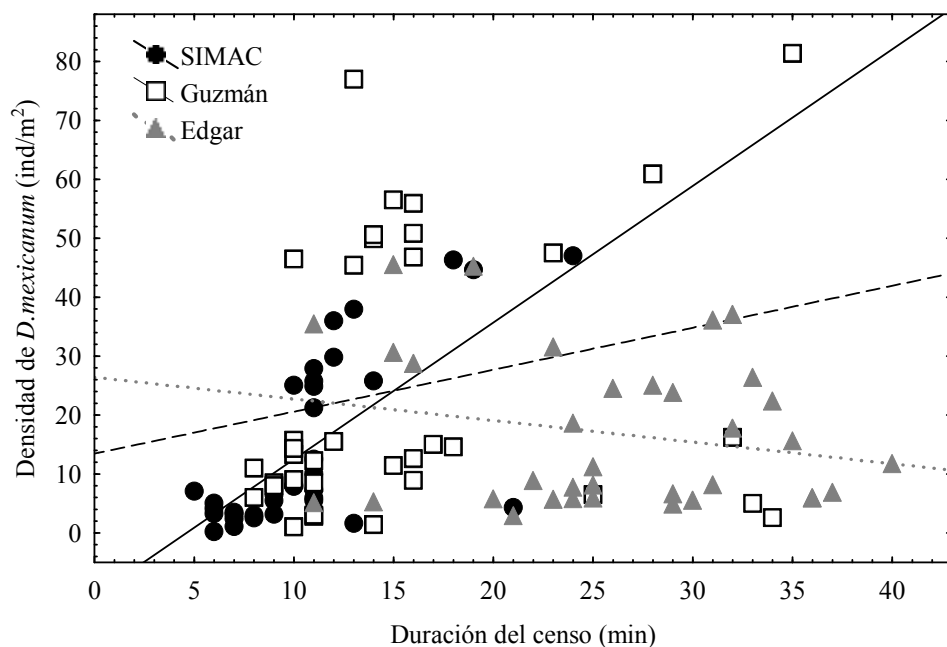


Figura 35. Relación entre densidad de *D. mexicanum* y la duración de los censos para los métodos de Edgar, Guzmán y SIMAC. La relación entre el tiempo y la densidad sólo fue significativa para el método del SIMAC ($y = -10,71 + 2,32x$; $p < 0,001$; $r^2 = 0,46$) en contraste con los métodos de Guzmán ($y = 13,45 + 0,71x$; $p = 0,17$; $r^2 = 0,055$), y de Edgar ($y = 26,40 - 0,36x$; $p = 0,21$; $r^2 = 0,05$).

En términos de la exactitud, el método de Edgar fue el más exacto asumiendo que los valores de riqueza más altos observados son más cercanos al valor real (desconocido). Sin embargo, con éste método se obtuvieron riquezas altas en censos de corta y baja duración, así como menores riquezas en censos demorados (40 min aprox.) por lo que no puede

afirmarse que sea el método más eficiente (Figura 36). Con el método del SIMAC se obtuvieron riquezas más bajas, pero los censos tuvieron una menor duración (máximo 25 min), en comparación con la duración de los métodos de Guzmán (máximo 36 min) y de Edgar (máximo 40 min; Figura 36).

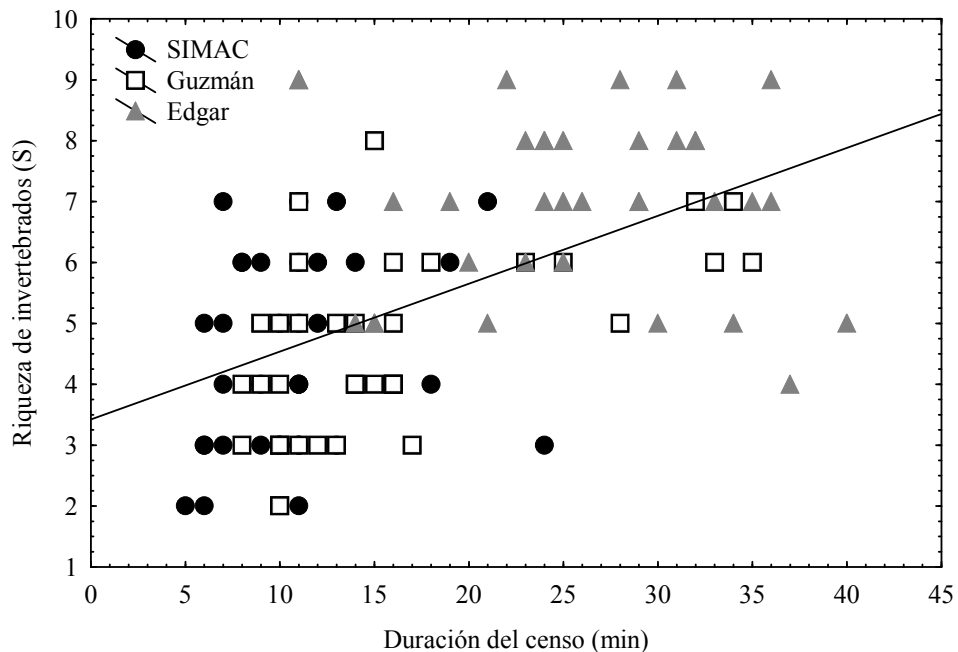


Figura 36. Relación entre la riqueza de invertebrados y la duración de los censos para los métodos de Edgar, Guzmán y SIMAC. La relación entre el tiempo y la riqueza sólo fue significativa para el método de Guzmán ($y=2,92+0,11x$; $p<0,001$; $r^2=0,31$) y para todos los métodos en conjunto ($y=3,42+0,11x$; $p<0,001$; $r^2=0,29$; línea de tendencia mostrada en la gráfica), pero no para los métodos del SIMAC ($y=3,6+0,084x$; $p=0,19$; $r^2=0,049$) ni de Edgar ($y=7,25-0,01x$; $p=0,77$; $r^2=0,0025$).

Al no observarse una tendencia clara entre los tres métodos en el registro de especies por tiempo, evaluamos adicionalmente la eficiencia de éstos a través de la tasa de registro de especies por unidad de tiempo (Figura 37a) y por unidad de área (Figura 37b). Bajo este análisis, aunque con el método de Edgar fue se registraron las riquezas de especies más altas, con el método del SIMAC se registró un mayor número de especies por unidad de tiempo, mientras que con el método de Guzmán se registró un mayor número de especies por unidad de área. Así, de acuerdo a las riquezas estimadas y al esfuerzo de muestreo de cada método, el de Edgar fue el menos eficiente.

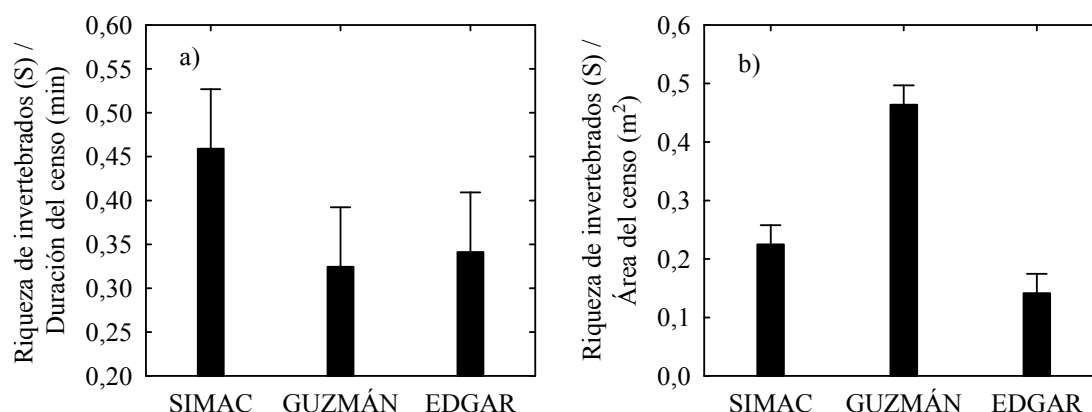


Figura 37. Tasa de registro de especies de invertebrados por a) unidad de tiempo (minutos) y por b) unidad de área (metros cuadrados) con los métodos del SIMAC, de Guzmán y de Edgar.

Precisión en función del tiempo

A pesar del mayor tiempo necesario para completar un censo de macroinvertebrados, la precisión de los datos de riqueza de macroinvertebrados y de densidad del erizo *D. mexicanum* obtenidos con el método de Edgar fue más alta, de manera que el coeficiente de C/B fue menor que para los métodos de Guzmán y del SIMAC (Figura 38). Aunque este análisis indica que el método de Edgar fue el más eficiente y el del SIMAC el menos eficiente para la estimación de la riqueza y densidad de invertebrados vágiles, estos resultados contrastan nuevamente con los resultados del análisis de repetibilidad que mostraron que la del SIMAC fue la más alta (Tabla 9; Figura 28).

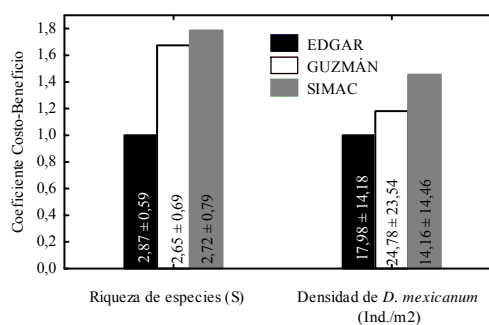


Figura 38. Coeficiente Costo-Beneficio de los métodos de Edgar, Guzmán y SIMAC, para la estimación de la riqueza de especies de macroinvertebrados y la densidad del erizo *D. mexicanum*. Dentro de las barras se muestran los valores medios estimados con cada método y su desviación estándar (n=36).

3.2.4.3. Eficiencia de los métodos en la estimación de parámetros de la comunidad íctica

Exactitud en función del tiempo

No hubo una relación significativa entre el tiempo invertido en cada censo y la densidad total de peces estimada con ninguno de los dos métodos (en cada caso $p > 0,05$). El método del SIMAC fue más eficiente, ya que estimó densidades más altas de peces en relativamente poco tiempo de muestreo (9-13 min), mientras que el método de Edgar, por el contrario fue bastante ineficiente, ya que aún con censos de mayor duración (20-50 min) sólo registró en promedio el 78,5% de la densidad total reportada con el método del SIMAC (Figura 39a).

En general, se observó un aumento de la riqueza de especies de peces estimada en función de la duración de los censos (Figura 39b). Sin embargo, la fortaleza de esta relación varió dependiendo de la combinación particular de método de censo y estimación o no de las tallas de los peces. Esta relación fue significativa tanto con el método del SIMAC como con el método de Edgar sólo cuando no se estimó la talla de los peces. Pero tanto el método de muestreo, cuyo mayor efecto es a través del área de muestreo, como la estimación de la talla afectaron de manera significativa la tasa de registro de especies por unidad de tiempo. La pendiente de la relación entre riqueza de especies y duración de los censos fue mayor para los censos hechos con el método del SIMAC sin estimación de tallas que para los hechos con el método de Edgar sin estimación de tallas, mientras que las pendientes de esta relación en ambos métodos con estimación de las tallas fueron menores que las anteriores pero similares entre sí (Figura 39b). Estas diferencias entre las pendientes sugieren que la estimación de la talla de los peces afecta fuertemente la eficiencia de los métodos en la estimación de la riqueza de especies por unidad de esfuerzo de muestreo.

Aunque la tasa de registro de especies por unidad de tiempo es mayor con el método del SIMAC que con el de Edgar, éste último registra un mayor número absoluto de especies reflejando las diferencias en área muestreada y el tiempo requerido para hacer los censos

(los censos con el método de Edgar se hacen cuatro recorridos del transecto, lo cual alarga el tiempo del censo, mientras que con el del SIMAC se hacen sólo dos recorridos). Por lo tanto, es difícil establecer cuál método es más eficiente registrando la riqueza de especies de peces.

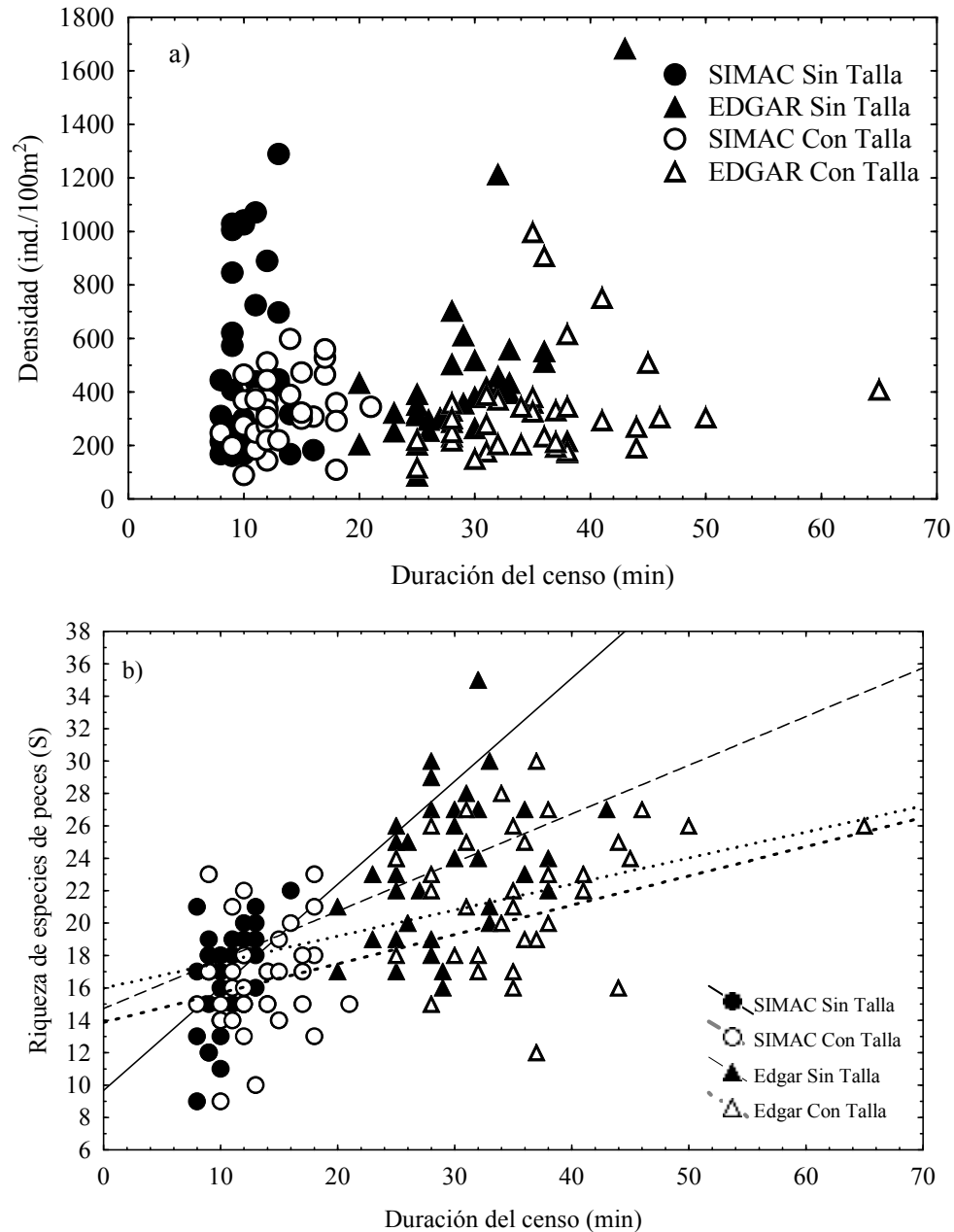


Figura 39. Relación entre la duración de los censos y a) la densidad total de peces (ind/100m²) y b) la riqueza de especies para los métodos del SIMAC y de Edgar, aplicados con y sin la estimación de las tallas. Las ecuaciones de regresión y estadísticas correspondientes para la regresión de la riqueza de especies fueron: SIMAC sin talla: $y=9,67+0,64x$, $r^2=0,18$, $p=0,009$; SIMAC con talla: $y=13,88+0,18x$, $r^2=0,03$, $p=0,30$; Edgar sin talla: $y=14,73+0,30x$, $r^2=0,12$, $p=0,035$; y Edgar con talla: $y=15,98+0,16x$, $r^2=0,08$, $p=0,09$.

Para eliminar el efecto de las diferencias entre el esfuerzo de muestreo y tener una idea más clara de la eficiencia relativa de los métodos de Edgar y SIMAC en la estimación de la riqueza de peces, se realizó un análisis adicional de la eficiencia de los métodos en el que se consideró la riqueza de especies estimada por unidad de esfuerzo de muestreo (área o tiempo). Este análisis indicó que el método de Edgar es menos eficiente que el del SIMAC tanto en términos de la tasa de registro de especies por unidad de área (Figura 40a), como en términos de la tasa de registro de especies por unidad de tiempo (Figura 40b), mostrando claramente que la eficiencia del método del SIMAC es mucho más alta que la del método de Edgar en términos de la tasa de registro de especies por unidad de esfuerzo de muestreo.

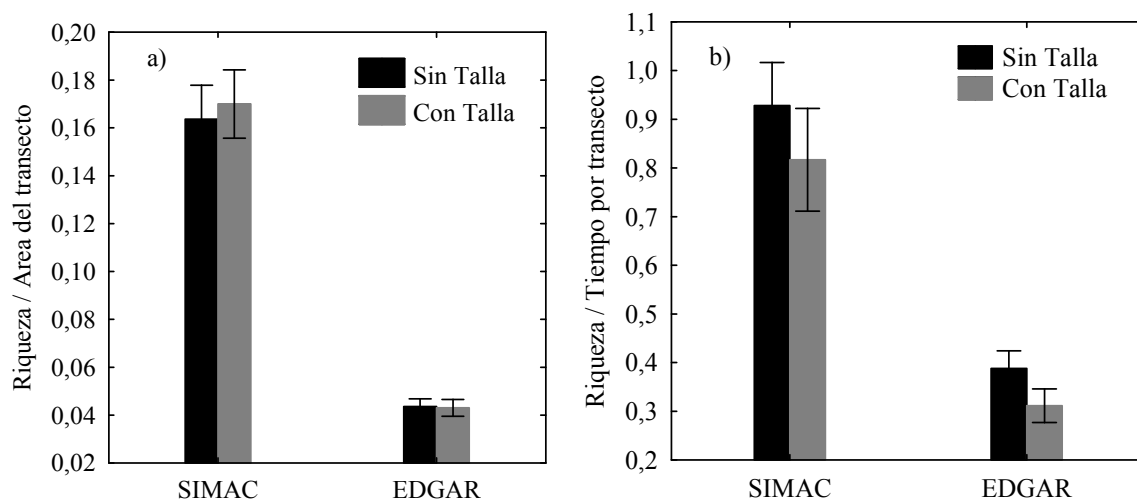


Figura 40. Tasa de registro de especies de peces por unidad de área y por unidad de tiempo con los métodos del SIMAC y de Edgar, con y sin el registro de tallas.

Precisión en función del tiempo

Teniendo en cuenta el coeficiente C/B, el método del SIMAC fue el más eficiente en términos de la precisión por tiempo invertido, tanto en la estimación de la riqueza de especies, a pesar de obtener valores promedio menores de esta variable, como en la estimación de la densidad total de individuos. Así mismo, ambos métodos disminuyeron su eficiencia cuando durante los censos también se estimó la talla de los peces (Figura 41).

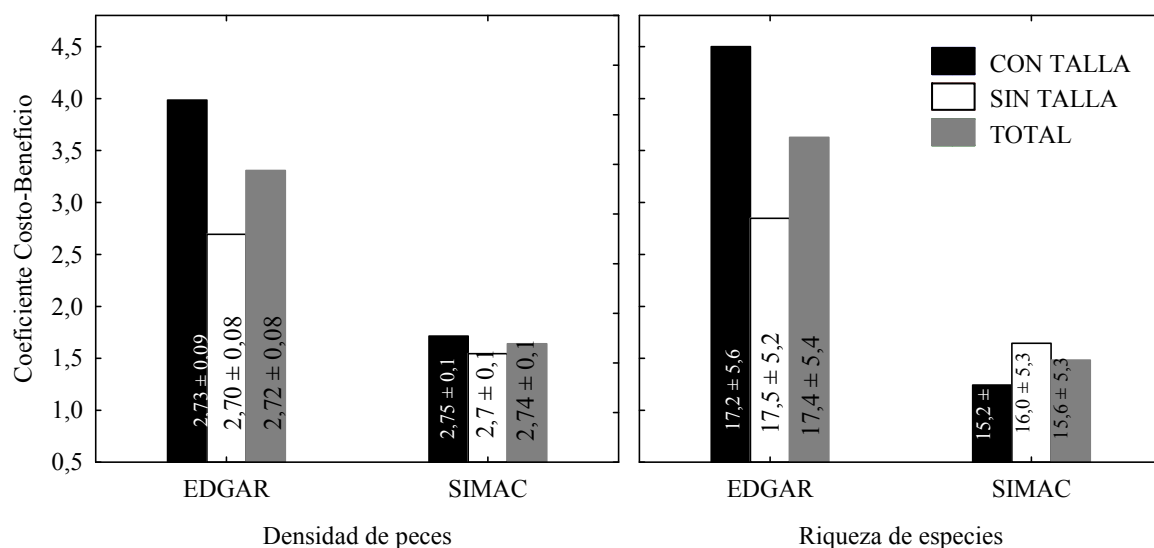


Figura 41. Coeficiente Costo-Beneficio de los métodos de Edgar y SIMAC, aplicados con talla, sin talla y total para la estimación de la densidad y la riqueza de especies de peces. Dentro de las barras se muestran los valores medios estimados con cada método y su desviación estándar (n=36).

3.2.5. Otras ventajas y desventajas de los métodos de monitoreo

Además de los efectos que tienen los métodos e investigadores en la estimación de las variables que comúnmente son de interés en los monitoreos de arrecifes coralinos, se identificaron otros factores que pueden ser importantes para escoger un protocolo de monitoreo. Para el caso de la comunidad béntica se detectó que la aplicación de los métodos del SIMAC y de Guzmán en ocasiones causan daños menores (e.g., fragmentación de ramas de corales) al desplazar los cuadrantes o cadenas en el arrecife. Así mismo, ya que algunos programas de monitoreo se realizan con la participación de personal no-experto, es pertinente examinar el grado de dificultad que presenta el trabajo en campo. El método de Edgar requiere cierta práctica en el manejo de la cámara bajo el agua para lograr que las fotos queden correctamente posicionadas, pero no requiere ningún conocimiento sobre las especies de coral ni las demás categorías del sustrato durante el trabajo de campo (este conocimiento, sin embargo, sí es necesario para el análisis de las imágenes en el laboratorio). Adicionalmente, la calidad de las fotos en ocasiones no permite identificar claramente las diferentes especies o tipos de sustrato en algunos puntos de la fotografía y, a diferencia de los otros métodos, resulta prácticamente imposible verificar la identificación

una vez en el laboratorio. El método del SIMAC requiere conocer las especies y demás categorías del sustrato para realizar su identificación en campo, así como un buen entrenamiento en la manera de ubicar y leer la cadena, ya que los errores de este tipo afectan fuertemente las mediciones realizadas. Finalmente, el método de Guzmán sólo requiere conocer las especies de coral y demás categorías del bentos a identificar, pues su procedimiento bajo el agua es sencillo.

3.3. DISCUSIÓN

3.3.1. Comparabilidad: efecto de los métodos

Comunidad béntica

Se encontraron diferencias entre las estimaciones de muchas de las variables biológicas obtenidas con los tres métodos de monitoreo. Para el caso de la comunidad béntica sésil y vágil, las estimaciones de cobertura de coral, algas y sustrato inerte, los índices de riqueza y diversidad de especies de coral, así como la densidad de *D. mexicanum* presentaron diferencias entre los métodos de muestreo. En la mayoría de los casos, con el método de Edgar se obtuvieron estimativos significativamente diferentes a los estimativos obtenidos los métodos de Guzmán y del SIMAC, mientras que con estos dos últimos las estimaciones por lo general fueron similares.

No hubo un sesgo consistente en ninguno de los tres métodos hacia la sobreestimación o subestimación de las coberturas del bentos o las densidades del erizo *D. mexicanum*, ya que en algunos sitios se obtuvieron mayores estimaciones con el método de Edgar, mientras que en otros sitios ocurrió lo contrario. La única diferencia consistente entre los tres métodos fue la obtención de mayores índices de riqueza y diversidad de especies de coral cuando se usó el método de Edgar en comparación a las estimaciones logradas con los métodos de Guzmán o del SIMAC.

El hecho de que en general los sesgos relativos de los métodos no sean consistentes implica que no es posible establecer algún ajuste que facilite la comparación de la información colectada con diferentes métodos. Esto sólo sería viable si los métodos presentaran una tendencia consistente a subestimar o sobrestimar en proporciones constantes las variables. Bajo este panorama, establecer comparaciones entre los datos colectados con los diferentes métodos de monitoreo implica un gran riesgo de detectar cambios en las variables estudiadas que no necesariamente reflejan diferencias en el estado de la comunidad béntica, sino que se deben a las discrepancias en las características de cada método. Así mismo, es difícil estimar la magnitud de este riesgo sin encontrar una tendencia o proporción de los sesgos relativos de los métodos.

Aunque otros autores han encontrado tendencias en los sesgos asociados a los métodos en la estimación de los porcentajes de cobertura (e.g. Dethier *et al.* [1993] encontraron en la comparación de un método basado en el muestreo de puntos -similar al de Edgar- y uno basado en estimaciones visuales -similar al de Guzmán- que el método basado en puntos tiende a obtener mayor cobertura de corales), sus trabajos se han basado en comparaciones entre métodos que involucran procedimientos diferentes, pero que se aplican sobre transectos de igual longitud, lo cual elimina el efecto de las diferencias de tamaño y de la dispersión de las unidades de muestreo evaluadas. Estos efectos pueden ser grandes para los arrecifes de coral, dada su distribución en parches.

Ya que los transectos de Edgar se extienden una mayor distancia (50 m) a lo largo del arrecife en comparación con los transectos de Guzmán y del SIMAC que son de igual longitud (10 m), y que en muchos sitios de muestreo la composición del bentos cambió drásticamente por fuera de los 10 m incluidos en los transectos de Guzmán y del SIMAC, lo más probable es que el desacuerdo encontrado entre las estimaciones obtenidas con el método de Edgar y las obtenidas con los otros dos métodos, sea el resultado de las diferencias en la longitud de los transectos, pues algunos cambios en la composición del bentos sólo se detectaron en la información colectada con el método de Edgar (especialmente en los sitios 1 y 2 de la planicie y 3 del talud).

Fue inesperado que con el método de Edgar, que es con el que comparativamente se hace un menor esfuerzo de muestreo en términos del área evaluada en cada transecto, haya sido con el que se estimaron mayores índices de riqueza y diversidad de corales y con el que en total registramos más especies de corales en todo el estudio (una especie más en comparación con el método de Guzmán y dos más en comparación con el método del SIMAC, ambas con coberturas menores al 2%). Estos resultados contrastan con los de Dethier *et al.* (1993), quienes reportaron una tendencia de los métodos basados en puntos a estimar un menor número de especies de coral en comparación con las estimaciones visuales, omitiendo principalmente las especies con baja cobertura. También en este caso, la mayor longitud de los transectos de Edgar y la mayor dispersión de las subunidades de muestreo (cuadrantes) probablemente jugaron un papel fundamental en la estimación de los índices y no tanto el área evaluada en cada transecto, la cual inicialmente se pensaba sería determinante para este punto. El área total aproximada que se registra en las imágenes de un transecto de Edgar ($2,5 \text{ m}^2$) es cuatro veces menor que el área total evaluada en un transecto de Guzmán (10 m^2), diferencia que sería mayor si se toma como referencia del área evaluada en Edgar los puntos de la cuadrícula y no el área total de los fotocuadrantes. De igual manera, la cantidad de puntos muestreados en cada transecto con el método de Edgar (560) es menos de la mitad de los puntos (eslabones) que en promedio son leídos en los transectos SIMAC (para este trabajo los transectos tuvieron entre 1345 y 2400 eslabones). Por el contrario, los transectos de Edgar son cinco veces más largos que los de Guzmán y del SIMAC. Todo esto sugiere, teniendo en cuenta la distribución heterogénea o en parches que se presenta en los arrecifes de coral, que la probabilidad de registrar otros componentes del bentos (especies de corales, tipos de algas o de sustrato) aumenta con la dispersión de los puntos en que se toman los datos, que es mayor en los transectos de Edgar.

Aunque no podemos hablar de exactitud en las estimaciones de los porcentajes de la cobertura, para el caso de los índices de riqueza y diversidad de corales podría decirse que el hecho de que el método de Edgar alcance a detectar una mayor riqueza de especies en el mismo número de transectos significa que puede acercarse más rápidamente a la riqueza

real que existen en el arrecife, lo que lo hace el método más adecuado para estimar estos índices.

A diferencia de las estimaciones de cobertura del bentos en las que la técnica para la toma de los datos fue tan variable (fotocuadrantes para Edgar, estimaciones visuales con cuadrantes para Guzmán y cadena para SIMAC) los transectos para la evaluación de los invertebrados se basaron para los tres métodos en censos visuales en los que fundamentalmente sólo varió el área del transecto censado (100m^2 en Edgar, 20 m^2 en SIMAC, y 10 m^2 en Guzmán; pero puede considerarse como una pequeña variación el uso del cuadrante como referencia del área que debe ser muestreada en los censos de Guzmán, a diferencia de los censos de Edgar y del SIMAC en los que los transectos se realizan sólo con la ayuda de un tubo de 1 m de largo). Aunque la variación en el área muestreada no debería afectar la densidad de individuos de *D. mexicanum* por metro cuadrado, las diferencias encontradas en las estimaciones de este parámetro con el método de Edgar pueden asociarse a los mismos cambios en la cobertura que ocurren por fuera de los 10 m de los transectos usados con los métodos del SIMAC y de Guzmán, ya que la densidad de erizos depende en parte de la cobertura de algas y de coral. Una vez más, las diferencias obtenidas con el método de Edgar parecen obedecer a la longitud del transecto y a la dispersión de los cuadrantes en cada transecto.

Comunidad íctica

En el caso de la comunidad de peces se encontraron diferencias en la riqueza de especies y en la densidad de individuos de especie particulares estimadas con ambos métodos (SIMAC y Edgar). Esto apoya las advertencias hechas por otros autores que han afirmado que es incorrecto realizar comparaciones directas entre resultados obtenidos con distintos protocolos de muestreo (Cheal y Thompson 1997, Sale 1997).

La mayoría de los métodos de muestreo de comunidades de peces tienden a subestimar la riqueza de especies, especialmente si los muestreos son basados en censos visuales. Por esta razón, varios autores (e.g., St John *et al.* 1990, Samoilys y Carlos 2000), han sugerido

que los métodos de muestreo que estiman riquezas de especies más altas producen estimativos más exactos de este parámetro. Este fue el caso del método de Edgar, con el cual se estimaron riquezas de especies más altas, y por lo tanto, asumimos que fueron más cercanas al valor real (su estimación fue más exacta). A pesar de que en nuestro análisis se corrigió, al menos parcialmente, el efecto del diferente esfuerzo de muestreo a través del uso de curvas de rarefacción, los estimativos de riqueza de especies esperada fueron más altos con el método de Edgar. Esto sugiere que las diferencias en riqueza de especies entre los métodos no fueron debidas sólo a efectos del área de muestreo. En los transectos de peces la riqueza de especies aumentó en función del tiempo de muestreo, y en general los transectos de Edgar correspondieron a riquezas mayores que tomaron más tiempo para ser estimadas, mientras que lo contrario ocurrió en los transectos del SIMAC (Figura 39b). No sólo los transectos del protocolo de Edgar eran más grandes, sino que además se recorrían en total cuatro veces, requiriendo de un mayor tiempo para su realización. En contraste los transectos del SIMAC no sólo eran más pequeños sino que sólo se recorrían dos veces. Así, es posible que las diferencias en las estimaciones de riqueza de especies de peces observadas entre los métodos sean resultado del efecto combinado de las diferencias en área y duración del muestreo.

Ya que los valores de la riqueza se ajustaron para disminuir el efecto de área muestreada sobre su estimación, puede pensarse que la mayor capacidad del método de Edgar para incrementar la riqueza muestreada puede relacionarse con el hecho de que al ser aplicado a través de un transecto más largo alcanza a realizarse en una variedad de microhabitats (corales, rocas, cascajo, algas y arena) o en zonas de diferente complejidad y diversidad topográfica, que incorporen variaciones en el ambiente. Esta hipótesis se ve apoyada en el hecho de que para las estimaciones de riqueza se detectó una interacción entre el método y la zona, ya que en la planicie el número de especies estimada por los dos métodos fue similar, mientras que en el talud se presentaron las diferencias entre los estimativos obtenidos con los diferentes métodos. En la planicie sólo fue necesario muestrear 60 m² para registrar la mayoría de especies presentes, para lo cual el protocolo del SIMAC fue suficiente, pero en el talud, que es una zona más heterogénea se alcanzan a incluir especies

nuevas con el aumento del área de muestreo en el método de Edgar, que no fueron detectadas en un área menor muestreada con el SIMAC.

En contraste con la riqueza de especies, la densidad de individuos estimada para la mayoría de especies evaluadas fue mayor cuando se usó el método del SIMAC. La subestimación relativa de las densidades registradas con el método de Edgar puede explicarse por el hecho de que en transectos demasiado grandes se incrementan los sesgos asociados con la detectabilidad de los peces y se subestima la abundancia. En censos de múltiples especies, los transectos angostos y cortos (como los del SIMAC) son los que permiten registrar las densidades más altas y exactas (Sale y Sharp 1983, Cheal y Thompson 1997, Mapstone y Ayling 1998).

Aunque en general, la densidad presenta una relación inversa con las dimensiones de los transectos, es la anchura de éste el factor más determinante en los sesgos ya que éste facilita o dificulta la detección de las especies (Sale y Sharp 1983, Buckley y Hueckel 1989). Por el contrario la longitud del transecto no influye mucho en los estimativos de densidad, ya que los investigadores sólo pueden hacer censos instantáneos hasta los 10-15 m que la visibilidad del agua les permite ver (Mapstone y Ayling 1998). Para las especies difíciles de detectar (crípticas, bénticas, pequeñas, poco móviles) la exactitud de los estimativos de densidad se encuentra determinada por el ancho del transecto, y la longitud parece no afectar los resultados. Pero por el contrario, a medida que las especies son más fáciles de detectar (grandes, conspicuas, móviles), la longitud de los transectos juega un papel más importante en la exactitud de la densidad, mientras que el efecto de la anchura deja de ser significativo.

Por ejemplo, para *C. oxycephalus* una especie sedentaria, pequeña y moderadamente críptica (se esconde entre ramas de coral) el incremento de la anchura del transecto en 1 m (Edgar=1 m vs. SIMAC= 2 m ancho) ocasionó sesgos tan significativos en los censos del SIMAC, que sería preferible censar los individuos de esta especie en los transectos de Edgar (a pesar de que son bastante largos; dos recorridos de 50m). En general, el complejo contorno del fondo arrecifal dificulta tanto la adecuada detección de este tipo de especies,

que la subestimación de la abundancia se incrementa en gran medida con el ancho del transecto (Sale y Sharp 1983).

En el caso de los peces de tamaño, movilidad y detectabilidad “intermedia” (e.g., *H. passer*, *J. nigrirostris*), los transectos más angostos y cortos en los que fueron censados (los del protocolo del SIMAC; 30×2 m), permitieron registrar los estimativos de densidad más altos. Sin embargo, teniendo en cuenta que los transectos de Edgar ($50 \times 2,5$ m) solamente son 0,5 m más anchos que los del SIMAC, y que el efecto de la anchura del transecto en este tipo de peces no es tan fuerte (Sale y Sharp 1983), es posible que la longitud de los transectos de Edgar haya incrementado aún más los sesgos y contribuido a reducir significativamente los estimativos de densidad de varias especies.

Por otro lado, para el pez loro *S. ghobban*, que se caracteriza por ser grande, móvil, y fácil de detectar, se registró un comportamiento diferente, en donde las densidades más altas (y posiblemente más exactas) se registraron en los transectos anchos y largos del protocolo de Edgar ($50 \times 2,5$ m). Aparentemente, para esta especie la anchura del transecto ya no introduce sesgos significativos en los estimativos, y por el contrario la exactitud de los estimativos de la densidad depende de la longitud del transecto (para este tipo de peces la exactitud se incrementa con la longitud del transecto). Según Buckley y Hueckel (1989) esta situación se genera porque en los transectos largos, la probabilidad de encontrar alguna especie semi-pelágica o móvil, es incrementada por la mayor distancia recorrida y tiempo de muestreo. Además como normalmente estas especies son grandes o se desplazan en grupos (e.g., *Scarus*), aún cuando se incremente la anchura del transecto en unos cuantos metros, siguen siendo un objetivo fácil de detectar (Cheal y Thompson 1997, Mapstone y Ayling 1998).

En términos de la densidad y teniendo en cuenta que la mayoría de especies de los arrecifes coralinos del POT pertenecen a familias que presentan una detectabilidad relativamente “intermedia”, es recomendable implementar censos visuales con el método del SIMAC (30×2 m) que favorecen la exactitud de la densidad en la mayoría de taxa. A pesar de que la proporción de las especies móviles, crípticas o bénticas es muy baja, se debe intentar

reducir los sesgos (principalmente) de los peces crípticos a través de otras estrategias, como incrementar la intensidad de búsqueda o disminuir la velocidad de natación durante el censo.

El registro de las tallas en los censos visuales elevó la complejidad de los muestreos ocasionando una leve pero consistente reducción de los registros de densidad obtenidos con ambos protocolos (el del SIMAC y el de Edgar) acorde a lo sugerido por Sale (1997). A pesar de un leve incremento de la riqueza registrada con la metodología del SIMAC (posiblemente ocasionada por el mayor tiempo de duración de los censos debido al registro de talla) es evidente que la exactitud de los estimativos poblacionales es sacrificada en función de obtener información sobre el tamaño de los peces observados. Un claro efecto de la estimación de la talla es una reducción de la tasa de registro de nuevas especies por unidad de tiempo durante los censos en comparación con censos en los que no se estima la talla de los peces (Figura 39b).

A pesar de que los estimativos de talla representan una fuente de información muy importante para estudiar las poblaciones de peces, es evidente que la complejidad de los censos impide que los investigadores realicen estimativos adecuados de la densidad y riqueza. Además teniendo en cuenta que los sesgos podrían ser mayores bajo condiciones oceanográficas adversas (corrientes, poca visibilidad, entre otros) y que se requiere de un costo adicional para implementar los censos con talla (mayor capacitación, procesamiento de datos, y tiempo de muestreo), no vale la pena sacrificar los estimativos de densidad y riqueza. Es posible, no obstante, obtener los estimativos de talla a través de alguna de las siguientes estrategias que deberían reducir la complejidad de realizar censos de talla.

- Realizar registros de talla solamente para especies en las cuales el tamaño sea un buen indicador de la biomasa del espécimen, y de la etapa de madurez sexual, sin tener en cuenta a las especies muy pequeñas de tamaño poco variable (e.g., *C. atrilobata*, *C. puntatissima*, *C. oxycephalus*) o de poca importancia ecológica o económica.

- Implementar el registro de talla en muestreos independientes de los censos de densidad (e.g., censos errantes en donde se calcule la talla de cierto número de individuos de cada especie).
- No implementar los registros de talla en los monitoreos del PET, sin embargo, se puede exhortar a que los investigadores realicen anotaciones respecto al sexo, la etapa de madurez en la que se encuentran los individuos, o cualquier otro indicador que aporte información útil para complementar los estudios poblacionales.
- De todas maneras, la decisión de si se debe obtener información o no sobre las distribuciones de tallas de los peces debe obedecer a los objetivos y preguntas específicas de cada estudio o programa de monitoreo. En caso de que esta información se requiera es importante ser conciente de que la estimación de las tallas de los peces afecta la estimación de la abundancia y diversidad de las especies (y probablemente vice-versa), cuando estas estimaciones se hacen en un mismo censo.

3.3.2. Reproducibilidad: efecto de los investigadores

Comunidad béntica

La reproducibilidad de los tres métodos de monitoreo del bentos fue buena en la estimación de la cobertura coralina y la densidad de *D. mexicanum*, así como en la estimación de la riqueza de corales y de macroinvertebrados, ya que no se encontraron diferencias entre los estimativos realizados por los diferentes investigadores usando un mismo método.

En contraste la cobertura de algas y de sustrato abiótico estimada sí varió dependiendo del investigador que tomó los datos. Se encontró que de manera reiterada, un investigador estimó siempre coberturas mayores de sustrato abiótico y menores de algas, en comparación con los otros dos. Estas diferencias fueron más notorias en la zona de la planicie, pues en ella la cobertura de corales fue menor, y por tanto el sesgo de los investigadores en la estimación de algas y sustrato pudo ser mayor.

Al examinar estas diferencias al nivel de los grupos funcionales de algas y tipos de sustrato se pudo determinar que gran parte de la cobertura que fue considerada como algas por dos investigadores y por el contrario fue considerado como sustrato abiótico por el tercer investigador fueron específicamente algas incrustantes y cascajo. Estas diferencias, más que reflejar problemas en la repetibilidad de un método en particular, parecen obedecer a la falta de consenso entre los investigadores sobre la definición de las diversas categorías del bentos registradas, por lo menos en lo referente a las algas, especialmente las calcáreas incrustantes que comúnmente son ignoradas, y al sustrato abiótico. Este problema no se presenta en los corales, en los que su definición por lo menos hasta el nivel de género es clara. Hay que tener presente al examinar estos resultados que los investigadores que participaron de este trabajo no se capacitaron juntos en la ejecución de los diferentes monitoreos ni en la identificación de las categorías del sustrato, como tampoco se realizaron comparaciones en campo sobre el consenso entre las apreciaciones que cada uno de ellos tenía de los diferentes componentes del bentos.

Comunidad íctica

Al igual que en otros estudios (Bell *et al.* 1985, Mapstone y Ayling 1998, Edgar *et al.* 2004), el uso de investigadores experimentados para realizar los censos visuales no garantizó la exactitud, precisión ni repetibilidad de los estimativos poblacionales evaluados (riqueza, densidad y distribución de tallas). Por el contrario, los investigadores fueron la principal fuente de variación en muchas de las variables estudiadas: difirieron en las tallas estimadas, ocasionaron la mayor proporción de variación en los estimativos de riqueza (14.9%), y originaron hasta el 11% de la variación en los estimativos de densidad de especies analizadas.

Al realizar las estimaciones de la frecuencia de tallas, la riqueza de especies de peces o la densidad de individuos los tres investigadores presentaron un sesgo consistente, que no dependió del método usado o de la estimación de la talla. Adicionalmente el sesgo en la estimación de la frecuencia de tallas fue independiente de las características particulares de

cada especie de peces evaluada. Según St John *et al.* (1990) y Edgar *et al.* (2004), la presencia de sesgos consistentes en los estimativos de talla no representan un inconveniente significativo, ya que éstos pueden ser fácilmente corregidos conociendo la magnitud y dirección del sesgo de cada investigador. En este caso es posible reducir las diferencias entre las estimaciones de cada investigador a través del entrenamiento conjunto hasta lograr que el porcentaje de variación ocasionado por los investigadores sea insignificante en relación con la variación entre sitios o entre distintas temporadas de muestreo (Edgar *et al.* 2004).

Específicamente en programas de monitoreo a largo plazo, en donde los investigadores varían a lo largo del tiempo y es muy probable la presencia de sesgos inconsistentes, es importante reducir los sesgos ocasionados por los buzos (aún cuando ya son experimentados) a través de tres estrategias.

- Realizar entrenamientos para estandarizar el protocolo de censo, los criterios para incluir o excluir individuos que crucen los transectos, y familiarizarse con el lugar y las diferentes especies.
- Calibrar la exactitud de los buzos para estimar tallas a través de ejercicios en donde se calcule la longitud de peces u objetos, y luego se contraste con la longitud real (Bell *et al.* 1985, Mapstone y Ayling 1998, Darwall y Dulvy 1996 1995, Thompson y Mapstone 1997). También, es importante calcular la magnitud y dirección de los sesgos de cada buzo, y posteriormente corregir los datos registrados (St. John *et al.* 1990, Edgar *et al.* 2004).
- Implementar diseños experimentales balanceados en donde la misma combinación de buzos cense todos los sitios muestreo. De esta manera se controla el efecto buzos al menos en una temporada de muestreo (Edgar *et al.* 2004, Williams *et al.* 2006).

3.3.3. Repetibilidad: precisión de cada método

La repetibilidad de los métodos resulta fundamental, ya que en un programa de monitoreo por lo general se busca establecer comparaciones temporales entre sucesivos muestreos realizados en un mismo sitio, para así detectar los cambios ocurridos en la comunidad durante un periodo de tiempo. Un método con baja repetibilidad en el que se encuentran variaciones altas entre los datos colectados en un mismo sitio y por un mismo investigador no resulta confiable para establecer este tipo de comparaciones pues no puede garantizarse que los cambios detectados entre muestreos sucesivos se deban a variaciones reales en la comunidad y no a la imprecisión del método. En este trabajo, la repetibilidad de los métodos evaluada como la variación de los datos de mediciones repetidas realizadas por el mismo investigador, con el mismo método, en el mismo sitio fue variable dependiendo de los métodos empleados y de las variables estudiadas. En general, la repetibilidad de los métodos en las variables relacionadas con el monitoreo del bentos fue mayor en comparación con la repetibilidad encontrada en las estimaciones realizadas para la comunidad de peces.

Comunidad béntica

En general, los tres métodos permitieron obtener registros precisos de la cobertura de corales y algas, aunque el método de Edgar tuvo una repetibilidad menor. A pesar de que se esperaban repetibilidades altas al tratarse de mediciones tomadas sobre organismos sésiles, la repetibilidad de los tres métodos disminuyó cuando la cobertura fue examinada en mayor detalle (especies de coral y grupos funcionales de algas; ver Palacio 2010). Estos resultados implican que especialmente con los métodos del SIMAC y de Guzmán se pueden realizar comparaciones temporales de la cobertura de corales y algas con alguna certeza de que los cambios detectados se deban a cambios reales en la comunidad y no a la imprecisión del método, lo que los hace adecuados para implementar en programas de monitoreo. Sin embargo, debe evaluarse con mayor cuidado la posibilidad de realizar comparaciones temporales cuando se examinan las categorías con mayor detalle. La repetibilidad de los tres métodos en la estimación de la riqueza y diversidad de especies de corales y de

macroinvertebrados fue en general baja, y sugiere que las estimaciones de estos índices tiene una precisión baja independientemente del método empleado.

Comunidad íctica

Ninguna de las dos metodologías permitió registrar estimativos de riqueza y densidad consistentemente. Sin embargo, para el caso de los peces que son organismos de alta movilidad, este resultado probablemente no refleje una deficiencia en los protocolos o técnicas empleadas para realizar los censos, si no que sea consecuencia de la poca repetibilidad que en general, presentan los estimativos poblacionales de peces arrecifales. Se ha registrado en varias ocasiones, que aún en cortos periodos de tiempo y pequeñas escalas espaciales, el desplazamiento y movilidad de los peces es tan variable que la densidad en un mismo lugar no permanece constante y por el contrario presenta marcadas fluctuaciones (Thompson y Mapstone 2002).

Aparentemente, la hora del día y los cambios de marea regulan los movimientos de los peces en el arrecife, por lo que en un solo día se pueden registrar fuertes contrastes entre la densidad de un par de censos (Thompson y Mapstone 2002). En consecuencia, no es extraño que en el presente estudio los censos (con cualquiera de los dos métodos, del SIMAC o de Edgar) sean poco repetibles y los estimativos del primer censo estén poco correlacionados con su posterior repetición ($r^2 < 0,5$). Incluso es posible que las fluctuaciones en los estimativos hayan sido incrementadas involuntariamente, ya que los censos se realizaron a diferentes horas, y las repeticiones se hicieron con una diferencia de tiempo hasta de tres días.

Para los programas de monitoreo a largo plazo, la mayor fuente de error en la variación de los estimativos de densidad son las fluctuaciones de abundancia en cortos periodos de tiempo, ya que éstos cambios no representan fluctuaciones netas reales en el tamaño poblacional de los peces (Thompson y Mapstone 2002). Independientemente del protocolo implementado, resulta importante considerar dichas fluctuaciones para la interpretación de

resultados a largo plazo ya que pueden inducir a conclusiones erróneas. Se debe intentar controlar la variación de los datos a través de las siguientes recomendaciones:

- Eliminar las fluctuaciones de la densidad en cortos periodos de tiempo realizando los censos visuales al medio día (~12 pm), o lo más lejos posible de los periodos crepusculares en donde los efectos de la hora sobre la densidad son más extremos (Galzin 1987). Además (mientras sea posible), los censos de un mismo estudio se deben realizar a lo largo de un ciclo completo de mareas para remover el efecto del día sobre los datos y poder distinguir variaciones espaciales de temporales (Thompson y Mapstone 2002).
- Eliminar la variación espacial de un lugar a través de un muestreo repetido de unidades de muestreo fijas (e.g., mismo transecto), marcadas permanentemente, para mejorar la capacidad de detectar cambios en la densidad dentro de la misma unidad a través de largos periodos de tiempo (Thompson y Mapstone 2002). A pesar de que esto fue lo que se hizo en este estudio, fueron notables las diferencias aún en transectos hechos en el mismo sitio por el mismo buzo con el mismo método (baja repetibilidad).

3.3.4. Eficiencia

En general, el tiempo necesario para implementar el método de Edgar fue significativamente mayor que el necesario para implementar los métodos de Guzmán y del SIMAC, tanto para el monitoreo de la comunidad béntica sésil y vágil, como para el monitoreo de los peces (Tabla 11). Teniendo en cuenta el tiempo para tomar los datos en campo y para analizarlos, los métodos de Guzmán y del SIMAC requirieron tiempos similares.

Para el caso de la comunidad béntica la gran cantidad de tiempo de trabajo en el laboratorio requerido por el método de Edgar para la digitalización y procesamiento de los datos fue lo

que determinó que éste demandara más tiempo en total por transecto, ya que el tiempo necesario en campo fue similar para todos los métodos. Se esperaba que acorde con lo reportado por otros trabajos (e.g., Nadon y Stirling 2006) con el método de Edgar se redujera el tiempo necesario para coleccionar los datos en campo, ya que ésta es una de las ventajas que por lo general presentan los métodos basados en fotografías o video. Probablemente el tiempo en campo no se vio reducido porque los investigadores que aplicaron los tres métodos no tenían experiencia previa con el uso de esta metodología ni con el uso de cámaras fotográficas bajo el agua, lo que pudo aumentar el tiempo que necesitaron para tomar fotos que cumplieran con las especificaciones necesarias para la realización de este protocolo, mientras adquirían algún grado de destreza con el uso de la cámara. De nuevo, un entrenamiento previo del personal involucrado en las faenas de campo y de laboratorio, podría reducir significativamente el tiempo requerido por el método de Edgar.

Comunidad Béntica

El método de Edgar presentó la mayor eficiencia en la estimación de la riqueza y diversidad de especies de coral ya que, por un lado, teniendo en cuenta solo el tiempo en campo, el método de Edgar alcanza a registrar una mayor cantidad de especies de coral por unidad de tiempo. Por otro lado, este método fue más preciso ya que alcanzó los menores coeficientes C/B en la estimación de estas variables, incluso cuando éste se calculó teniendo en cuenta el tiempo total. Esto sugiere que a pesar de que el método de Edgar requiera en total más tiempo de trabajo, éste puede ser más apropiado para la realización de caracterizaciones rápidas del bentos que busquen conocer en el menor tiempo posible la riqueza de especies de un sitio.

Por el contrario, los métodos de Guzmán y del SIMAC resultaron ser más eficientes en cuanto a la precisión de la estimación de la cobertura de corales, ya que con estos se obtienen los resultados más repetibles y con un menor coeficiente C/B. Estas características hacen que estos dos métodos sean más apropiados para implementar en programas de monitoreo a largo plazo, ya que para este caso la precisión y repetibilidad de las

estimaciones es fundamental para lograr detectar los cambios en la comunidad béntica a través del tiempo, además de que requieren menos tiempo para su implementación, factor que es limitante en muchos programas de monitoreo (Samoilys y Carlos 2000).

La eficiencia de los métodos en la estimación de la cobertura de algas y de sustrato abiótico fue variable dependiendo del método para evaluarla. Por un lado, el método del SIMAC y el de Guzmán resultaron ser más repetibles que el de Edgar en la estimación de estas coberturas, además de que requirieron menos tiempo por transecto. Desde este punto de vista serían, como se ha discutido en el caso de los corales, métodos más adecuados para el monitoreo del bentos. Sin embargo, los resultados de los coeficientes C/B contrastan con estos resultados pues en el caso de las algas la eficiencia de Edgar fue igual que la de Guzmán cuando se considera el tiempo total, e incluso mejor cuando se considera sólo el tiempo en campo. En el caso del sustrato abiótico la eficiencia de los tres métodos fue similar si se considera el tiempo total invertido, mientras que la de Edgar fue mucho más eficiente si sólo se considera el tiempo en campo. Esta discrepancia se repitió en el monitoreo de los macroinvertebrados, en el que los métodos del SIMAC y de Guzmán tuvieron una mayor eficiencia si evaluamos la cantidad de especies detectadas por unidad de tiempo, o la repetibilidad en el caso del SIMAC, pero el método de Edgar presentó la mejor eficiencia si esta se evalúa a través de los coeficientes C/B. Estas diferencias en los resultados de la eficiencia obtenidas mediante las dos aproximaciones pueden explicarse por la mayor sensibilidad del coeficiente de C/B para maximizar las diferencias entre dos mediciones con un bajo valor medio.

Comunidad íctica

Aunque la riqueza registrada con el método de Edgar fue por lo general mayor a la registrada con el método del SIMAC, los análisis de eficiencia de los censos de peces mostraron que éste último registra más especies por unidad de tiempo y por unidad de área muestreada. Así mismo, con el método del SIMAC se obtuvieron estimaciones de la densidad más eficientes en términos de la abundancia registrada por tiempo de muestreo, y la mejor eficiencia estimada a través de los coeficientes C/B. Estos resultados concuerdan

con los de de Mapstone y Ayling (1998) quienes encontraron que los transectos más pequeños son más eficientes registrando estimativos poblacionales de buena calidad en poco tiempo.

Por lo general, los censos en transectos anchos o largos como los del protocolo de Edgar, pueden ser más precisos o registrar más individuos de algunas especies de peces, pero el excesivo costo que demanda la implementación de este tipo de protocolo no parece justificar los beneficios obtenidos. Por el contrario, el método del SIMAC fue más eficiente tanto en la precisión de los estimativos como en la cantidad de información por esfuerzo de muestreo. Adicionalmente, el método del SIMAC permite reducir los sesgos (subestimación) inherentes de los censos visuales, ya que sus transectos más pequeños, parecen ser más adecuados para las condiciones de pobre visibilidad de las aguas arrecifales del PET y las características de sus peces arrecifales, la mayoría de los cuales son de tamaño, movilidad y coloración intermedia.

Algunos de los sesgos relativos que se identificaron para el protocolo del SIMAC en términos de la subestimación de la densidad de algunas especies (especialmente pequeñas o crípticas), pueden ser controlados a través de la regulación de la intensidad de búsqueda de acuerdo a las características de los peces censados. Por ejemplo, para incrementar el registro de individuos de especies crípticas se puede determinar una velocidad prudente que permita el adecuado registro de éstas, manteniendo el censo de los peces conspicuos a una velocidad un poco mayor para evitar la sobre-estimación de éstos por recuento. Por otro lado, la subestimación relativa de la riqueza de especies del protocolo SIMAC en comparación con el de Edgar se puede aliviar mediante el incremento del número de censos. Adicionalmente, el protocolo del SIMAC (basado en el protocolo del AGRRA; Kramer y Lang 2003) contempla la implementación de censos errantes adicionales a los censos de banda aquí evaluados, los cuales están diseñados específicamente para registrar el listado más completo de especies en el arrecife.

No obstante lo anterior, es notable que a menudo se implementen programas de monitoreo con métodos específicos, generalmente desarrollados para otras áreas o incluso regiones,

sin evaluar si estos métodos son adecuados para las condiciones locales. Un buen programa de monitoreo debería, como mínimo, estar basado en un análisis preliminar de datos con los cuales se establezca de manera rigurosa el tamaño de la unidad de muestreo (con base, por ejemplo, en la relación especies-área) y el tiempo necesario para su muestreo (con base en una curva de acumulación de especies contra el tiempo de muestreo) para las condiciones locales del área a monitorear.

Para implementar el protocolo del SIMAC es necesario tener en consideración que su precisión puede ser fácilmente alterada por la estimación de las tallas de los peces (incremento de la complejidad de los censos) o por ciertos sesgos intrínsecos de los buzos. De esta manera, se debe evitar implementar los registros de talla junto con los censos de densidad, ya que no vale la pena introducir sesgos y variación adicional a los datos tomados. Los sesgos introducidos por los buzos en los censos deben ser corregidos con el entrenamiento y la calibración de los investigadores para poder evitar posibles imprecisiones e incoherencias entre éstos. Además, teniendo en cuenta la corta duración de los censos del SIMAC, es bastante factible incrementar el número de réplicas que se realizan por sitio de muestreo. Estas réplicas tendrán efectos positivos sobre la repetibilidad y precisión de los censos, ya que se podrá reducir el efecto de los buzos, las horas, y el cambio de marea sobre los estimativos de las poblaciones de peces. Según Samoilys y Carlos (2000), es de esperarse que al incrementar el número de réplicas de los censos, la variación en los estimativos de esta metodología sea mucho menor, y no constituya un inconveniente para la interpretación de los resultados.

3.4. CONCLUSIONES

Los métodos de muestreo evaluados presentan diversas características que los hacen aptos para la implementación de un programa de monitoreo en arrecifes coralinos similares a los de Gorgona. Sin embargo, ninguno de ellos presenta un conjunto óptimo de características para tal fin. Las ventajas y desventajas comparativas de los métodos evaluados se resumen en la Tabla 12 12 para los métodos de evaluación del bentos sésil, en la Tabla 13 13 para los métodos de evaluación de los macroinvertebrados vágiles y en la Tabla 14 14 para los

métodos de evaluación de la comunidad íctica. Estas tablas pueden servir de guía para la elección de un protocolo de monitoreo, dependiendo de las prioridades que tenga dicho programa, de las preguntas concretas que se busque responder y de la necesidad o no de minimizar los costos asociados a éste (Rogers *et al.* 1994).

Las diferencias encontradas en la estimación la mayoría de las variables biológicas realizadas con los diferentes métodos indican que su comparabilidad es limitada. Los valores estimados con el método de Edgar difirieron de los valores estimados con los métodos de Guzmán y del SIMAC para muchas de las variables evaluadas en la comunidad béntica (riqueza de especies de corales, coberturas de los diversos componentes del sustrato y densidad de *D. mexicanum*). Así mismo, las estimaciones de la riqueza de especies y densidad de la mayoría de las especies de peces difirieron entre los métodos de Edgar y del SIMAC.

Las limitaciones en la comparabilidad implican que una vez implementado determinado método en un área de estudio, éste difícilmente puede ser cambiado por otro sin que se altere la calidad de los datos colectados, a menudo de manera poco predecible, debido a los sesgos asociados a cada método. Por esto mismo, es también arriesgado establecer comparaciones entre la información colectada históricamente en las Áreas Marinas Protegidas del CMAR-PET en las que se usan diferentes métodos, ya que la mayoría de las veces los sesgos comparativos entre éstos no tienen una dirección o magnitud predecible y por tanto no pueden establecerse fácilmente correcciones para minimizarlos.

Para el caso específico de la comunidad béntica, la información obtenida con los métodos del SIMAC y de Guzmán podría ser comprable, ya que con ellos se estimaron valores similares de variables como la cobertura de organismos sésiles, la riqueza y la diversidad de especies de corales, la densidad de erizos y la riqueza de macroinvertebrados vágiles. Por el contrario, la información obtenida con estos métodos por un lado y con el de Edgar por el otro, no es comparable.

De manera similar, en las evaluaciones de la comunidad íctica no es correcto hacer comparaciones directas entre la riqueza de especies de peces, la densidad total individuos, ni la densidad de individuos por especie, usando datos colectados con los métodos de Edgar y del SIMAC. Sin embargo, en este caso tal vez puedan establecerse correcciones entre los métodos una vez conocidos con más certeza la magnitud y dirección de los sesgos relativos, teniendo en cuenta que las características morfológicas y comportamentales de las diferentes especies de peces arrecifales son muy contrastantes y que por ello los sesgos no se dan de igual manera (con igual sentido y magnitud) sobre todas las especies de peces.

Los sesgos presentes en los método de muestreo de peces se ven severamente afectados por la inclusión de la estimación de las tallas, ya que ésta implica una mayor complejidad de tareas para los observadores, lo cual generalmente resulta en una subestimación de la densidad de individuos en adición a la que normalmente se presenta en censos visuales. Por este motivo, no es recomendable implementar los registros de talla en censos cuyo propósito sea estimar la densidad; de ser necesario pueden realizarse registros de las tallas en muestreos adicionales y sólo para ciertas especies de interés.

La reproducibilidad de todos los métodos fue limitada pero por lo general ésta no dependió del método usado sino solamente de los sesgos propios de los investigadores que actuaron en la estimación de algunas variables (cobertura de algas y de sustrato abiótico, riqueza de especies de peces, densidad de individuos de algunas especies de peces, distribución de tallas de los mismos). Por tanto, este factor no resulta ser determinante a la hora de elegir un método, sino que independientemente del protocolo empleado se debe considerar el efecto de los investigadores e intentar neutralizar o corregir los sesgos que estos presentan. Los sesgos entre investigadores pueden disminuirse garantizando la aplicación estricta de los protocolos de monitoreo y realizando un entrenamiento conjunto previo a la toma de datos. Es fundamental que exista un consenso previo al monitoreo sobre las categorías del bentos a evaluar, la identificación de las especies, la intensidad de búsqueda y la velocidad de natación durante los censos, la forma de registrar los datos y la manera de contabilizar los peces e invertebrados. No obstante, para algunas variables es posible establecer los

sesgos relativos entre los buzos y hallar un factor de corrección entre ellos. Sin embargo, tales correcciones no son ideales.

La repetibilidad de los métodos dependió, como la reproducibilidad, de las variables biológicas sobre las que fue calculada. Debido a las diferencias en la movilidad de los grupos de organismos evaluados en los monitoreos de arrecifes coralinos, la repetibilidad que se alcanza en la estimación de los porcentajes de cobertura del bentos y la densidad de erizos son mayores a la que se logra en la estimación de la riqueza y densidad de los peces. Esto implica que independientemente del método usado los programas de monitoreo pueden contar con una mayor potencia para detectar cambios en la comunidad béntica, que en la comunidad íctica.

Dentro de la comunidad béntica, los métodos del SIMAC y de Guzmán permitieron coleccionar datos con repetibilidades más altas y por tanto son más útiles que el método de Edgar para implementar programas de monitoreo que busquen detectar los cambios en la cobertura del sustrato y la densidad de macroinvertebrados vágiles a través del tiempo (Tabla 12 y Tabla 13). No obstante, con el método de Edgar se puede detectar una mayor riqueza de especies de corales por unidad de muestreo y por tanto resulta mejor para realizar caracterizaciones rápidas de sitios en los que se busque conocer la riqueza y composición de especies.

Para el caso de la comunidad íctica, ninguno de los dos métodos es en general el óptimo de acuerdo a su repetibilidad. Las repetibilidades más altas (pero aún insatisfactorias) se obtuvieron con el método de Edgar para la estimación de la densidad de peces, especialmente cuando los censos se realizaron sin la estimación de las tallas, y con el método del SIMAC para la estimación de la riqueza de especies, cuando los censos se realizan con la estimación de las tallas (Tabla 14). Este último resultado inesperado ilustra la facilidad con que diversos factores afectan la estimación de los parámetros de las poblaciones y comunidades de peces.

El desarrollo de métodos de censo de peces más precisos es dudoso dada la alta movilidad de los peces, la cual ocasiona fuertes fluctuaciones en su abundancia en cortos periodos de tiempo y en escalas espaciales relativamente pequeñas. Dada la inherente variabilidad espacial y temporal en las comunidades de peces, es necesario minimizar dichas fuentes de variación. Independientemente del método que se aplique en el censo de los peces, para aumentar la repetibilidad y precisiónh de los censos es recomendable que éstos se realicen en lo posible a la misma hora del día, así como contar con un buen número de réplicas en cada área monitoreada. Puede ser igualmente útil registrar en cada censo la hora del día, la altura de la marea, las condiciones oceanográficas (corrientes, visibilidad), la presencia de depredadores, o cualquier otro factor que puede alterar la densidad de los peces.

El costo de implementación de los métodos (en términos del tiempo necesario para la obtención de los datos de un transecto) fue mayor con el método de Edgar para todos los componentes de monitoreo evaluados (comunidad béntica sésil, de macroinvertebrados vágiles y de peces). Sin embargo, el tiempo invertido en la realización de cada método debe evaluarse en relación con la calidad de los datos que se obtienen en términos de su precisión, repetibilidad y exactitud (magnitud del sesgo de los estimativos), teniendo en cuenta la importancia que tenga cada una de estas características en el programa de monitoreo.

De acuerdo a la cantidad de especies registrada por unidad de muestreo, el método de Edgar es en general el mejor (estimó mayores riquezas de especies de corales y de peces por transecto), pero esta ventaja no se mantiene si se evalúa la tasa de registro de especies por unidad de tiempo, bajo el cual el método del SIMAC es el más eficiente en el registro de especies de peces y de invertebrados.

Finalmente, de acuerdo al coeficiente costo (tiempo) beneficio (precisión) el método del SIMAC es más eficiente en la evaluación de las variables de la comunidad béntica sésil e íctica (cobertura de corales y algas, de la riqueza de especies de peces y de la densidad total de peces), mientras que el de Edgar lo es en la estimación de las variables de los macroinvertebrados (densidad de erizos y la riqueza de especies de invertebrados).

Ningún método de monitoreo resulta óptimo teniendo en cuenta todos los aspectos evaluados, sino que cada uno presenta ventajas y desventajas comparativas que deben evaluarse de acuerdo a los objetivos de cada programa de monitoreo y a las limitaciones que se tengan sobre disponibilidad de tiempo y recursos. En general, los métodos de Guzmán y del SIMAC ofrecen ventajas propias para ser implementados como métodos de monitoreo permanentes, mientras que el método de Edgar ofrece ventajas para ser implementado como un método de evaluación rápida en el campo ignorando el tiempo posterior necesario para procesar la información.

Tabla 12. Ventajas y desventajas comparativas de los métodos de Edgar, Guzmán y del SIMAC en la estimación de las variables sobre el bentos sésil, en términos de su comparabilidad, reproducibilidad, repetibilidad, costo en función del tiempo necesario para obtener los datos y coeficiente costo-beneficio.

COMUNIDAD BÉNTICA SÉSIL	EDGAR	GUZMÁN	SIMAC
	50 m Puntos sobre fotocuadrantes	10 m Estimación visual con cuadrantes	10 m Transecto lineal con cadena (de intercepción continua)
COMPARABILIDAD	No comparable con los otros dos métodos	Comparable con el método del SIMAC	Comparable con el método de Guzmán
Estimación de coberturas	Variable en comparación con los otros métodos (?)	Similar a la obtenida con el método del SIMAC (?)	Similar a la obtenida con el método de Guzmán (?)
Riqueza y diversidad de corales	Mayor que la obtenida con los otros métodos (+)	Similar a la obtenida con el método del SIMAC (0)	Similar a la con el método de Guzmán (0)
REPRODUCIBILIDAD: ALTA= acuerdo entre tres investigadores, MEDIA= acuerdo entre dos investigadores, BAJA = no hay acuerdo entre ninguno de los investigadores			
Estimación de cobertura de corales	ALTA (+)	ALTA (+)	ALTA (+)
Estimación de cobertura de algas	MEDIA (0)	MEDIA (0)	MEDIA (0)
Estimación de cobertura de sustrato	MEDIA (0)	MEDIA (0)	MEDIA (0)
Riqueza de especies de coral	ALTA (+)	ALTA (+)	ALTA (+)
Diversidad de corales	ALTA (+)	ALTA (+)	MEDIA (0)
REPETIBILIDAD: NULA: p regresión $> 0,05$ ($r^2 < 0,22$); BAJA: $0,23 < r^2 < 0,48$; MEDIA: $0,49 < r^2 < 0,74$; ALTA $0,75 < r^2 < 1,0$			
Estimación de cobertura de corales, algas y sustrato	MEDIA (0)	ALTA (+)	ALTA (+)
Riqueza y diversidad	BAJA (-)	MEDIA (0)	NULA (- -)
COSTO (TIEMPO): ALTO: < 30 min, MEDIO: $30 - 16$ min, BAJO: $0 - 15$ min			
Tiempo en campo	MEDIO (0)	MEDIO (0)	MEDIO (0)
Tiempo en laboratorio	ALTO (-)	BAJO (+)	BAJO (+)
Tiempo total	ALTO (-)	MEDIO (0)	MEDIO (0)
EFICIENCIA			
REGRESIÓN Variable-Tiempo: Exactitud en función del tiempo			
Especies/tiempo total	MEDIA (0)	MEDIA (0)	MEDIA (0)
Especies/tiempo campo	ALTA (+)	BAJA (-)	MEDIA (0)
COEFICIENTE C/B: Precisión en función del tiempo			
Tiempo en campo			
Cobertura coralina	BAJA (-)	MEDIA (0)	ALTA (+)
Cobertura algas	MEDIA (0)	BAJA (-)	ALTA (+)
Riqueza	ALTA (+)	MEDIA (0)	MEDIA (0)
Diversidad	ALTA (+)	BAJA (-)	BAJA (-)
Tiempo Total			
Cobertura coralina	BAJA (-)	MEDIA (0)	ALTA (+)
Cobertura algas	BAJA (-)	BAJA (-)	ALTA (+)
Riqueza	MEDIA (0)	MEDIA (0)	MEDIA (0)
Diversidad	ALTA (+)	BAJA (-)	BAJA (-)

Tabla 13 Ventajas y desventajas comparativas de los métodos de Edgar, Guzmán y del SIMAC en la estimación de las variables sobre macroinvertebrados vágiles, en términos de su comparabilidad, reproducibilidad, repetibilidad, costo en función del tiempo necesario para obtener los datos y coeficiente costo-beneficio.

MACRO- INVERTEBRADOS VÁGILES	EDGAR	GUZMÁN	SIMAC
	Banda de 50 × 2 m	Banda de 10 × 1 m, usando cuadrante de 1m ²	Banda de 10 × 2 m
COMPARABILIDAD			
Densidad de erizos	No comparable con los otros dos métodos	Similar a la obtenida con el método del SIMAC	Similar a la con el método de Guzmán
Riqueza esperada de invertebrados	MEDIA (?)	MEDIA (?)	MEDIA (?)
REPRODUCIBILIDAD: ALTA= acuerdo entre tres investigadores, MEDIA= acuerdo entre dos investigadores, BAJA = no hay acuerdo entre ninguno de los investigadores			
Densidad de erizos	ALTA (+)	ALTA (+)	ALTA (+)
Riqueza esperada de invertebrados	ALTA (+)	ALTA (+)	ALTA (+)
REPETIBILIDAD: NULA: p regresión > 0,05 ($r^2 < 0,22$); BAJA: $0,23 < r^2 < 0,48$; MEDIA: $0,49 < r^2 < 0,74$; ALTA $0,75 < r^2 < 1,0$			
Densidad de erizos	BAJA (-)	MEDIA (0)	ALTA (+)
Riqueza esperada de invertebrados	BAJA (-)	NULA (--)	MEDIA (0)
COSTO (TIEMPO): ALTO: < 30 min, MEDIO: 30 – 16 min, BAJO: 0- 15 min			
Trabajo en campo	MEDIO (0)	BAJO (+)	BAJO (+)
EFICIENCIA			
REGRESIÓN Variable-Tiempo: Exactitud en función del tiempo			
Especies/ tiempo	MEDIA (0)	MEDIA (0)	MEDIA (0)
COEFICIENTE C/B: Precisión en función del tiempo			
Densidad de erizos	ALTA (+)	MEDIA (0)	BAJA (-)
Riqueza esperada de invertebrados	ALTA (+)	MEDIA (0)	BAJA (-)

Tabla 14 Ventajas y desventajas comparativas de los métodos de Edgar y del SIMAC en la estimación de las variables sobre la comunidad de peces, en términos de su comparabilidad, reproducibilidad, repetibilidad, costo en función del tiempo necesario para obtener los datos y coeficiente costo-beneficio.

MONITOREO DE LA COMUNIDAD ÍCTICA	EDGAR	SIMAC
	2 bandas de 50× 2,5 m 2 bandas de 50× 1 m	2 bandas de 30× 2 m
COMPARABILIDAD		
Riqueza de especies esperada	Mayor (+)	Menor (-)
Densidad total de individuos	Estadísticamente similar	Estadísticamente similar Aunque 21,5% mayor que Edgar
Densidad de individuos por especie	Generalmente menor, pero depende de la especie (?)	Generalmente mayor, pero depende de la especie (?)
Efecto de la estimación de tallas	No afecta significativamente la riqueza ni la densidad total de ind. Disminuye la densidad de individuos en la mayoría de especies	
Velocidad del censo	Mayor (6,44m/min) (?)	Menor (5,6m/min) (?)
REPRODUCIBILIDAD		
Riqueza de especies esperada	MEDIA (0)	MEDIA (0)
Densidad total de individuos	ALTA (+)	ALTA (+)
Densidad de individuos por especie	Variable de acuerdo a la especie	
Distribución de tallas de especies	BAJA (-)	BAJA (-)
REPETIBILIDAD: NULA: $p \text{ regresión} > 0,05$ ($r^2 < 0,22$); BAJA: $0,23 < r^2 < 0,48$ MEDIA: $0,49 < r^2 < 0,74$; ALTA $0,75 < r^2 < 1,0$		
Sin tallas		
Riqueza de especies esperada	NULA (--)	NULA (--)
Densidad total de individuos	BAJA (-)	NULA (--)
Con talla		
Riqueza de especies esperada	NULA (--)	MEDIA (0)
Densidad total de individuos	NULA (--)	NULA (--)
COSTO (TIEMPO): ALTO: < 30 min, MEDIO: 30 – 16 min, BAJO: 0- 15 min		
Trabajo en campo	ALTO (-)	BAJO(+)
EFICIENCIA		
REGRESIÓN Variable-Tiempo: Exactitud en función del tiempo		
Especies/tiempo total	MEDIA(0)	MEDIA (0)
Especies/tiempo campo	ALTA (+)	MEDIA (0)
COEFICIENTE C/B: Precisión en función del tiempo		
Sin tallas		
Riqueza de especies esperada	MEDIA (0)	ALTA (+)
Densidad total de individuos	MEDIA (0)	ALTA (+)
Con talla		
Riqueza de especies esperada	BAJA (-)	ALTA (+)
Densidad total de individuos	BAJA (-)	ALTA (+)

4. AMPLIACIÓN Y FORTALECIMIENTO DEL SISTEMA NACIONAL DE MONITOREO DE ARRECIFES CORALINOS EN COLOMBIA -SIMAC- EN EL PNN ISLA GORGONA

4.1 METODOLOGÍA

Con el fin de fortalecer el sistema nacional de monitoreo de arrecifes coralinos de Colombia –SIMAC- en Isla Gorgona, se instalaron y geoposicionaron estaciones de monitoreo en el arrecife de La Ventana y se añadieron estaciones y transectos en el arrecife de Playa Blanca (Tabla 15). A cada una de las dos estaciones ya existentes en el arrecife de Playa Blanca se le añadieron dos transectos más para un total de cinco por estación de manera que fueran comparables con las del arrecife de La Azufrada que cuenta con cuatro estaciones, cada una con cinco transectos. Por ello también se instalaron en el arrecife de Playa Blanca dos estaciones más, una somera en la parte norte y otra profunda en el extremo sur del arrecife. De manera similar, en el arrecife de La Ventana se instalaron cuatro estaciones, dos en el extremo norte y dos en el extremo sur. En cada extremo se instaló una estación en la parte interna (hacia la costa) y otra en la parte externa (hacia mar afuera) del arrecife. (Figura 42; Figura 43).

Tabla 15. Geoposición de las estaciones instaladas en los arrecifes de Playa Blanca y La Ventana, Isla Gorgona.

Arrecife y Estaciones	Longitud (°W)	Latitud (°N)
Playa Blanca – Norte Somera	78° 11' 26,7''	2° 56' 29,5''
Playa Blanca – Sur Profunda	78° 11' 32,9''	2° 56' 23,7''
La Ventana – Norte Interna	78° 12' 14,4''	2° 55' 47''
La Ventana – Norte Externa	78° 12' 15,2''	2° 55' 46,6''
La Ventana – Sur Interna	78° 12' 20,1''	2° 55' 42,7''
La Ventana – Sur Externa	78° 12' 19,7''	2° 55' 42,6''

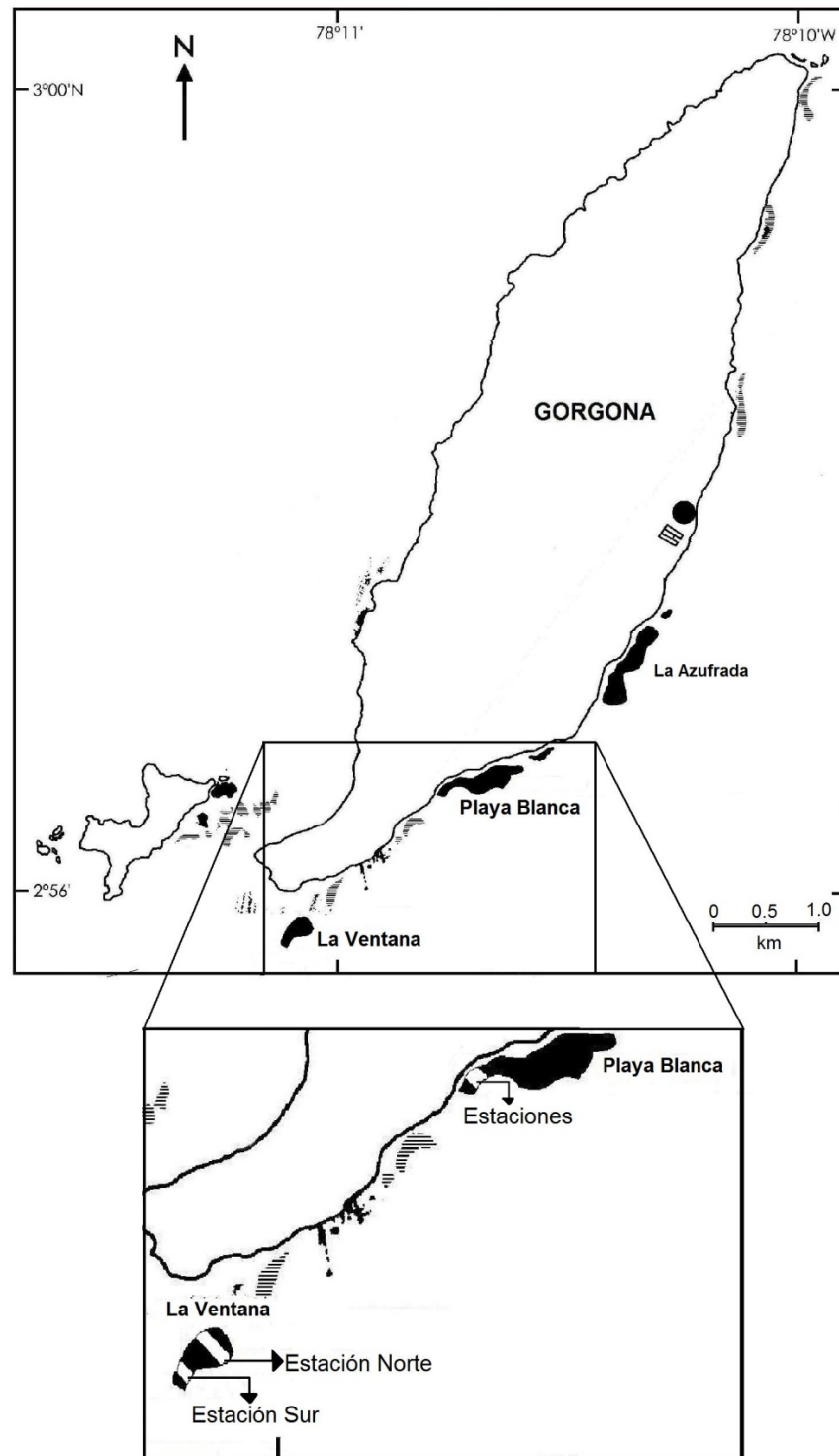


Figura 42. Ubicación de las estaciones instaladas en los arrecifes de Playa Blanca y La Ventana

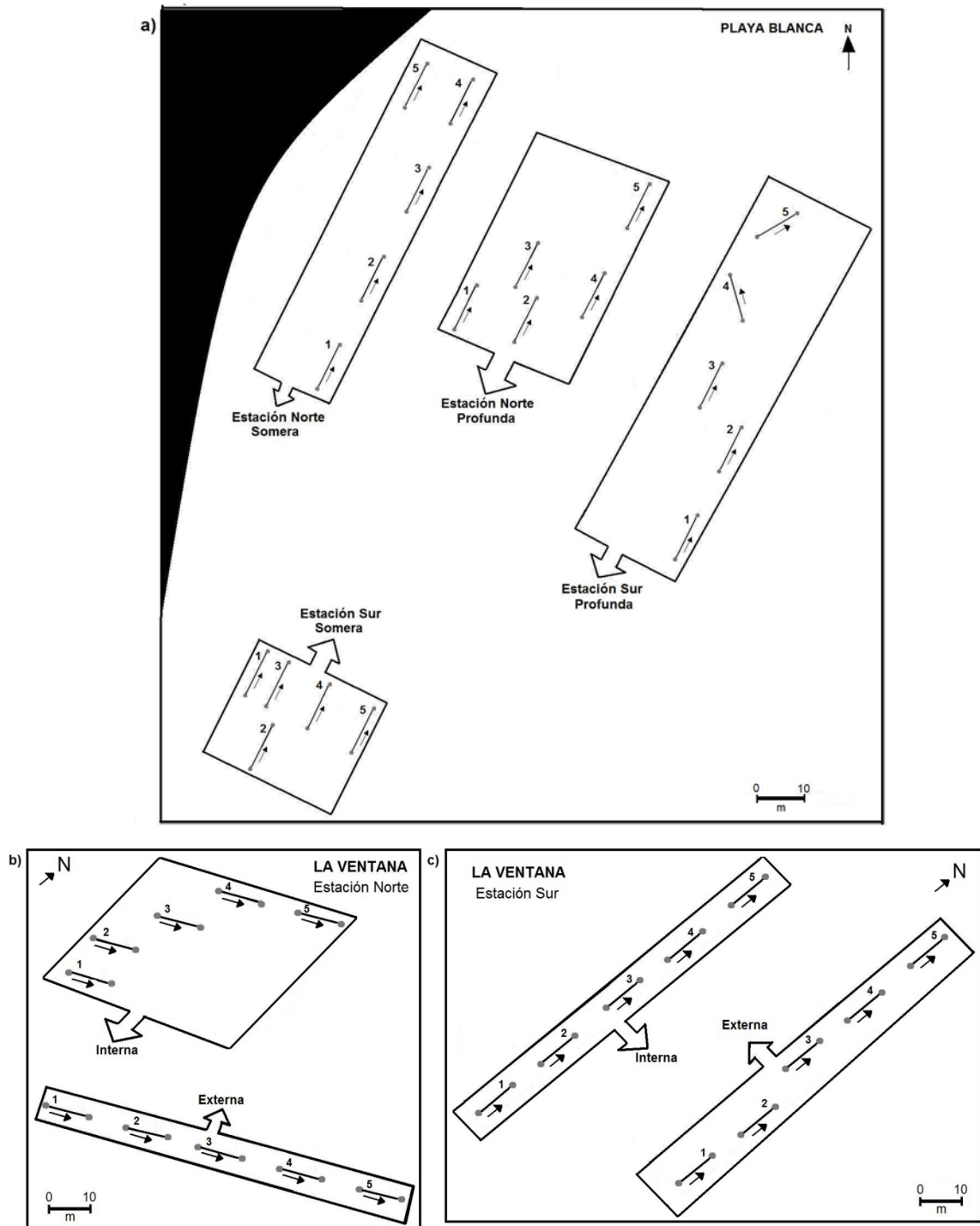


Figura 43. Orientación de los transectos y estaciones instaladas en a) Playa Blanca, (los transectos instalados corresponden al 4 y 5 de la estaciones norte profunda y sur somera), b) La Ventana norte y c) La Ventada sur. Las flechas indican la dirección en que se tomaron los datos.

Durante este estudio se caracterizaron los dos transectos instalados en las estaciones norte profunda y sur somera de Playa Blanca y cinco de las seis nuevas estaciones instaladas en Playa Blanca y La Ventana. Estas estaciones fueron: las dos de Playa Blanca, dos del sector norte de La Ventana y la estación externa del sector sur de este último arrecife.

Para realizar la caracterización de la comunidad béntica sésil, de macroinvertebrados e íctica, así como para evaluar el estado de salud de los corales en las estaciones instaladas, se siguió la metodología empleada por el SIMAC (Garzón-Ferreira *et al.* 2002). Para el análisis del bentos se estimaron los porcentajes de cobertura de cada una de las especies de coral y grupos funcionales de algas mediante transectos de cadena (Tabla 16) y se evaluó la relación existente entre estas dos coberturas a través de una correlación de Pearson ($\alpha = 0,05$) en cada estación de monitoreo. Con el fin de establecer el estado de salud coralina de las estaciones nuevas se calculó el porcentaje de corales que se encontraban saludables (SAL), blanqueados (BLA), pálidos (PAL), invadidos por algas (IA) o que presentaron una muerte reciente (MRE). Para la comunidad de macroinvertebrados se halló la densidad de individuos (ind/m²) de cada una de las especies presentes en las estaciones. Por último, para analizar la comunidad de peces arrecifales se calcularon y compararon estimativos de riqueza (total=datos combinados entre censos errantes y transectos; y promedio con base en los 10 transectos por estación), densidad (ind/100m²) y diversidad de Shannon-Wiener, entre las estaciones censadas. Se calcularon las densidades (ind/100m²) de todas las especies registradas en cada arrecife y se contrastó la abundancia de las 12 especies más abundantes en cada estación.

4.2. RESULTADOS

Comunidad béntica

La comunidad béntica de los transectos y estaciones de monitoreo instalados estuvo compuesta principalmente por especies coralinas del género *Pocillopora* y por algas de tipo tapete y calcáreas incrustantes (Tabla 16). La estación somera de Playa Blanca norte fue la que presentó menor cobertura coralina promedio (3.6%) y por ende mayor porcentaje de

cobertura algal (95.6%). Por otro lado, en los transectos complementarios somero y profundo de Playa Blanca Sur y Norte, respectivamente, y en las estaciones profunda de Playa Blanca Sur y externa de La Ventana Sur fue mayor la cobertura coralina que la algal (Figura 44).

Tabla 16. Composición de la comunidad béntica de los transectos ubicados en Playa Blanca norte profundo (PB N.Pr) y sur somero (PB S.So) y las estaciones de monitoreo instaladas en Playa Blanca norte somero (PB N.So) y sur profundo (PB S.Pr), La Ventana norte interno (VEN N.Int) y externo (VEN N.Ext) y La Ventana sur externo (VEN S.Ext).

Estaciones de Monitoreo	PB N.So	PB N.Pr	PB S.So	PB S.Pr	VEN N.Int	VEN N.Ext	VEN S.Ext
CORALES							
<i>Pocillopora damicornis</i>	X	X	X	X	X	X	X
<i>Pocillopora capitata</i>		X		X	X	X	X
<i>Pocillopora eydouxi</i>		X			X	X	
<i>Psamocora stellata</i>	X					X	
ALGAS							
Tapete (TALG)	X	X		X	X	X	X
Frondosa (FALG)							X
Calcárea erecta (CALG)				X	X		X
Calcárea incrustante (EALG)	X	X	X	X	X	X	X

La cobertura coralina estuvo negativamente correlacionada con la cobertura algal (r entre -0,9 y -1, $p < 0,05$). Adicionalmente, los transectos y estaciones instalados se encontraron en buen estado de salud pues la mayoría de los corales presentes en ellos, incluyendo los pocos hallados en la estación somera de Playa Blanca norte, se hallaron saludables. Un porcentaje pequeño de corales presentaron invasión por algas y muerte reciente y menor fue el porcentaje de los corales que presentaron blanqueamiento (Figura 45).

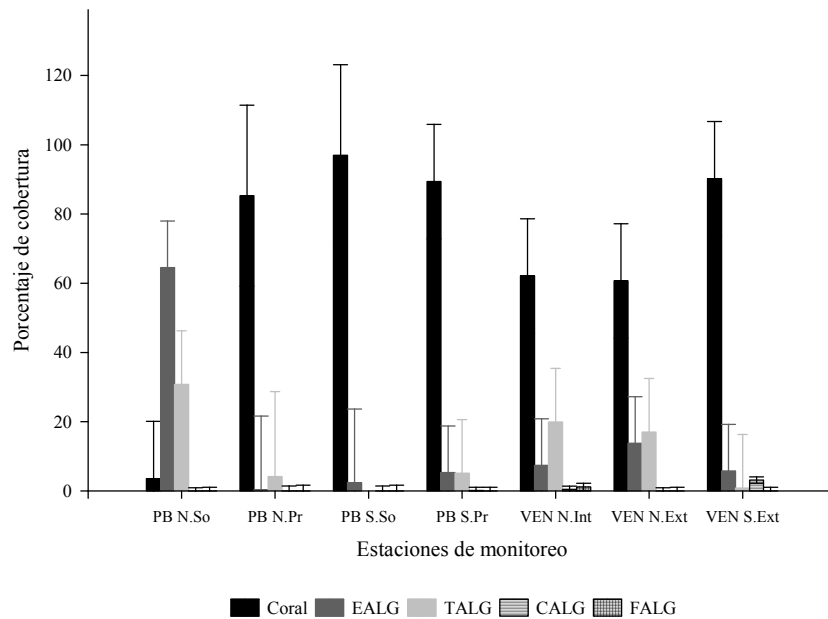


Figura 44. Porcentaje promedio de cobertura coralina y algal de los transectos ubicados en Playa Blanca norte profundo (PB N.Pr) y sur somero (PB S.So) y las estaciones de monitoreo instaladas en Playa Blanca norte somero (PB N.So) y sur profundo (PB S.Pr), La Ventana norte interno (VEN N.Int) y externo (VEN N.Ext) y La Ventana sur externo (VEN S.Ext). EALG = algas calcáreas incrustantes, TALG = tapetes de algas filamentosas, CALG = algas calcáreas erectas, FALG = algas carnosas.

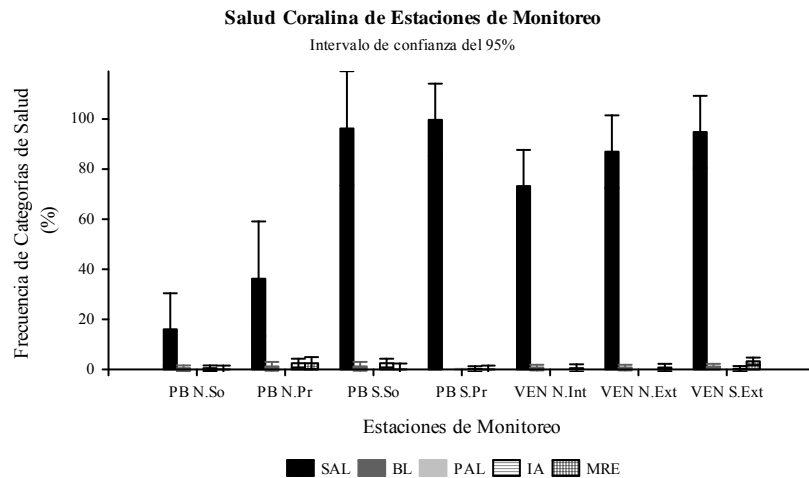


Figura 45. Estado de salud de los corales presentes en los transectos y estaciones de monitoreo instaladas. Categoría del estado de los corales: Saludable (SAL), Blanqueado (BL), Pálido (PAL), Invasión de Algas (IA) y Muerte Reciente (MRE).

La comunidad de macroinvertebrados estuvo dominada por erizos, especialmente *Centrostephanus coronatus*, cuya densidad fue mayor en la estación profunda de Playa

Blanca y en la estación externa de La Ventana sur (Figura 46). Únicamente en las estaciones interna y externa de La Ventana norte se observaron moluscos, aunque en una baja densidad (Tabla 17).

Tabla 17. Densidad (ind/m²) de macroinvertebrados presentes en las estaciones de monitoreo instaladas.

Estaciones de Monitoreo	PB N.So	PB N.Pr	PB S.So	PB S.Pr	VEN N.Int	VEN N.Ext	VEN S.Ext
ERIZOS							
<i>Centrostephanus coronatus</i>	0,04	0,03	0,1	1,59	0,49	0,58	1,16
<i>Diadema mexicanum</i>	-	-	0,02	2,32	0,17	0,22	0,33
<i>Hesperocidaris asterscus</i>	-	-	-	0,01	0,16	0,05	0,02
<i>Echinometra vanbrunti</i>	-	-	-	-	-	-	0,02
MOLUSCOS							
<i>Strombus sp.</i>	-	-	-	-	-	0,01	-
Ostra	-	-	-	-	0,01	0,03	-
TOTAL	0,04	0,03	0,12	3,92	0,83	0,89	1,53

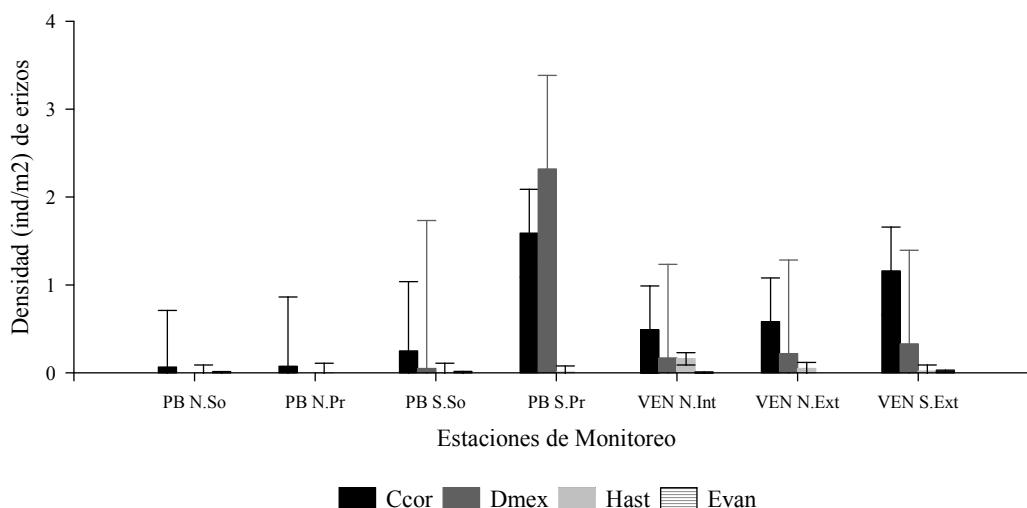


Figura 46. Densidad (ind/m²) de *Centrostephanus coronatus* (Ccor), *Diadema mexicanum* (Dmex), *Hesperocidaris asterscus* (Hast) y *Echinometra vanbrunti* (Evan) presentes en las estaciones de monitoreo.

Comunidad íctica

Se registraron 49 especies de peces pertenecientes a 22 familias asociados al arrecife de La Ventana. Del total de especies, ocho fueron observadas exclusivamente en los censos errantes de riqueza (*Caranx melampygus*, *Kyphosus elegans*, *Lutjanus argentiventris*,

Lutjanus guttatus, *Myripristis berndti*, *Novaculichthys taeniorus*, y *Zanclus cornutus*), y tres se registraron sólo a través de los censos de abundancia (*Arothron hispidus*, *Haemulon steindachneri*, *Stegastes arcifrons*). Para las nuevas estaciones implementadas en Playa Blanca solamente se registraron 36 especies, siendo la estación profunda la que presentó los mayores estimativos de riqueza (33 especies). El listado total de especies para las nuevas estaciones en Playa Blanca y La Ventana, se encuentran en el Anexo 7.

Las tres estaciones en La Ventana compartieron 33 especies, y cinco de ellas fueron observadas en sólo dos de las estaciones. La estación con mayor número de especies exclusivas fue la Norte-Externa (5 especies: *Caranx melampygus*, *Kyphosus elegans*, *Lutjanus argentiventris*, *Lutjanus guttatus*, *Lutjanus viridis*). Las otras dos estaciones presentaron 3 especies exclusivas cada una. En el caso de Playa Blanca, las dos estaciones compartieron 20 especies, 13 fueron exclusivas de la estación profunda (*Caranx melampygus*, *Sargocentron suborbitalis*, *Thalassoma grammaticum*, *Gymnothorax flavimarginatus*, *G. undulatus*, *Scarus rubroviolaceus*, *Cephalopholis panamensis*, *Paranthias colonus*, *Rypticus bicolor*, *Canthigaster janthinoptera*, *Novaculichthys taeniorus*, *Halichoeres dispilus*, y *Myripristis leiognathus*) y tres especies exclusivas de la zona somera (*Acanthurus triostegus*, *Stethojulis bandanensis*, *Strongylura scapularis*). La riqueza promedio para La Ventana fue de 14,7 (Desviación Estándar = 3,3) y para Playa Blanca de 6.8 (D.E. = 3,5).

Labridae, Serranidae, y Pomacentridae (con seis, cinco y cuatro especies respectivamente) fueron las familias con mayor aporte de especies al arrecife de La Ventana, mientras que 10 familias estuvieron representadas por una sola especie (ver Anexo 7). En el caso de Playa Blanca la familia con mayor representación de especies fue Serranidae (4 especies) seguida por las familias Pomacentriadae y Labridae (cada una con tres especies).

A través de todos los censos implementados en La Ventana se registraron 8427 individuos, equivalentes a una densidad total promedio del arrecife de 780,3 ind/100m² (D.E.=839,9). Las estaciones externas (Norte y Sur) presentaron las densidades más altas (946,7 y 987,7 ind/100m², respectivamente) pero los índices de diversidad más bajos ($H' = 1,4$ en ambos

casos). Por su parte la densidad total de la estación Norte-Interna sólo fue de 406,4 ind/100m², pero el índice de diversidad alcanzó un valor de 1,8. Entre las dos nuevas estaciones de Playa Blanca se registraron 3.469 individuos, sin embargo el mayor aporte de abundancia se registró en la estación profunda donde la densidad total fue de 762,2 ind/100m² y el índice de diversidad de 1,3. La estación somera sólo registró 201,4 ind/100m² y un índice de diversidad de 1,06.

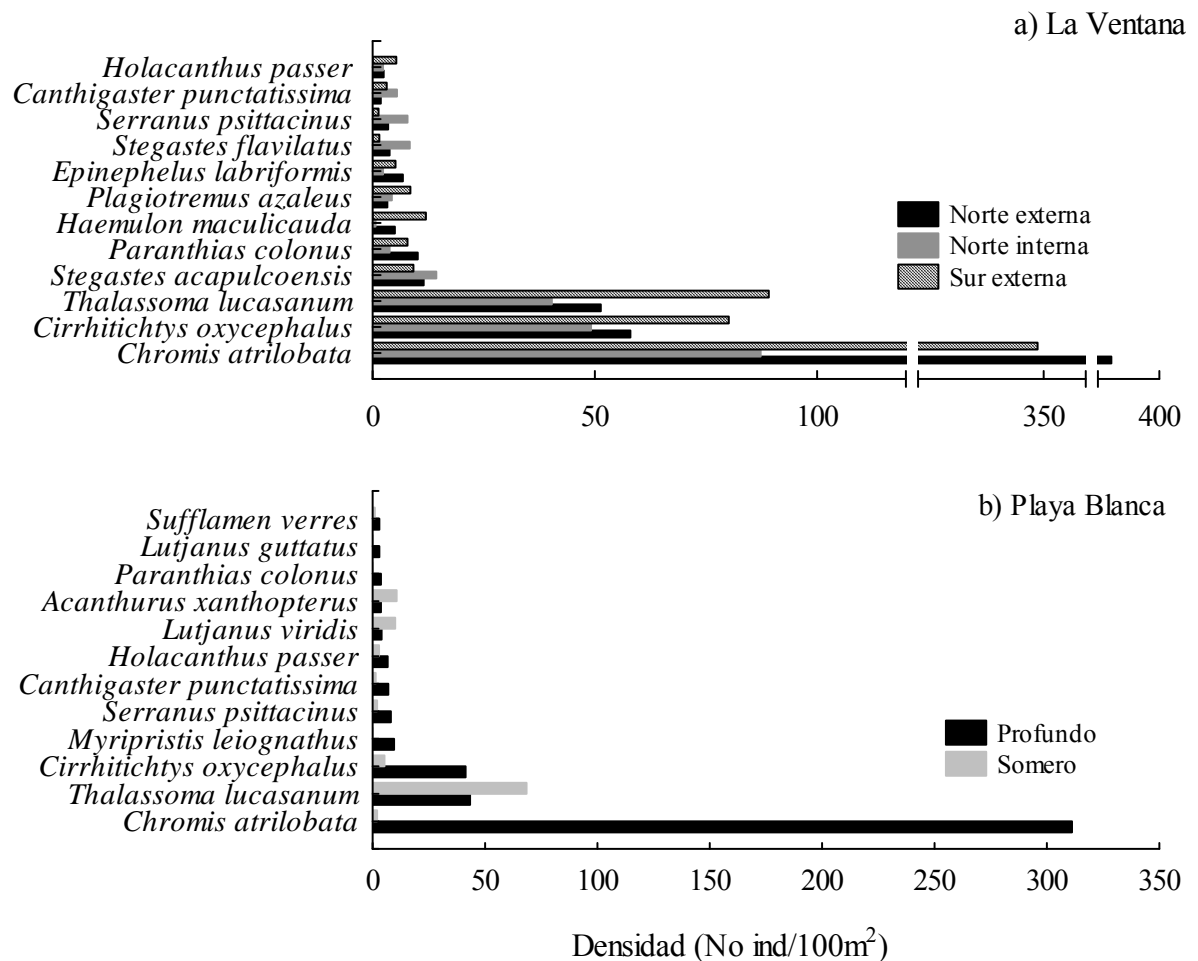


Figura 47. Densidad promedio (No. Ind/100m²) de las 12 especies que representan el 95% de la abundancia total de la comunidad de peces en La Ventana y Playa Blanca.

En general para los dos arrecifes (Playa Blanca y La Ventana) fueron pocas las especies dentro de la comunidad que presentaron elevadas abundancias. La mayoría de las especies presentaron densidades relativamente bajas, con menos de 2 ind/100m² (ver Anexo 7). Para

Playa Blanca y La Ventana sólo 12 especies dominantes representaron más del 95% de la abundancia (Figura 47). El pomacéntrido *C. atrilobata*, se destacó como la especie más abundante de ambos arrecifes, especialmente en las estaciones Norte-Externa de La Ventana y profunda de Playa Blanca, en donde representó aproximadamente el 68% de la densidad total registrada para cada estación.

4.3 DISCUSIÓN

De las 18 especies de coral reportadas para la isla por Zapata (2001a), en los transectos y estaciones instalados se observaron entre 1 y 4. Esta baja representatividad de la riqueza de especies se debe a que los nuevos puntos de monitoreo estaban dominados por pocillopóridos; sólo en dos de ellos se encontró el coral submasivo, *P. stellata* y en ninguno se registró la presencia de corales de crecimiento masivo de los géneros *Gardineroseris*, *Pavona* o *Porites* (Tabla 16).

La estructura de la comunidad béntica y salud arrecifal de los transectos que complementaron las estaciones previamente existentes de SIMAC así como la nueva estación instalada en la zona profunda del arrecife de Playa Blanca y las 3 estaciones caracterizadas en el arrecife de La Ventana, se asemeja a la que se observó en los arrecifes de La Azufrada (estaciones profundas) y Playa Blanca (estación somera y profunda) en el monitoreo del SIMAC llevado a cabo en el 2009, la cual presentó una alta cobertura coralina en buen estado y una baja cobertura algal. Un patrón contrario se observó en la estación somera instalada en Playa Blanca sur, el cual fue similar a lo observado en los últimos años en las estaciones de la misma zona en el arrecife de La Azufrada, es decir, baja cobertura coralina y alta cobertura algal. No obstante la cobertura de algas varió en el tipo de alga pues en las estaciones de monitoreo en La Azufrada somera fue mayor el porcentaje de cobertura de las algas tapete, mientras que en Playa Blanca sur somera fueron más abundantes las algas calcáreas incrustantes (Navas-Camacho *et al.*, 2009).

Por otra parte, aunque las especies coralinas más abundantes en este estudio en La Ventana (*P. capitata* y *P. damicornis*) fueron las mismas halladas por Palacio *et al.* (2008) en dicho

arrecife, estos autores reportaron dos especies, *P. elegans* y *Pavona clavus*, que no se observaron en el presente estudio. Con respecto a la composición y cobertura de las algas en el presente trabajo se registraron cuatro tipos de algas (Tabla 16) con un porcentaje total de cobertura de 9,2%, siendo las algas de tipo tapete las más abundantes, mientras que Palacio *et al.* (2008) reportaron un porcentaje de cobertura algal de 4,2%, siendo las algas incrustantes las más abundantes.

Contrario a lo observado para la riqueza de corales, la riqueza de erizos en este estudio estuvo relativamente bien representada pues se registraron más de la mitad de las especies reportadas para Gorgona (Cantera *et al.* 2001; Neira y Cantera 2005), siendo la estación externa ubicada en el extremo sur del arrecife de La Ventana la que presentó la mayor riqueza de especies (Tabla 17). En este estudio se presentaron dos especies, *Hesperocidaris asteriscus* y *Echinometra vanbrunti*, que no fueron registradas en el monitoreo de las estaciones de SIMAC en el 2009. Adicionalmente, mientras que en el monitoreo del 2009 *Diadema mexicanum* fue la especie con mayor abundancia, a en el presente estudio lo fue *Centrostephanus coronatus*.

En términos de los peces arrecifales, el presente muestreo en La Ventana permitió incorporar 8 especies nuevas (*Arothron hispidus*, *Apogon dovii*, *Caranx melampygus*, *Kyphosus elegans*, *Halichoeres notospilus*, *Mulloidichthys dentatus*, *Stegastes arcifrons*, y *Scorpaena mistes*) a la riqueza registrada anteriormente para este arrecife (Muñoz *et al.* 2008). Aunque la gran mayoría de especies reportadas coincidieron con los registros de Muñoz *et al.* (2008), no se registraron 5 especies encontradas anteriormente por estos autores en el arrecife.

En el caso de Playa Blanca, en las nuevas estaciones no se observaron 20 especies reportadas por Navas-Camacho *et al.* (2009). Teniendo en cuenta que el área de muestreo, y la diversidad y complejidad topográfica, no variaron mucho en relación con las estaciones previamente monitoreadas por Navas-Camacho *et al.* (2009), es extraño que los estimativos de riqueza calculados para Playa Blanca en este trabajo sean tan bajos. En cierta medida, es posible que la variación en la composición de especies fuera ocasionada por la diferentes

temporadas estacionales en que se realizaron los censos (Junio en el presente trabajo, y noviembre para Navas-Camacho *et al.* 2009), aunque lo más probable es que la poca visibilidad presente durante la mayoría de los censos en Playa Blanca haya dificultado la detección de algunas especies crípticas (e.g., familias Gobidae, Muraenidae, Apogonidae, Serranidae, Holocentridae) y muy móviles (i.e familias Carangidae, Lutjanidae, Haemulidae).

Por otro lado, la riqueza promedio de especies registrada para La Ventana (14.7 especies) es mucho menor a la reportada anteriormente para este mismo arrecife (≈ 28 especies; Muñoz *et al.* 2008). Sin embargo, gran parte de la variación en los estimativos de riqueza promedio, puede ser atribuida a las diferencias entre las metodologías de muestreo empleadas, ya que según Palacios (2010), los censos en transectos de 30×2 m, subestiman los registros de riqueza en comparación con los transectos de 50×5 m empleados por Muñoz *et al.* (2008). Teniendo en cuenta que los registros de riqueza total no varían mucho entre los dos estudios, es probable que si los censos se hubiesen realizado en transectos de 50×5 m, los estimativos de riqueza promedio no diferirían tanto de los registrados en el 2007 (Muñoz *et al.* 2008).

La estación Norte externa de La Ventana, a diferencia de las demás estaciones, presentó un número mayor de especies móviles, grandes y carnívoras como son los jureles (*Caranx melampygus*) y los pargos (*Lutjanus argentiventris*, *L. guttatus* y *L. viridis*). Es muy probable que la presencia de éstas especies depredadoras se encuentre relacionada con la importante fuente de alimentación que representan los grandes cardúmenes de *Chromis atrilobata* presentes en esta parte del arrecife ($2330 \text{ ind}/100\text{m}^2$). En general, las abundancias tan altas de *C. atrilobata* que se registraron en la zona exterior o profunda del arrecife (tanto de La Ventana como de Playa blanca), son normales ya que es común que los individuos de esta especie permanezcan en cardúmenes densos en la parte externa de los arrecifes, mientras se alimentan de plancton o escapan de depredadores (Alzate *et al.* 2007, Muñoz *et al.* 2008).

La presencia de pocas especies dominantes (principalmente *C. atrilobata*) y muchas especies raras, corresponde con el patrón de distribución Log-normal presente en las comunidades de peces de arrecifes coralinos y rocosos de Gorgona y del PET (Alzate *et al* 2007). Además, los resultados de este trabajo corresponden con resultados de estudios en el arrecife de La Azufrada de Gorgona (Alzate 2006), y “El Arrecife” de Malpelo (Alzate *et al.* 2007), en donde la mayoría de especies presentes pertenecen a la categoría trófica carnívora (Anexo 7). Sin embargo, es importante resaltar que la categoría de los planctívoros es la que presenta el mayor número de individuos, ya que la abundancia de *C. atrilobata* (planctívoro) es la más alta de todas las estaciones muestreadas y sus densidades suelen ser de dos a tres órdenes de magnitud más altas que las de otras especies.

En otro sentido, al comparar los estimativos poblacionales registrados para La Ventana (riqueza, densidad y diversidad), con los registros de otros arrecifes de Gorgona (La Azufrada, La Camaronera, y Playa Blanca; Alzate 2006, Muñoz *et al.* 2008 y Navas-Camacho *et al.* 2009) resulta evidente que la comunidad íctica del este arrecife presenta una complejidad y diversidad comparable con la presente en La Azufrada, uno de los arrecifes más diversos y desarrollados del Pacífico colombiano (Zapata 2001b). La inclusión del arrecife de La Ventana dentro del Sistema Nacional de Monitoreo de Arrecifes Coralinos en Colombia -SIMAC-, es una importante contribución al conocimiento de la comunidad íctica de Isla Gorgona, ya que a partir de este momento se podrá contar con registros periódicos de uno de los arrecifes más ricos y abundantes de peces arrecifales de la Isla.

5. IMPACTO DE PERTURBACIONES NATURALES (MAREAS BAJAS EXTREMAS Y SEDIMENTACIÓN)

5.1.1 METODOLOGÍA

Para evaluar el efecto de las mareas bajas extremas en el arrecife de La Azufrada, se establecieron seis cuadrantes permanentes de 3×3 m en tres sitios del arrecife (sur, centro y norte) separados entre sí por aproximadamente 100 m. En cada sitio se dispusieron dos cuadrantes, uno en la zona somera (Planicie arrecifal), expuesto al efecto de las exposiciones aéreas durante mareas bajas, y otro en la zona profunda (Talud arrecifal), no sujeto a exposiciones aéreas y que sirvió como control negativo.

Con el fin de obtener la topografía y cobertura de cada cuadrante, se delimitaron y fijaron los bordes sur y norte con tubos de aluminio de 3 m de largo, teniendo en cuenta que quedaran a un mismo nivel, lo cual se logró utilizando un nivel de gota. Un tercer tubo de 3 m marcado cada 20 cm se posicionó en el borde oriental del cuadrante, perpendicularmente a los dos tubos fijos (formando un cuadrado) y a lo largo de este tubo se midió la altura entre él y el sustrato y se registró el tipo de sustrato bajo este mismo punto (coral, algas tipo tapete e incrustantes y cascajo). Este procedimiento se realizó comenzando por el extremo sur y terminando en el norte y se repitió cada 20 cm desplazando el tubo marcado hacia el occidente hasta cubrir todo el cuadrante de 3×3 m. Con el objetivo de hacer correcciones de la profundidad por el cambio mareal, cada vez que se inició una serie de mediciones (primera medida en el lado sur) se tomó la profundidad a la altura de los tubos a nivel, utilizando un computador de buceo.

Las mediciones de topografía y cobertura se tomaron en dos ocasiones, la primera entre el 20 y el 24 de julio de 2009 y la segunda aproximadamente once meses después, entre el 28 de junio y el 2 de julio de 2010. Los datos de topografía tomados en ambos períodos fueron estandarizados tomando como referente el nivel de marea 0 (Mean Lower Low Water) por medio del programa para computador WXTide32, luego de lo cual se realizó el

levantamiento topográfico de los seis cuadrantes muestreados con el programa para computador Surfer 8.0 (Golden Software, Inc.). Posteriormente, se calculó la diferencia en la altura del sustrato entre las dos fechas de medición para cada punto medido con el fin de establecer las zonas de acreción y erosión, las cuales se graficaron con Surfer 8.0 teniendo en cuenta la magnitud de los cambios en la topografía.

La cobertura de los diferentes sustratos en cada cuadrante se estimó como el número de puntos en los que se registró cada tipo de sustrato dividido entre el número total de puntos medidos (256) por cien. Finalmente se evaluó la posible asociación entre el tipo de sustrato y el cambio en la topografía (acreción, erosión o ningún cambio) en cada cuadrante a través de análisis de tablas de contingencia y pruebas de bondad de ajuste (Chi-cuadrado) con el programa Statistica 8. De manera complementaria se tomaron fotografías de toda el área de cada cuadrante como referencia para futuros estudios o comparaciones.

5.1.2 RESULTADOS

La profundidad media de los cuadrantes evaluados respecto al nivel de marea 0 estuvo entre -29,0 y -90,2 cm en la zona somera y entre -72,9 y -145,9 en la profunda. Los sitios más susceptibles a los efectos producidos por las mareas bajas extremas fueron los ubicados en el sector norte y centro de la planicie, ya que presentaron la profundidad promedio más somera (Tabla 18). En los periodos evaluados el sustrato dominante tanto en la zona somera como en la profunda fue el coral vivo, excepto en la zona somera del año 2009 cuando cascajo (43,6%) y coral vivo (41,3%) presentaron valores similares. Por su lado, la cobertura de los diferentes tipos de sustrato a nivel espacial mostró que tanto algas tapete, incrustantes como cascajo fueron siempre mayor en la zona somera que en la profunda. Un patrón opuesto se observó en la cobertura de coral vivo, donde éste fue mayor en las zonas más profundas. A nivel temporal, se observó una disminución considerable en la cobertura de cascajo en el segundo muestreo, en especial en la zona somera, donde pasó del 43,6% ($\pm 13,5$) en 2009 al 5,1% ($\pm 1,6$) en 2010 (Figura 48).

Tabla 18. Valores medios (\pm D.E.) y máximos de la profundidad con respecto al nivel de marea cero en cada cuadrante de 3×3 m.

Año	Cuadrante	Profundidad media (cm)	Profundidad max. (cm)
2009	Norte Somero	$-29,2 \pm 7,5$	-58,0
	Centro Somero	$-36,1 \pm 8,6$	-59,0
	Sur Somero	$-90,2 \pm 8,5$	-116,0
	Norte Profundo	$-145,9 \pm 13,0$	-178,0
	Centro Profundo	$-76,6 \pm 8,9$	-101,0
	Sur Profundo	$-126,2 \pm 14,6$	-162,0
2010	Norte Somero	$-29,0 \pm 6,8$	-54,5
	Centro Somero	$-37,3 \pm 7,6$	-67,5
	Sur Somero	$-87,3 \pm 7,1$	-116,0
	Norte Profundo	$-144,9 \pm 12,6$	-171,0
	Centro Profundo	$-72,9 \pm 8,7$	-99,0
	Sur Profundo	$-121,8 \pm 14,6$	-155,0

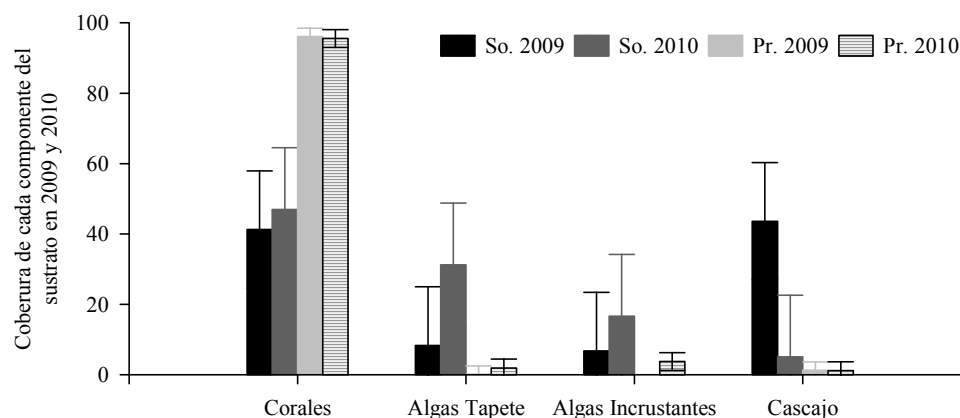


Figura 48. Porcentaje promedio de cobertura de corales, algas tapete, algas incrustantes y cascajo en la zona somera (So. 2009, So. 2010) y profunda (Pr. 2009, Pr. 2010) en 2009 y 2010. Las barras verticales indican intervalos de confianza del 95%.

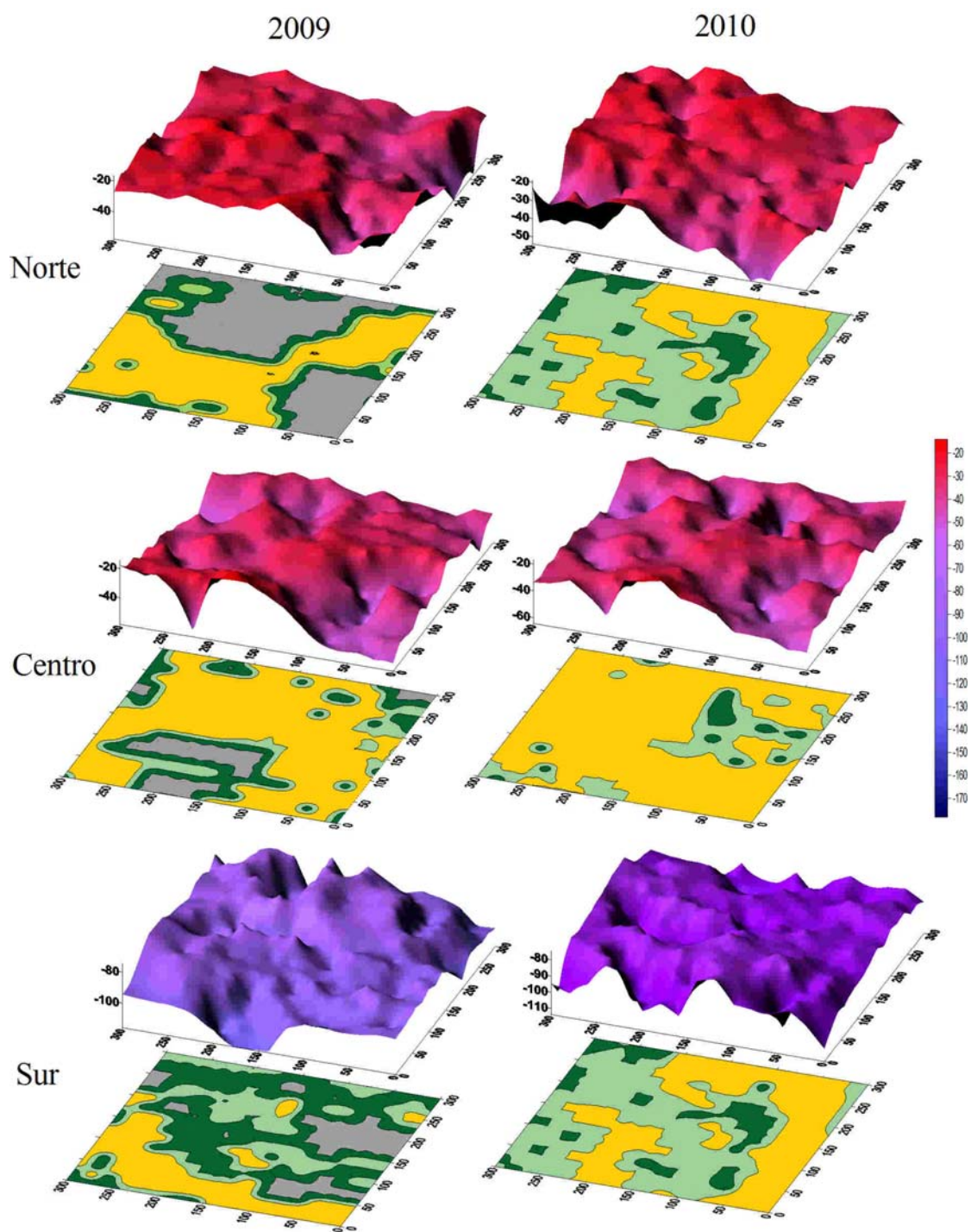


Figura 49. Levantamiento topográfico (arriba) y categorías del sustrato (abajo) en cada uno de los cuadrantes de la zona somera (expuesta a las mareas bajas extremas) en 2009 y 2010. Las categorías de sustrato se representan como Coral (amarillo), algas calcáreas incrustantes (verde claro), algas tapete (verde oscuro) y cascajo (gris). Área cuadrante 9m². El eje “y” se encuentra en dirección Sur; el “x” en dirección Este (mar-adentro).

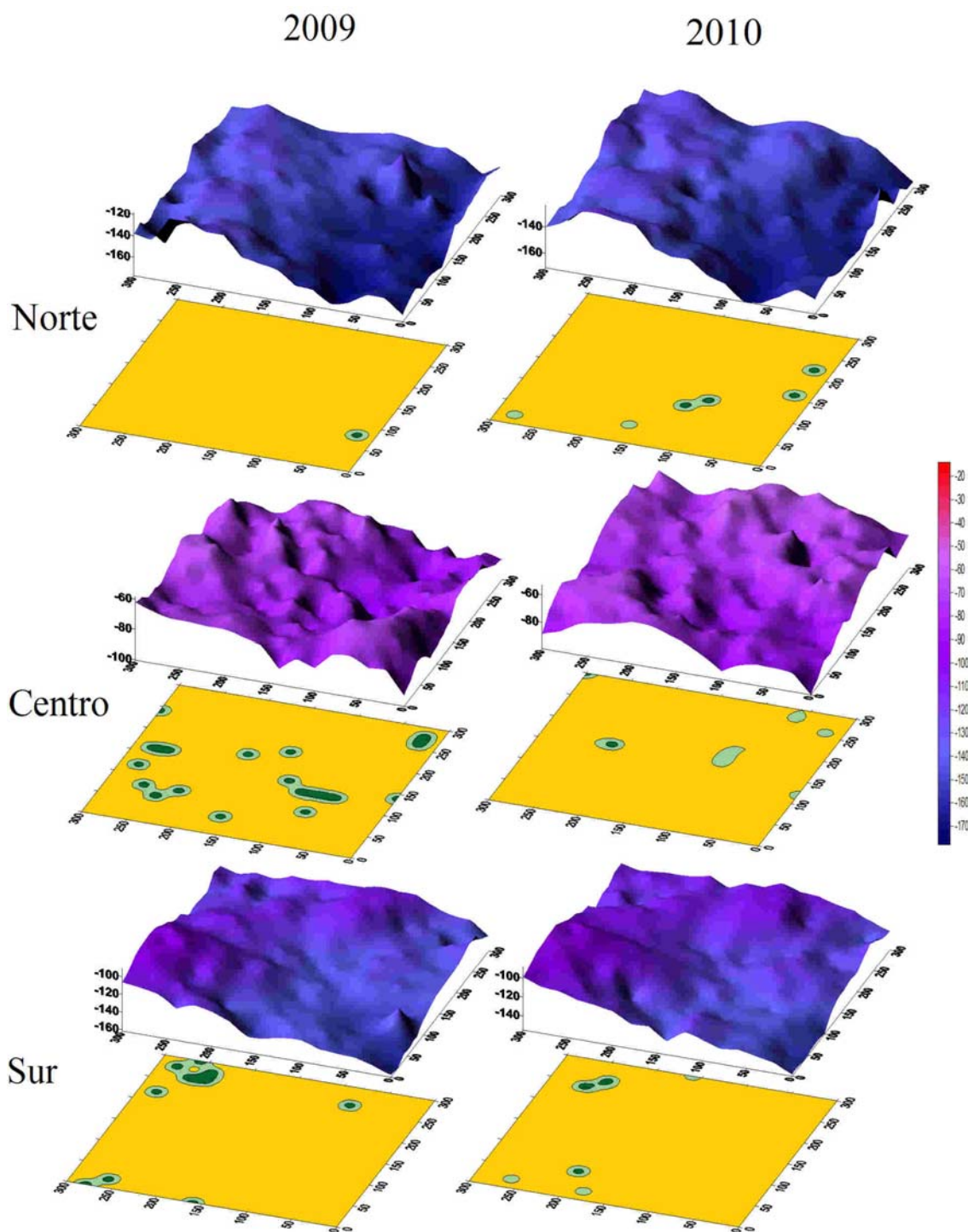


Figura 50. Levantamiento topográfico (arriba) y categorías del sustrato (abajo) en cada uno de los cuadrantes de la zona profunda (control) en 2009 y 2010. Las categorías de sustrato se representan como Coral (amarillo), algas incrustantes (verde claro) y algas tapete (verde oscuro). Área cuadrante 9m². Eje “y” se encuentra en dirección Sur; eje “x” en dirección Este (mar-adentro).

Mediante la estandarización de la topografía de los cuadrantes con respecto al nivel de marea 0 y el análisis del cambio en ésta, se encontró que los cuadrantes ubicados a menor profundidad (Tabla 18; Figura 49) presentaron la mayor proporción de área erosionada (46,1% cuadrante del norte y 56,3% cuadrante central de la zona somera; Figura 51). Mientras que la mayor proporción de área de acrecimiento se obtuvo en los cuadrantes norte (62,9%) y sur (92,2%) de la zona profunda (Figura 51), que a su vez fueron los que presentaron una mayor profundidad media (Tabla 18). A pesar de estar en zonas diferentes, la profundidad de los cuadrantes sur de la zona somera y centro de la zona profunda fue intermedia (Tabla 18), así como el cambio en su topografía, indicando que no hubo mayor grado de erosión y acreción (Figura 51).

La relación entre el proceso asociado al cambio de topografía (acrecimiento y erosión) y el tipo de sustrato (coral, alga tapete, alga calcárea incrustante y cascajo) fue significativa en los cuadrantes somero y profundo del sitio norte (Tabla 19). En el cuadrante norte somero se observó una asociación entre el acrecimiento y la presencia de cascajo, mientras que en el norte profundo esta asociación se dio entre el acrecimiento y la presencia de coral.

Tabla 19. Asociación del tipo de sustrato con los procesos de acrecimiento, erosión o ninguno en los seis cuadrantes muestreados.

Cuadrante	Chi - cuadrado	<i>p</i>	Asociación
Norte somero	27,28	<0,0001	Acrecimiento – Cascajo
Centro Somero	0,51	0,64	-
Sur Somero	7,73	0,26	-
Norte Profundo	24,67	<0,0001	Acrecimiento – Coral
Centro Profundo	1,56	0,7	-
Sur Profundo	0,22	0,90	-

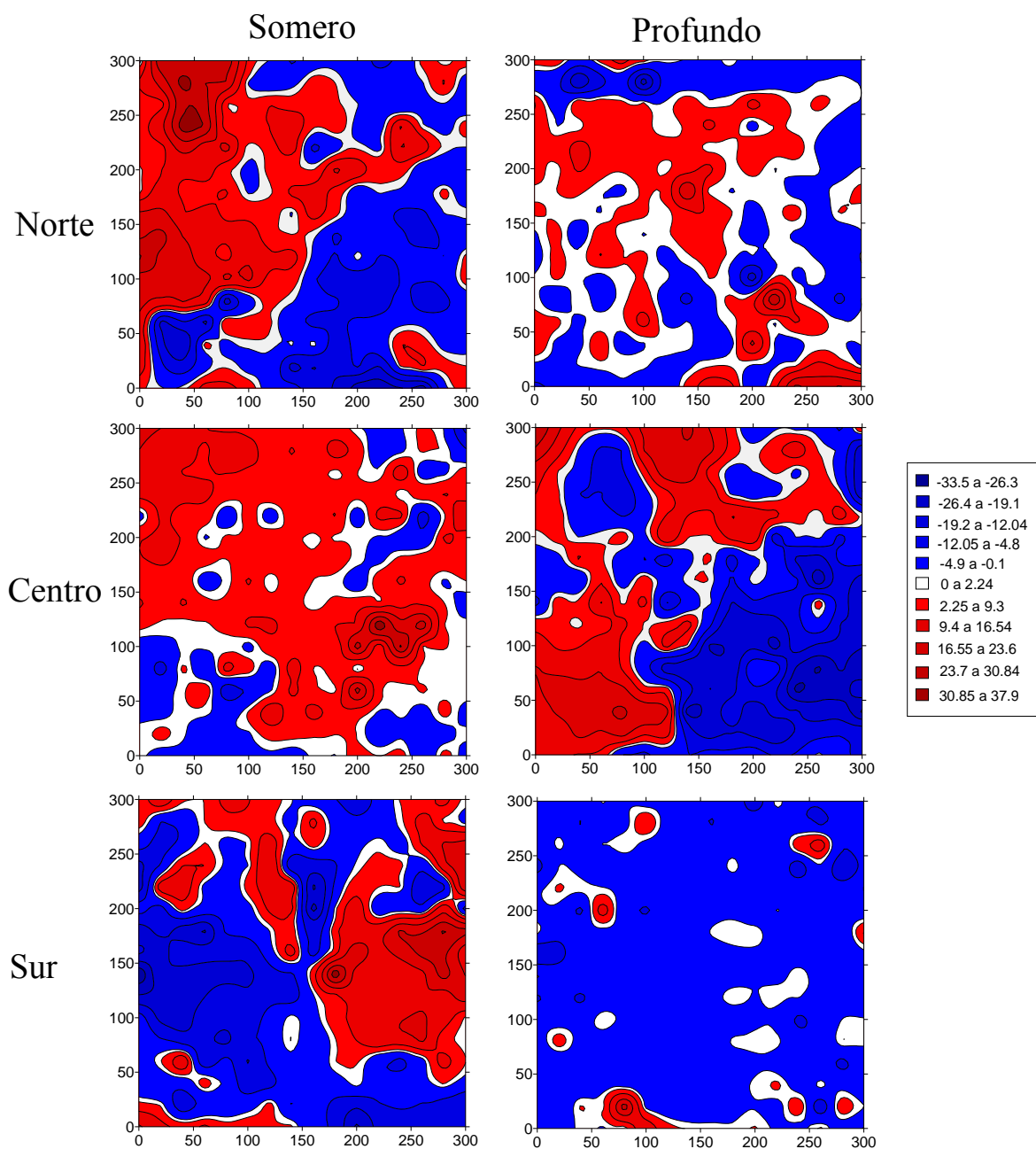


Figura 51. Diferencias entre las mediciones de las profundidades tomadas en Julio de 2009 y en Julio de 2010. El color rojo representa erosión (diferencias negativas), el azul acrecimiento (diferencias positivas) y el blanco donde no hubo cambio en la topografía.

5.1.3 DISCUSIÓN

Para Gorgona, las exposiciones aéreas de los corales se presentan cuando la marea desciende aproximadamente -30 cm con respecto al nivel de marea cero (Zapata y Vargas-Ángel 2003). El hecho de que en esta zona la marea alcanzó valores de hasta 50 cm por debajo del datum mareal entre enero y abril del 2010 (IDEAM, 2009), podría ser una explicación del cambio observado en la cobertura de los cuadrantes evaluados en la zona somera para el año de estudio, especialmente aquellos ubicados en el norte y sur, en los cuales aumentó la cobertura de algas tapete e incrustante y disminuyó la cobertura coralina (Figura 49). La relación entre exposición aérea y disminución en cobertura coralina fue evidenciada por Anthony y Kerswell (2007), quienes en islas Orpheus y Pelorous (Australia) encontraron que después de un evento de mareas bajas extremas, el 79% de las colonias de pocillopóridos presentaron signos de blanqueamiento y mortalidad.

Junto con los cambios en cobertura coralina y algal (tapete e incrustante) se reportó una drástica disminución en la cobertura de cascajo entre el 2009 y 2010 para la zona somera (Figura 48). Estos cambios en la cobertura del sustrato podrían estar reflejando el proceso de sucesión donde posterior a un evento de mareas bajas extremas el cascajo y coral muerto son colonizados por las algas tapete y posteriormente por algas incrustantes (Zapata *et al.* 2001). La posibilidad de documentar el avance de este proceso hace de gran interés continuar con el seguimiento tanto de la topografía como de la cobertura de estos cuadrantes. Sin embargo, debe tenerse en cuenta que de acuerdo a los resultados de reproducibilidad de los métodos de monitoreo realizados en este trabajo (ver capítulo 3), diferentes investigadores pueden obtener estimaciones significativamente diferentes de los porcentajes de algas y cascajo en un mismo sitio. Ya que los datos de cobertura fueron tomados en ambos muestreos por investigadores diferentes, y que adicionalmente se observan cambios en la disposición de todas las categorías del sustrato en los cuadrantes someros entre un año y el otro (Figura 49), la hipótesis de la sucesión en la comunidad béntica debe examinarse con cuidado, teniendo en cuenta el posible efecto del cambio de investigador y las imprecisiones del método.

La coherencia presentada entre las mayores zonas acrecimiento arrecifal con la profundidad media de los cuadrantes evaluados (Figura 51), se corroboró con la asociación encontrada entre el acrecimiento y la presencia de coral (Tabla 19). Estos resultados sugieren que al no estar sometidas a eventos de mareas bajas extremas, en las zonas más profundas los corales continúan aportando al desarrollo vertical de la estructura arrecifal. Caso contrario se presentó en la zona somera, donde se evidenciaron las mayores aéreas de erosión arrecifal, lo que indicaría que tras la muerte de los corales por su exposición aérea, el andamio arrecifal comienza a erosionarse permitiendo que aumente la profundidad a la que se encuentra el sustrato. Sin embargo para esta zona, la única asociación observada fue entre el acrecimiento y el cascajo (Tabla 19). Esta asociación puede deberse a que el acrecimiento registrado fuera dado por la acumulación de escombros en algunos de los puntos de la medición de profundidad y sea el producto del desplazamiento de escombros ocasionado por las corrientes.

En conclusión, para comprender mejor el efecto de las mareas bajas extremas sobre los arrecifes, el impacto que tienen sobre los corales, el proceso de sucesión que sigue a su muerte y la posible recuperación de la cobertura de coral, debe continuarse documentando de manera periódica los cambios en la profundidad y composición de la comunidad béntica de la zona somera de los arrecifes de la isla. Para lograrlo deben hacerse algunos ajustes a la metodología usada, encaminados a mejorar la precisión de los datos tomados.

5.2 SEDIMENTACIÓN

5.2.1 METODOLOGÍA

Para estimar la tasa de sedimentación y su variación espacial en el arrecife de La Azufrada, se ubicaron cinco trampas de sedimento en cada una de tres zonas arrecifales (Trasarrecife, Planicie, Talud), las cuales fueron fijadas en varillas de acero inoxidable separadas entre sí por 26 m. Las trampas se instalaron en sentido sur-norte, siendo la trampa 1 de cada zona la ubicada al sur del arrecife. Este procedimiento se llevó a cabo en tres épocas: 1) Julio de

2009, 2) Octubre de 2009, y 3) Julio 2010. En las dos primeras épocas, las trampas utilizadas presentaron una relación alto-diámetro 3:1 (24 - 8 cm) y tenían un embudo en la abertura, la cual se encontraban a 50 cm del sustrato (Figura 52).

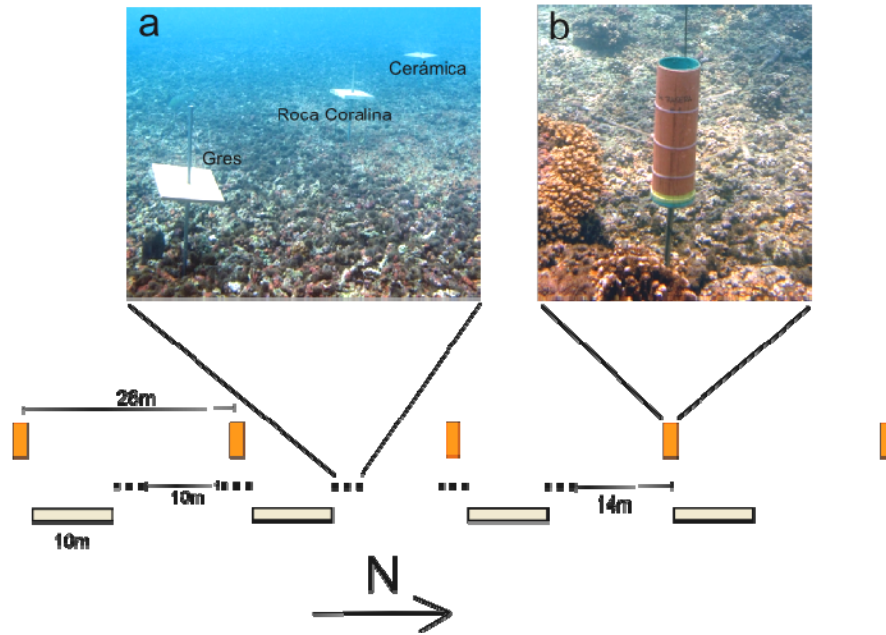


Figura 52. Diagrama de ubicación de las trampas de sedimento (rectángulos anaranjados), placas de asentamiento (cuadros negros) y transectos en sustrato natural para cuantificar reclutas de coral (rectángulos grises) en el arrecife de La Azufrada, PNN Isla Gorgona. Foto de a) juego de placas de asentamiento y b) trampa de sedimento.

Para estimar las tasas de sedimentación durante Julio del 2010, la metodología fue modificada. Para optimizar la captura del sedimento se utilizó el modelo de trampas propuestas por Moshchenko (2001) en las que se aumentó la relación alto-diámetro a 5:1 (45 - 8 cm) y se eliminó el uso de los embudos. Esto permite obtener una estimación más adecuada del sedimento suspendido que potencialmente se puede asentar sobre el sustrato. Adicionalmente, en esta ocasión se evaluó la resuspensión del sedimento, ya que mediante este proceso el sedimento que llega al fondo es nuevamente incorporado a la columna de agua (i.e., es resuspendido) por la acción hidrodinámica de las corrientes, el oleaje o la turbulencia (Guillén *et al.* 2000), y por tanto afecta la cantidad de sedimento que realmente se deposita en el fondo.

Según argumenta Moshchenko (2001), en los casos de fuertes corrientes horizontales, dentro de trampas con una relación alto-diámetro menor a cinco se forma una zona tranquila que la separa de la superficie y evita la resuspensión del sedimento. En estas condiciones, la cantidad de sedimento depositado en el fondo de la trampa es en realidad la más alta medida posible de la tasa de sedimentación (Glushchenko, 1998), lo que en este trabajo llamamos tasa máxima de sedimentación. En consecuencia, para tomar los datos en Julio de 2010 se instalaron dos trampas en cada varilla presente en los mismos sitios donde fueron ubicadas las trampas de los dos primeros muestreos. Una de las trampas tenía una relación alto-diámetro 5:1 (45 - 8 cm; trampa A), con la cual se halló la tasa máxima de sedimentación. La otra tenía una relación alto diámetro 1:2 (4 - 8 cm; trampa B), con que cual se halló la tasa neta de sedimentación (Figura 53). Con este tipo de trampas donde la relación alto-diámetro es menor a uno, la cantidad de sedimento capturado bajo condiciones de aguas turbulentas es menor (Moshchenko 2001), debido a que su tamaño permite la resuspensión y lo encontrado en las trampas corresponde efectivamente al sedimento que se ha depositado en el fondo y no se ha resuspendido.

La diferencia entre la tasa máxima de sedimentación (trampa A: la cual, además de sedimento depositado, contiene el sedimento resuspendido en la columna de agua) y la tasa neta de sedimentación (trampa B: la cual sólo tiene el material depositado en el fondo) se estima la tasa de resuspensión.

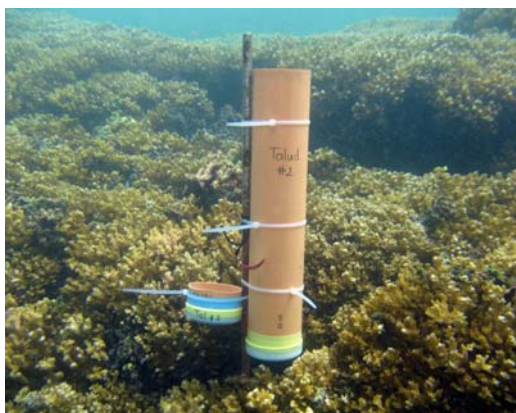


Figura 53. Juego de trampas de sedimentación usadas en el muestreo de Julio de 2010. A la derecha Trampas A con relación alto-diámetro 5:1 para calcular la tasa máxima de sedimentación. A la izquierda Trampas B con una relación alto diámetro 1:2 para calcular la tasa neta de sedimentación.

Posterior a su recolección, el contenido de las trampas fue filtrado y el sedimento obtenido se secó a una temperatura de 60°C por 36 horas, para luego ser pesado. Con el peso seco del sedimento obtenido en cada trampa, se estimó: 1) la tasa máxima de sedimentación ($\text{g.m}^2.\text{día}^{-1}$) para las trampas con relación 3:1 y 5:1, y 2) la tasa neta de sedimentación para las trampas con relación 1:2, con la siguiente ecuación:

$$\text{Tasa máxima de sedimentación} = \left(\frac{(\text{peso} / \text{área})}{\text{tiempo de exposición}} \right) \times 24$$

donde peso es el peso seco del sedimento colectado en cada trampa en gramos, área es el área de la boca de la trampa en m^2 , y el tiempo de exposición es el número de horas que estuvo expuesta cada trampa.

5.2.2 RESULTADOS

Las tasas de sedimentación máximas encontradas en las tres zonas del arrecife y en los tres periodos de muestreo fueron variables. Durante 2009 se encontraron tasas entre 2,2 y 8,2 $\text{g m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ en el mes de julio y entre 4,1 y 6,3 $\text{g m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ en el mes de octubre. Las tasas de sedimentación obtenidas en julio de 2010 fueron mayores y oscilaron entre 11,2 y 17,1 $\text{g m}^{-2} \text{ día}^{-1}$. A pesar de que el patrón de sedimentación entre las zonas se mantuvo en los dos muestreos de Julio, la cantidad de sedimento aumentó notablemente en 2010 en comparación con el colectado en 2009 (Figura 54).

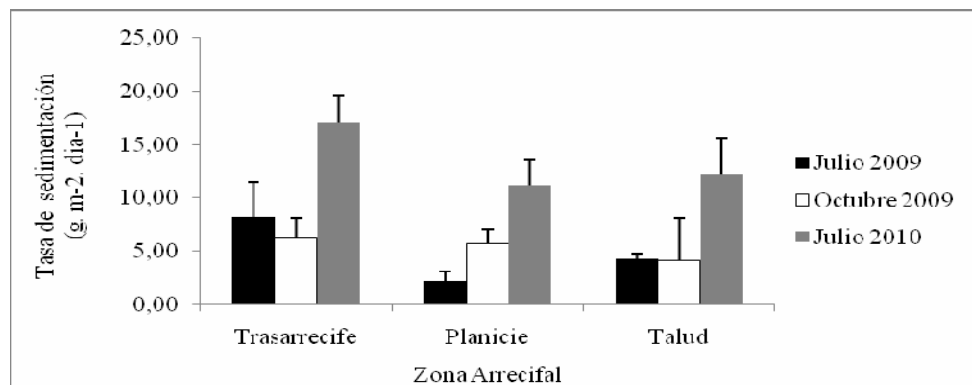


Figura 54. Tasas de sedimentación máximas promedio de las tres zonas arrecifales de La Azufrada PNN Isla Gorgona, en tres épocas (Julio 2009, Octubre 2009 y Julio 2010).

Las tasas de resuspensión evaluadas en Julio de 2010 indican que la cantidad real de sedimento depositado en el fondo (sedimentación neta) es mucho menor a la sedimentación máxima evaluada, debido a que la resuspensión del sedimento alcanza a ser del 75,1% en la planicie y del 73,1% en el talud. Aunque el porcentaje de resuspensión en el trasarrecife es mucho menor (52,8%) sigue siendo significativo (Figura 55).

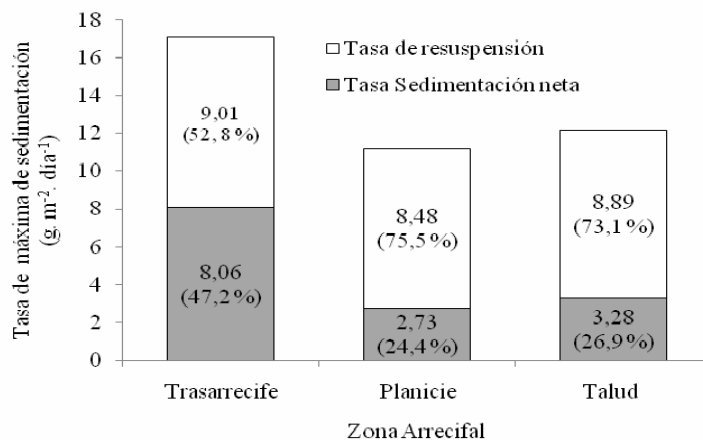


Figura 55. Tasa de sedimentación máxima promedio y tasas y porcentajes de resuspensión y sedimentación neta promedio en tres zonas arrecifales de La Azufrada, PNN Isla Gorgona, durante Julio de 2010.

5.2.3 DISCUSIÓN

Las tasas de sedimentación encontradas en este trabajo fueron muy bajas en comparación con las encontradas en el mismo arrecife por Lozano-Cortés *et al.* (*sin publicar*), las cuales correspondieron a $30,3 \pm 9,4 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ en el trasarrecife, $25,2 \pm 5,7 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ en la planicie y $34,3 \pm 8,1 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ en el talud. Sin embargo, en general las tasas de sedimentación reportadas para Gorgona son bajas ($< 40 \text{ g m}^{-2} \text{ día}^{-1}$) en comparación con otras zonas del Pacífico colombiano pero corresponden con las tasas de sedimentación comúnmente reportadas para áreas en las que no existe intervención antrópica ($1 - 100 \text{ g m}^{-2} \text{ día}^{-1}$; Rogers 1990). Estas tasas de sedimentación se encuentran dentro del rango ($10 - 100 \text{ g m}^{-2} \text{ día}^{-1}$) en el que Pastorak y Bilyard (1985) reportan un impacto leve a moderado para los corales. Se considera que la sedimentación tiene efectos moderados a severos sobre los corales cuando las tasas son de $100 \text{ a } 500 \text{ g m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ y severos a catastróficos cuando es mayor a $500 \text{ g m}^{-2} \text{ día}^{-1}$.

Aunque la tolerancia a la sedimentación depende mucho de las especies coralinas (Stafford-Smith y Ormond 1992) y de cómo éstas se han adaptado a las condiciones particulares de cada localidad (Anthony y Larcombe 2000), podemos presumir que el efecto de la sedimentación sobre los corales de La Azufrada es leve, pues además de que la sedimentación en el arrecife es baja, el género dominante (*Pocillopora*) se ha reportado como de baja o moderada sensibilidad a la sedimentación (Pastorak y Bilyard 1985), y que en particular la especie *P. damicornis* realiza una remoción de sedimento altamente efectiva (Stafford-Smith y Ormond 1992).

La evaluación de las tasas de sedimentación y resuspensión mostraron que en el arrecife de la Azufrada la mayor sedimentación neta se da en la zona del trasarrecife, probablemente porque allí existe una mayor disponibilidad de sedimento (o mayor tasa de sedimentación máxima) por su cercanía a la costa de la isla, y además porque allí la resuspensión es menor ya que por su posición protegida en el arrecife esta es una zona de bajo hidrodinamismo. En contraste, en la planicie y el talud se presenta una menor sedimentación neta ya que por un lado la disponibilidad de sedimento (o tasa de sedimentación máxima) es menor y, por otro lado, las tasas de resuspensión son altas al ser zonas de mayor hidrodinamismo: la planicie, por ser la parte más elevada del arrecife, está más expuesta a los efectos del oleaje, mientras que el talud es una zona frecuentemente afectada por fuertes corrientes.

En los dos muestreos realizados en el mes de Julio (2009 y 2010) se observaron tasas de sedimentación mayores en el talud que en la planicie (Figura 54). Teniendo en cuenta que las tasas más altas de sedimentación están asociadas a la fuente de sedimento (Acevedo *et al.* 1989), en el caso de Gorgona se puede pensar que la escorrentía por la pluviosidad en la isla es un factor determinante de la sedimentación en el trasarrecife. Por otro lado, es posible que la influencia de la pluma turbia que llega desde el continente afecte la sedimentación en el talud. Giraldo *et al.* (2008) han sugerido que además del efecto directo de la precipitación en la isla ($4.000-8.000 \text{ mm}\cdot\text{año}^{-1}$), existe un efecto del agua continental que llega desde el delta del río Patía-Sanquianga que se encuentra a 50 km de Gorgona y que presenta una de las mayores descargas de sedimento en el Pacífico Colombiano ($14 \times 10^6 \text{ t año}^{-1}$; Restrepo y Kjerfve 2000). Sin embargo, este argumento debe considerarse con

cuidado pues otros estudios (e.g., Jordan *et al.* 2010) atribuyen la variación espacial de la sedimentación al tamaño de las partículas o a la profundidad de las diferentes zonas del arrecife, y además, descartan la influencia de las fuentes de sedimento en los resultados de las tasas.

Finalmente, se registró un aumento significativo en las tasas de sedimentación máximas obtenidas en el último muestreo (Julio de 2010). Aunque no puede descartarse la influencia de algún factor ambiental que haya provocado el aumento de la disponibilidad de sedimento en el arrecife (e.g., diferencias en la pluviosidad entre las dos épocas, aumento de la influencia de agua continental), es también posible que las tasas de sedimentación máximas registradas hayan aumentado principalmente por las modificaciones realizadas en las trampas grandes (tipo A; eliminación del embudo y aumento de relación alto-diámetro) que maximizaron la cantidad de sedimento capturado y mantenido dentro de la trampa.

El modelo de trampas usado en 2009 fue remplazado por el de Moshchenko (2001), pues se ha discutido que el primero sobre-estima las tasas de sedimentación reales (o netas), al no considerar el efecto de la resuspensión del sedimento que ocurre normalmente bajo condiciones naturales. Este sesgo pudo percibirse en las menores tasas de sedimentación netas obtenidas a través de las trampas tipo B ($< 9 \text{ g m}^{-2} \text{ día}^{-1}$) respecto a las trampas tipo A del último muestreo y a las trampas sencillas usadas en los dos primeros muestreos. Tomando en cuenta estos factores, las trampas usadas en 2010 resultan ser más efectivas, ya que proveen estimaciones de la resuspensión y la sedimentación neta adicionales a la sedimentación máxima, que es la única que puede estimarse con el uso de las trampas simples.

6. POTENCIAL DE RECUPERACIÓN NATURAL (ELASTICIDAD) POR RECLUTAMIENTO CORALINO

6.1. METODOLOGÍA

Con el fin de examinar la viabilidad del uso de sustratos artificiales para documentar los patrones de variación espacial y temporal del reclutamiento coralino se instalaron en cada una de tres zonas arrecifales (Trasarrecife, Planicie y Talud) cinco juegos de placas para el asentamiento coralino, separados entre sí por 10 m. Cada juego constó de una placa de gres, una de roca coralina y una de cerámica de 20×20 cm, separadas por 1 m de distancia entre ellas (Figura 52a). Las placas estuvieron en el agua por un lapso de 12 meses (Julio 2009 - Julio 2010), luego de lo cual se recogieron y se sumergieron en hipoclorito de sodio por 18h, con el fin de remover el tejido vivo, para finalmente ser revisadas con un estereoscopio. Finalmente, en cada placa se estimó la densidad ($\text{ind}/400 \text{ cm}^2$) de invertebrados asentados así como el porcentaje de cobertura de invertebrados coloniales y algas calcáreas presentes en cada una ellas.

Para cuantificar los reclutas coralinos en sustrato natural, en cada zona arrecifal se establecieron cuatro transectos permanentes de 10×2 m, separados entre ellos por 16 m aproximadamente (Figura 52). Cada transecto fue mapeado ubicando la posición y el tamaño de las colonias juveniles de coral. Se consideraron como juveniles las colonias de diámetro $< 5,5$ cm (Kenyon 2008). Este procedimiento se llevó a cabo en Julio 2009 y Mayo 2010. La construcción de los mapas de distribución de juveniles coralinos en sustrato natural se realizó con el software Surfer 8.0 (Golden Software, Inc.). La variación espacio-temporal en densidad y tamaño de juveniles se analizó con un ANOVA ($\alpha = 0,05$) de medidas repetidas y pruebas de Tukey ($\alpha = 0,05$) cuando se encontraron diferencias significativas con el análisis de varianza. Para realizar el análisis estadístico los valores de densidad fueron transformados a la raíz cuadrada del valor original.

6.2. RESULTADOS

6.2.1 Reclutamiento en sustrato artificial

No se observaron reclutas coralinos en ninguna de las placas de asentamiento que permanecieron instaladas en el arrecife durante el año de estudio. Sin embargo, las placas presentaron principalmente en la superficie inferior balanos, briozoarios, ostras, poliquetos, serpúlidos, vermétidos y bivalvos. En términos generales, en el trasarrecife y el talud el material que presentó la densidad promedio de invertebrados más alta fue la cerámica, siendo esta de $11,9 \pm 16,1$ ind/placa y $12,9 \pm 14,6$ ind/placa, respectivamente. En la planicie el material que presentó mayor densidad de individuos fue el gres ($11,9 \pm 21$ ind/placa) y por ende la roca coralina fue el material con menor densidad de invertebrados en las tres zonas. Los balanos y los briozoarios fueron los invertebrados con mayor densidad de individuos y los vermétidos los que obtuvieron la menor densidad en todas las zonas y con todos los materiales probados (Figura 56).

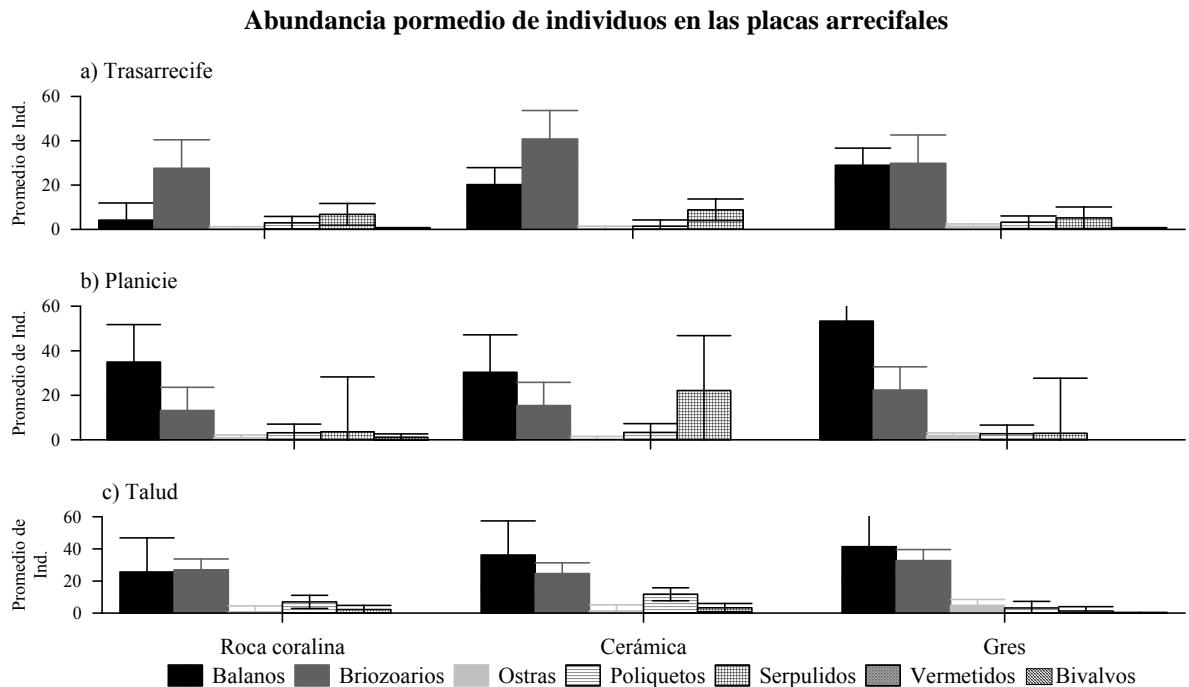


Figura 56. Abundancia media de individuos (ind./placa) de invertebrados presentes en la superficie inferior de las placas en a) Trasarrecife, b) Planicie, y c) Talud. Las barras verticales indican intervalos de confianza del 95%

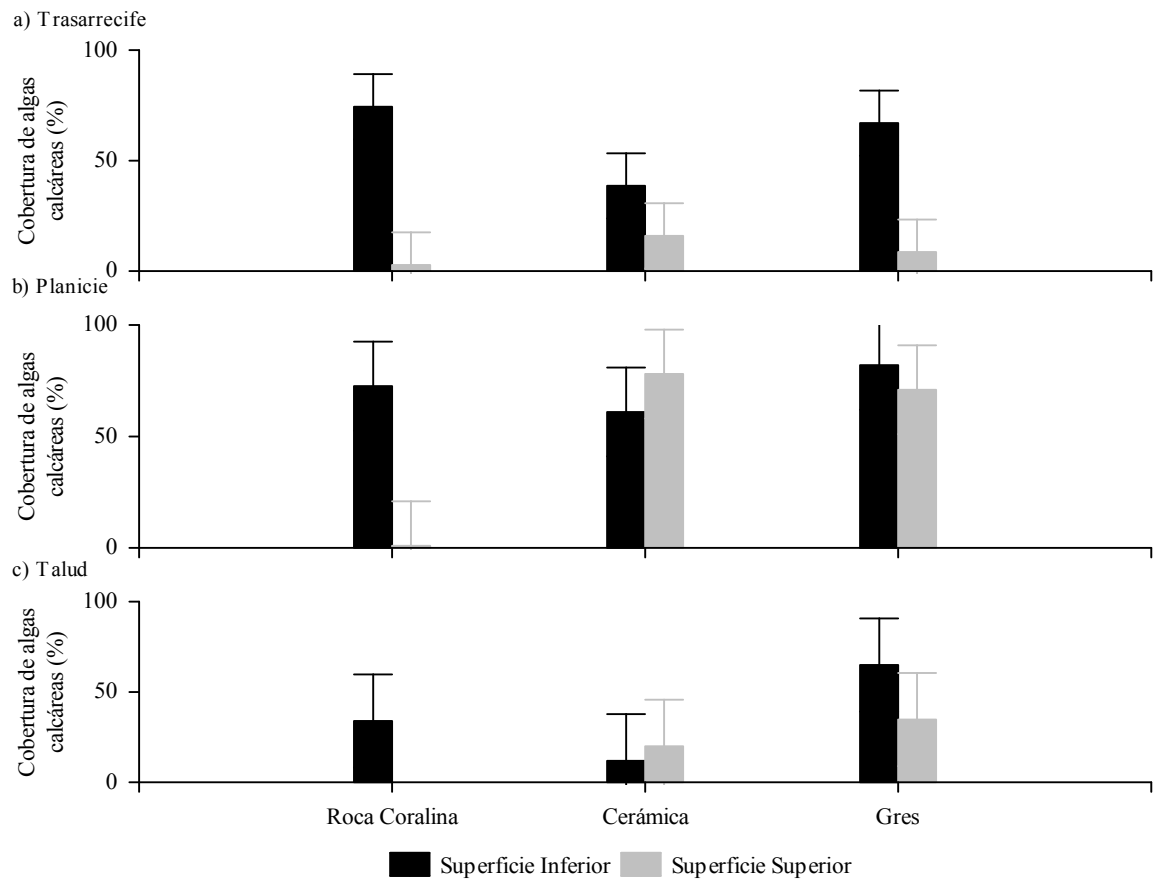
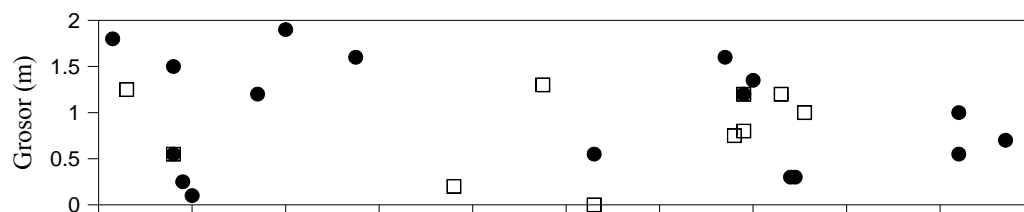


Figura 57. Cobertura promedio de algas calcáreas en las dos superficies de las placas de roca coralina, cerámica y gres en a) Tras arrecife, b) Planicie, y c) Talud. Las barras denotan el intervalo de confianza del 95%.

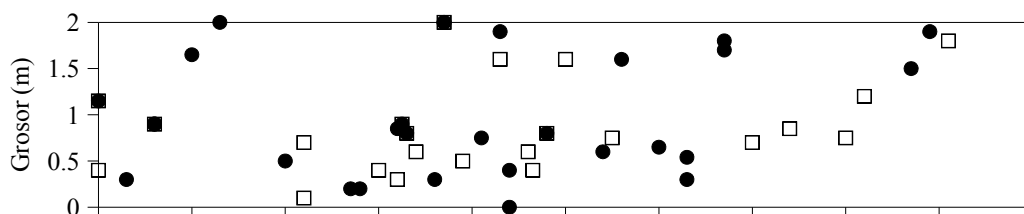
6.2.2. Reclutamiento en sustrato natural

En el sustrato natural, el arrecife de La Azufrada presentó una abundancia mayor de juveniles coralinos en el talud (Figura 58) que en la planicie (Figura 59) o en el trasarrecife (Figura 60). En términos de densidad de reclutas de coral, se encontraron diferencias entre las zonas arrecifales ($p = 0,021$), con una mayor densidad de reclutas en el talud y menor en el trasarrecife. Sin embargo, también se observó una interacción significativa entre años y zona arrecifal ($p = 0,019$) ya que tanto en el trasarrecife como en la planicie la densidad de reclutas fue mayor en 2010 que en 2009, mientras que en el talud ocurrió lo contrario (Figura 48). Específicamente las diferencias se observaron entre la densidad de juveniles hallada en el trasarrecife en el 2009 y en el talud en el 2009 (Tukey: $p = 0,02$; Figura 61).

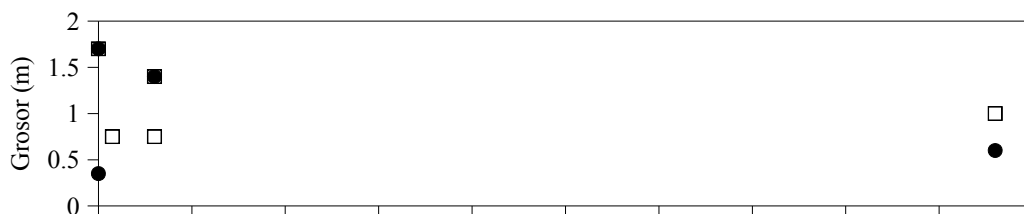
Transecto 1



Transecto 2



Transecto 3



Transecto 4

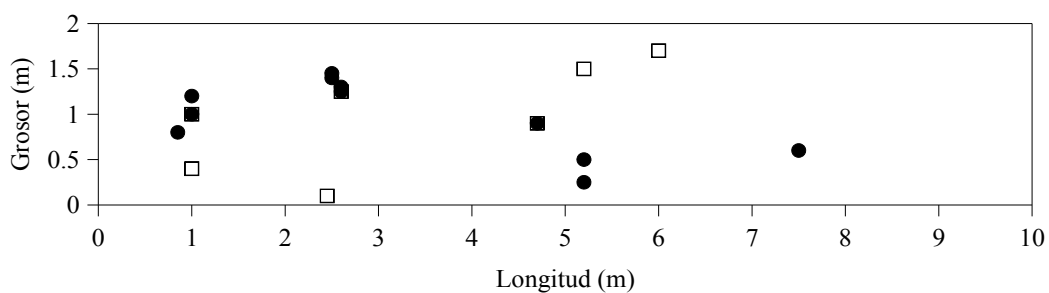


Figura 58. Mapa de ubicación de los juveniles de coral en los transectos de sustrato natural en el talud de arrecife de la Azufrada, PNN Gorgona. ● = colonias muestreadas en el 2009, □ = colonias muestreadas en el 2010, ■ = colonias muestreadas en el 2009 y 2010.

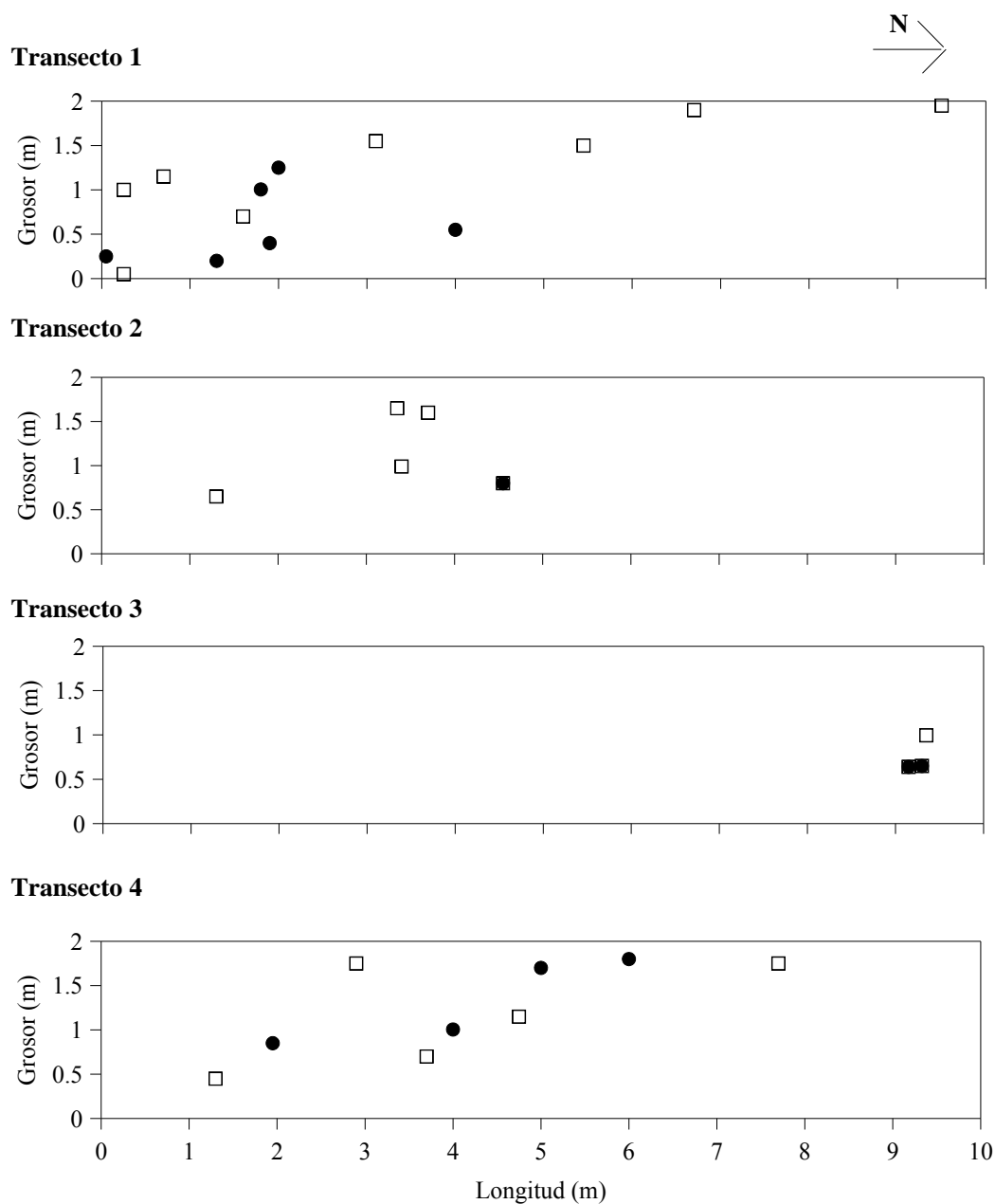
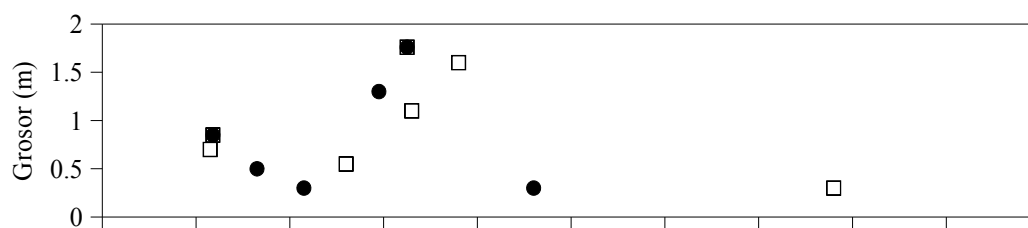
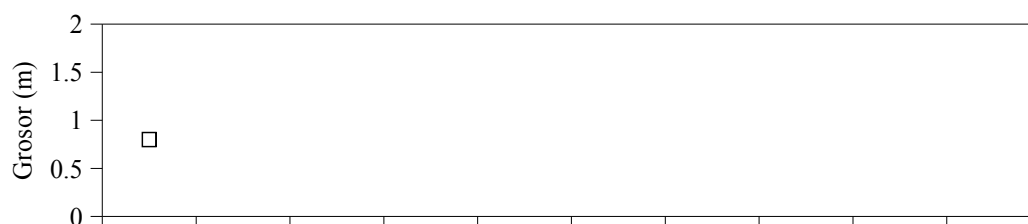


Figura 59. Mapa de ubicación de los juveniles de coral en los transectos de sustrato natural en el planicie de arrecife de la Azufrada, PNN Gorgona. ● = colonias muestreadas en el 2009, □ = colonias muestreadas en el 2010, ■ = colonias muestreadas en el 2009 y 2010.

Transecto 1



Transecto 3



Transecto 4

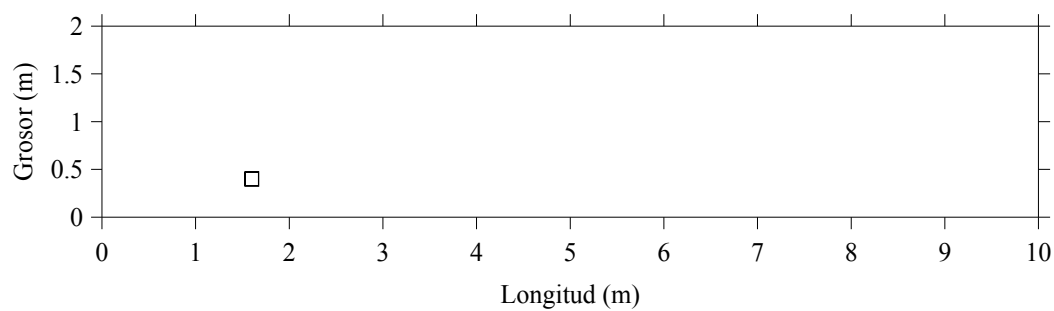


Figura 60. Mapa de ubicación de los juveniles de coral en los transectos de sustrato natural en el trasarrecife de arrecife de la Azufrada, PNN Gorgona. ● = colonias muestreadas en el 2009, □ = colonias muestreadas en el 2010, ■ = colonias muestreadas en el 2009 y 2010.

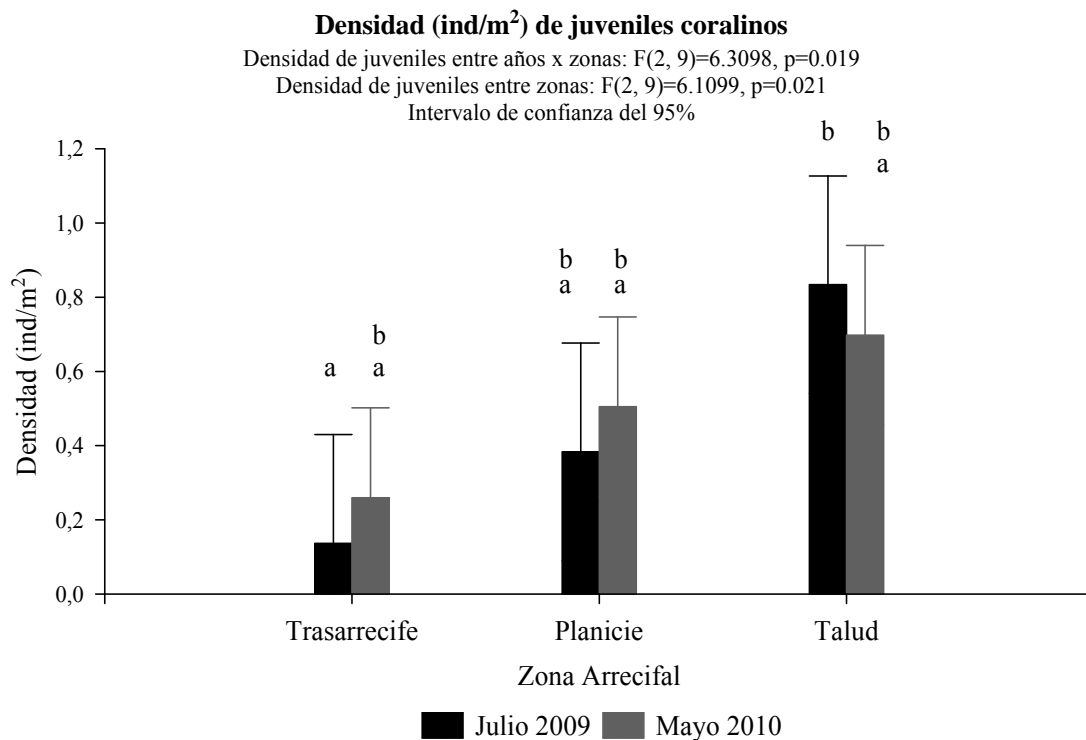


Figura 61. Densidad (ind/m²) de colonias juveniles encontradas en el trasarrecife, planicie y talud del arrecife de La Azufrada en el 2009 y 2010. Las densidades que poseen la misma letra no presentaron diferencias significativas entre sí (Prueba de Tukey, $p < 0,05$).

La mayoría de los juveniles observados en los transectos presentaron tallas entre 4 y 5,5 cm, principalmente aquellos encontrados en el talud en 2009. Los corales muestreados en el trasarrecife en los dos años presentaron una distribución de tallas homogénea al igual que los observados en la planicie en 2009, mientras que los encontrados en esta misma zona en 2010 presentaron un sesgo hacia la derecha, es decir mayor número de colonias en los tamaños cerca a 5,5 cm. Por otra parte, en el muestreo realizado en 2010 en el talud se evidenciaron dos picos en la distribución de talla de los juveniles, uno entre las tallas de 2,5 a 3 cm y el otro entre 5 y 5,5 cm (Figura 62). Sin embargo, el tamaño de los juveniles no presentó diferencias estadísticamente significativas entre las zonas y los años muestreados (ANOVA, $p > 0,05$).

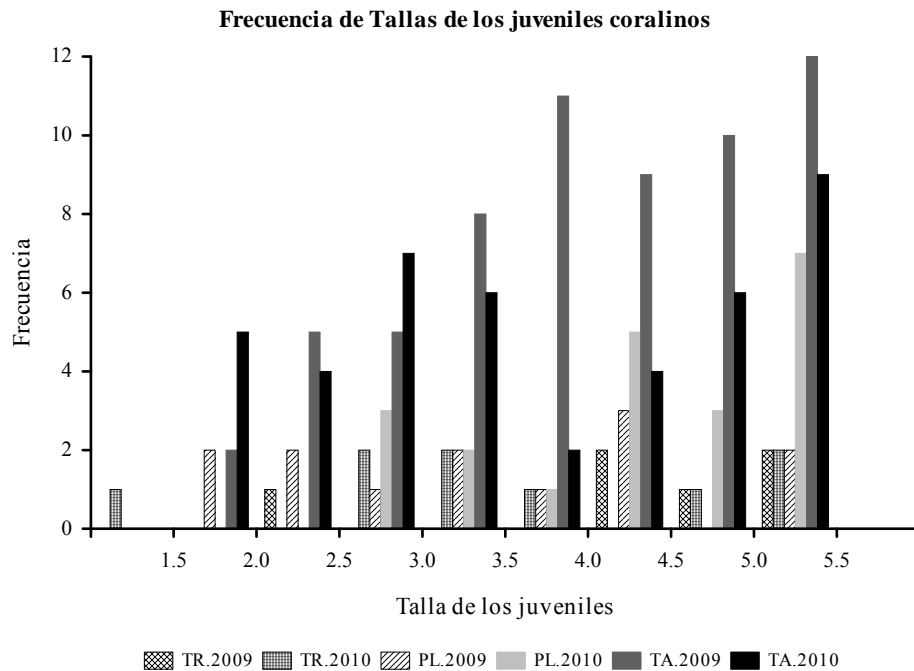


Figura 62. Distribución de tallas de las colonias juveniles muestreados en el trasarrecife (TR.2009 y TR.2010), planicie (PL.2009 y PL.2010) y talud (TA.2009 y TA.2010) del arrecife de La Azufrada.

6.3. DISCUSIÓN

En el presente estudio se trató de examinar la influencia del tipo de material (plástico, cerámica, gres, roca calcárea, entre otros; Harriot y Fisk 1987, Mundy, 2000) y su textura (lisa y rugosa; Gunkel 1997) sobre la densidad de reclutas coralinos en sustratos artificiales (Field *et al.* 2007). Sin embargo, no se logró determinar la influencia de estos factores sobre el proceso de reclutamiento, pues no se encontraron reclutas de coral en las placas instaladas. Resultados negativos similares han sido obtenidos en otros estudios realizados en el Pacífico de Panamá (e.g. Birkeland 1977, Richmond 1985, Wellington 1982), pero difieren de los hallados en el Pacífico mexicano, donde Medina-Rosas *et al.* (2005) y López-Pérez *et al.* (2007) encontraron 9 y 292 reclutas coralinos, respectivamente, en placas de barro. No obstante, la abundancia de reclutas sobre placas de asentamiento en el PET sigue siendo muy baja con respecto a las encontradas en estos sustratos en otras regiones como el Pacífico occidental (e.g. Dunstan y Johnson 1998, Hughes *et al.* 2000),

Pacífico central (e.g., Fitzhardinge 1985, Coles y Brown 2007) y el Caribe (e.g., Rubin *et al.* 2008), sin que se conozca todavía una explicación clara de ello.

En un estudio sobre reclutamiento coralino en el Pacífico de Panamá con resultados similares a los de este estudio, Birkeland (1977) argumentó que una de las posibles causas para la ausencia de reclutas de coral en placas de sustrato artificial es la presencia de invertebrados de rápido crecimiento, altamente exitosos en la colonización del espacio, tales como los balanos. Birkeland (1977) encontró reclutas de coral únicamente en las placas que estuvieron sumergidas menos de dos meses, periodo que coincide con el tiempo que tardan los balanos en alcanzar un diámetro basal suficiente para desplazar a los corales de ~2 mm de las placas de asentamiento (Birkeland 1977). Aunque en el presente estudio no se observó reclutamiento coralino en sustrato artificial, no se puede asegurar que no se haya presentado, pues las placas sólo se revisaron 12 meses después de instaladas y en ellas los balanos se encontraron dentro de los grupos con mayor densidad (Figura 56).

En los transectos dispuestos en el sustrato natural la densidad de colonias juveniles de coral fue mayor en el talud, intermedia en la planicie y menor en el trasarrecife (Figura 58 a 50). Este patrón es contrario al patrón de variación en la cobertura de algas tapete entre las zonas arrecifales, la cual es mayor en el talud y disminuye hacia la costa (Tabla 20). Dado que en general las algas compiten con los corales por el espacio (Tanner 1995, McCook *et al.* 2001) y que específicamente las algas tapete pueden tener efectos negativos sobre el asentamiento coralino (Birrell *et al.* 2005), el patrón de variación espacial observado en el reclutamiento sobre el sustrato natural podría ser explicado por un gradiente de competencia entre algas tapete y reclutas de coral. En un estudio similar, Vermeij *et al.* (2009) encontraron que en el sustrato natural la densidad de reclutas de *Montipora capitata* disminuía al incrementar la cobertura algal. Aunque estos resultados son consistentes con la hipótesis de que las algas bentónicas tiene un efecto negativo sobre el reclutamiento coralino (McCook *et al.* 2001), es necesario realizar estudios experimentales sobre este aspecto en los arrecifes de Isla Gorgona.

Tabla 20. Porcentaje promedio de cobertura algal (% \pm D.E), densidad de erizos (ind/m²) y densidad de colonias juveniles encontradas en el 2009 y 2010 en las zonas del arrecife de La Azufrada.

	Cobertura de algas	Densidad de erizos	Densidad de colonias juveniles	
			2009	2010
Trasarrecife	41,1 (\pm 17,2)	10,3 (\pm 6,5)	0,08 (\pm 0,15)	0,11 (\pm 0,16)
Planicie	35,4 (\pm 29,3)	6,5 (\pm 6,8)	0,16 (\pm 0,11)	0,26 (\pm 0,10)
Talud	12,5 (\pm 19,8)	4,3 (\pm 3,4)	0,78 (\pm 0,55)	0,54 (\pm 0,42)

Otro factor considerado importante en el reclutamiento y crecimiento de las colonias juveniles es la densidad de organismos bioerosionadores, principalmente erizos (Davis y Vize 2008). Los erizos pueden tener efectos positivos o negativos sobre los reclutas de coral. Por un lado, al ramonear las algas los erizos producen irregularidades en el sustrato que son aprovechadas por las larvas para asentarse y crecer (Birkeland y Randall 1981). Sin embargo, el ramoneo de los erizos puede desprender a los reclutas de coral que se hayan fijado sobre sustratos lisos (Sammarco 1985). En el arrecife de La Azufrada se observó una mayor densidad de erizos en la zona del trasarrecife donde se encontró la menor densidad de colonias juveniles (Tabla 20), lo cual es consistente con la idea de que el ramoneo de los erizos puede estar influyendo negativamente en el proceso de reclutamiento de corales. De nuevo, estudios específicos más detallados son necesarios.

La validez de los resultados obtenidos en este estudio sobre reclutamiento coralino en sustrato natural están sujetos a la validez de los métodos empleados. Ya que los corales juveniles mapeados en los transectos no fueron marcados, las tasas aparentes de reclutamiento, sobrevivencia y mortalidad de juveniles registrados en este estudio pueden ser erróneas si las colonias no estaban firmemente adheridas al sustrato y eran, por lo tanto, susceptibles de moverse. Es frecuente observar colonias de *Pocillopora* que no están fijas al sustrato en los arrecifes del Pacífico Este Tropical (Glynn 1974). Estas colonias pueden ser desplazadas, especialmente durante periodos de mareas bajas, durante eventos de fuerte oleaje y tormentas. El desplazamiento de una colonia dentro de un cuadrante en el año de estudio daría lugar al falso registro de un caso de mortalidad y un caso de reclutamiento, cuando en realidad no ocurrió ninguno de los dos y la colonia simplemente cambió de posición. Adicionalmente, el desplazamiento de colonias dentro del cuadrante hacia fuera

de él conduciría al falso registro de un caso de mortalidad, mientras que el desplazamiento de una colonia de fuera del transecto hacia adentro daría lugar al falso registro de un caso de reclutamiento.

Dada esta potencial fuente de error se examinó si las colonias registradas en el 2010 pueden ser consideradas como potenciales reclutas sexuales, basándose en el rango de tamaños (mínimo y máximo) que pueden alcanzar los pocillopóridos en 10 meses (1,7 - 3,4 cm de diámetro) según la tasa promedio de crecimiento anual estimada por Vargas-Ángel (2001) para colonias del arrecife de La Azufrada. De las 73 colonias observadas en las tres zonas, solo 22 se pueden considerar como potenciales reclutas sexuales, de las cuales 15 se encontraron en el talud, 4 en la planicie y 3 en el trasarrecife.

En conclusión, los resultados encontrados en este estudio para el reclutamiento coralino especialmente en sustrato artificial no proporcionan evidencia de que el reabastecimiento de las poblaciones de coral en los arrecifes de Isla Gorgona sea resultado del reclutamiento derivado de la reproducción sexual. Estos resultados aumentan el número de estudios que han fallado en documentar la ocurrencia de reclutamiento coralino de origen sexual sobre sustratos artificiales en arrecifes coralinos del PET (Birkeland 1977, Richmond 1985, Wellington 1982). En el caso de *Pocillopora* (el género más abundante en toda la región del PET), hasta el momento se ha registrado una abundancia de reclutas en sustrato artificial menor al 1% del total de reclutas de coral observados (Medina-Rosas *et al.* 2005, López-Pérez *et al.* 2007). Aunque estos resultados parecerían apoyar la hipótesis de que el reabastecimiento de las poblaciones de coral en el PET es primordialmente derivado de la reproducción asexual (e.g., por procesos de fragmentación; Birkeland 1977, Highsmith 1982, Wellington 1982), existe evidencia histológica de maduración gonadial y de la ocurrencia de reproducción sexual en los corales de la región (Glynn *et al.* 1991, 1994, 1996, 2000). Adicionalmente, la presencia de corales juveniles observados sobre sustrato natural (Glynn *et al.* 2000, este estudio) indican que el reclutamiento coralino de origen sexual probablemente sí ocurre y que la ausencia de reclutamiento sobre sustrato artificial es un artificio metodológico. Finalmente, es también claro que aún se requieren realizar

estudios más detallados para establecer la contribución relativa de la reproducción sexual y asexual en los procesos de reabastecimiento de las poblaciones de coral en Gorgona.

7. IMPLICACIONES PARA LA CONSERVACIÓN

Los arrecifes coralinos son ecosistemas relativamente frágiles que demandan condiciones estables de temperatura, salinidad, luminosidad y claridad del agua, entre otras. En las últimas décadas, dichas condiciones han sido más difíciles de satisfacer, debido al efecto de diversas perturbaciones, tanto de origen natural como humano, que han ocasionado la pérdida de aproximadamente el 19% de los arrecifes coralinos a nivel mundial. Adicionalmente se estima que el 35% de los arrecifes están en riesgo de desaparecer en los próximos años (Wilkinson 2008).

Estas amenazas hacen fundamental desarrollar estrategias de conservación adecuadas, que minimicen el efecto de las posibles perturbaciones que afectan a los arrecifes y maximicen la capacidad que éstos tienen para recuperarse de procesos adversos. Para lograrlo es necesario contar con las herramientas metodológicas adecuadas para la evaluación constante del estado de conservación y salud de los ecosistemas coralinos, así como de los mecanismos que le permiten recuperarse de dichas perturbaciones. Adicionalmente, es necesario que la información colectada permita hacer un seguimiento continuo y estandarizado de las variables indicadoras del sistema, para que se puedan hacer comparaciones válidas de los mismos objetos de conservación entre diferentes fechas o sitios.

A pesar de que en el CMAR-PET existen objetos de conservación compartidos (e.g., formaciones arrecifales coralinas) entre las diferentes áreas marinas protegidas que lo componen, no se cuenta aún con una base metodológica común para el estudio y monitoreo de estas áreas. En este trabajo logramos establecer algunas ventajas y desventajas comparativas entre los tres métodos de monitoreo de arrecifes más usados en el corredor, el de Edgar, el de Guzmán y el del SIMAC, que pueden ayudar a tomar una decisión sobre cuál método implementar en toda la región, lo cual a mediano plazo facilitaría la integración de la información generada en los diversos programas de monitoreo.

Es importante tener en cuenta que para la mayoría de las variables indicadoras del sistema no hubo acuerdo entre la información colectada con diferentes métodos, lo que confirma las limitaciones que puede tener la integración de la información generada en la región con los diversos protocolos de monitoreo. Así mismo, fue evidente que en la mayoría de los casos no es posible establecer ajustes entre las estimaciones obtenidas con métodos diferentes, ya que los sesgos entre éstos no son constantes en su dirección y magnitud.

Teniendo en cuenta que la utilidad de los programas de monitoreo no sólo dependen de los métodos, sino también de la representatividad que tengan los muestreos en cada localidad, se logró ampliar la cobertura espacial del programa de monitoreo SIMAC en los arrecifes coralinos del PNN Isla Gorgona, ya que ésta se limitaba a sólo dos arrecifes de la isla. La ampliación realizada, tanto en el número de transectos con que contaban algunas estaciones existentes, como en el número de arrecifes que comenzaron a ser monitoreados, permitirá contar con una información más completa que apoye los programas de manejo y conservación. Sin embargo, la financiación continua de este programa de monitoreo a largo plazo continúa siendo un desafío, especialmente ahora después de la ampliación de la red de monitoreo.

Los resultados del monitoreo del SIMAC en el PNN Isla Gorgona en el periodo comprendido entre 1998 y 2007 han mostrado una preocupante disminución de la cobertura de coral vivo, especialmente en zonas someras de los arrecifes, donde ésta ha cambiado de un promedio de 61% a 15%. Aunque a través del programa de monitoreo se han logrado detectar estos cambios, éste no está diseñado para establecer las causas de los mismos. Por este motivo se comenzaron a documentar los impactos de dos perturbaciones naturales recurrentes en la isla y que son la causa más probable de la pérdida de la cobertura coralina: las exposiciones aéreas y la sedimentación.

La valoración del efecto de las mareas bajas extremas en el arrecife de la Azufrada durante un período relativamente corto (un poco menos de un año) permitió observar que existen diferencias importantes en la composición y la cobertura de los diferentes organismos bénticos entre los niveles arrecifales que se encuentran sometidos a las exposiciones en

comparación con los que no lo están por estar localizados a una mayor profundidad. Adicionalmente se pudo observar la prevalencia de procesos erosivos en las zonas expuestas, frente a la prevalencia del crecimiento en las zonas más profundas, lo que sugiere que las exposiciones mareales pueden estar afectando la dinámica de desarrollo vertical del andamio arrecifal. Estos resultados, sustentan la importancia de continuar documentando a través del tiempo los cambios asociados a esta perturbación que se producen en la dinámica del arrecife.

Por otra parte, el conocimiento adquirido en este estudio acerca de las tasas de sedimentación y resuspensión muestra que el impacto de esta perturbación es bajo en el arrecife de La Azufrada, ya que las tasas de deposición de sedimento encontradas no alcanzan a poner en riesgo la salud de las comunidades coralinas según lo reportado en la literatura (e.g., Pastorak y Bilyard 1985, Rogers 1990). Sin embargo, estos resultados se deben tomar como un punto de partida para seguir con un continuo monitoreo de la sedimentación, ya que estos datos son aún puntuales y un cambio en la dinámica de estos factores puede tener efectos desastrosos en los arrecifes coralinos. Es preciso entonces continuar con el monitoreo permanente de la sedimentación en los arrecifes de Gorgona, ampliar el área de muestreo, y comenzar a evaluar otros factores como la turbidez y la transparencia del agua, para entender más a fondo la dinámica del material particulado en estas comunidades, y poder tomar medidas a tiempo que permitan la conservación y el manejo de los arrecifes.

Finalmente, a raíz de la pérdida de cobertura de coral vivo documentada en el Arrecife de La Azufrada durante los últimos años, fue también urgente comenzar a evaluar la capacidad de recuperación natural de este arrecife. Con el estudio del reclutamiento coralino de origen sexual, se inició la documentación de la capacidad de recuperación que podría llegar a tener este arrecife, la cual hasta el momento no era clara debido a la carencia de investigaciones acerca de este proceso en los arrecifes del Pacífico colombiano. Con miras a las estrategias de manejo para la conservación de este valioso ecosistema no sólo para la isla sino para Colombia en general, se debe continuar con el estudio del reclutamiento, ampliando los puntos de monitoreo de este proceso en el arrecife de La Azufrada, así como

estudiándolo en el arrecife de Playa Blanca y otros arrecifes de la isla. Así mismo, estudiando el aporte realizado por los reclutas sexuales, así como su supervivencia y mortalidad se puede comenzar a entender el proceso de sucesión ecológica que sigue después de la reducción de cobertura coralina que deja áreas despobladas en zonas como la planicie arrecifal. Estudios adicionales sobre los mecanismos de reproducción asexual y la contribución relativa de la reproducción asexual al reclutamiento coralino complementarían de manera lógica los estudios sobre el reclutamiento derivado de la reproducción sexual.

Aunque en algunos aspectos los resultados de este proyecto son preliminares debido a la gran la escala temporal en la que se llevan a cabo algunos procesos importantes en los arrecifes coralinos, es también cierto que se han identificado varios de esos procesos y se han marcado pautas que deberían continuarse a mediano y largo plazo. En la medida en que estos procesos puedan ser entendidos en mayor detalle se contará cada vez más con información más precisa para el desarrollo y continuo replanteamiento de las estrategias de manejo y conservación de los arrecifes de Isla Gorgona en particular y del Corredor Marino de Conservación del Pacífico Este Tropical en general.

8. AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Conservación Internacional-Colombia por la financiación de este estudio, a la Unidad Administrativa Especial de Parques Nacionales Naturales (UNAESPPN) por conceder el permiso necesario para realizar la investigación y proveer apoyo logístico, a los funcionarios del PNN Gorgona, en especial a María Ximena Zorrilla, Héctor Montaña, Héctor Chirimía, Teo, Justino, Colacho y Guasa por su apoyo en el campo, a Ana Lucía Castillón y Estefanía Flórez por su colaboración en la toma de datos, a Alan Girarlo por su orientación en la evaluación de la sedimentación y a la Universidad del Valle por el manejo de los recursos financieros y la facilitación de equipos para su uso en campo.

9. LITERATURA CITADA

- Acevedo, R., J. Morelock y Olivieri. 1989. Modification of Coral Reef Zonation by Terrigenous Sediment Stress. *Palaios*. 4:92-100.
- Alzate, A. 2006. El papel del hábitat como un determinante de la estructura de la comunidad de peces arrecifales. Tesis de Pregrado, Dpto. de Biología, Universidad del Valle. Cali, Colombia. 56p.
- Alzate, A., C.G. Muñoz y F.A. Zapata. 2007. Estructura de la comunidad de peces en formaciones coralinas y rocosas de Isla Malpelo, Pacífico Colombiano. Informe presentado a la Fundación Malpelo y Otros Ecosistemas Marinos.
- Andrew, N.L y B.D. Mapstone. 2006. Sampling and the description of spatial pattern in marine ecology. *Oceanog. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 25:91-112.
- Anthony, K.R.N. y A.P. Kerswell. 2007. Coral mortality following extreme low tides and high solar radiation. *Mar. Biol.*, 151:1623-1631.
- Anthony, K.R.N. y P. Larcombe. 2002. Coral reefs in turbid waters: sedimentinduced stresses in corals and likely mechanisms of adaptation. *Proceedings of the Ninth International Coral Reef Symposium Bali 1*, 239-244.
- Arrhenius, O. 1921. Species and Area. *The Journal of Ecology*, 9: 95-99.
- Babcock, R., A.H. Baird, S. Piromvaragorn, D.P. Thomson y B.L. Willis. 2003. Identification of scleractinian coral recruits from Indo-Pacific reefs. *Zool. Stud.*, 42:211-226.
- Babcock, R. y L. Smith. 2000. Effects of sedimentation on coral settlement and survivorship. *Proc. 9th Int. Coral Reef Symp.*, 1:23-27.
- Bell, J.D., G.J.S. Craik, D.A. Pollard y B.C Russell. 1985. Estimating the length frequency distributions of large reef fish underwater. *Coral Reefs*, 4:41-44.
- Birkeland, C. 1977. The importance of rate of biomass accumulation in early successional stages of benthic communities to the survival of coral recruits. *Proc. 3rd Int. Coral Reef Symp.*, 1:15-21.
- Birkeland, C. y R.H. Randall. 1981. Facilitation of coral recruitment by echinoid excavations. *Proc. 4th Int. Coral Reef Symp.*, 1: 695-698.
- Birrell, C.L., L.J. McCook, y B.L. Willis. 2005. Effects of algal turfs and sediment on coral settlement. *Mar. Pollut. Bull.*, 51:408-414.
- Brazzale, A.R., P. Galloni, M. Parazzini, C. Marino y P. Ravazzani. 2010. Assessing repeatability and reproducibility using hierarchical modeling: a case-study of distortion product otoacoustic emissions. *Stat Methods Appl*: 1-19.

- Brown, B.E. 1997. Coral bleaching: causes and consequences. Proc. 8th Int. Coral Reef Symp. 1:65-74.
- Box, G.E.P. y D.R. Cox. 1964. An analysis of transformations. J. Roy. Statistical Society, 26:211-252.
- Buckley, R.M., y G.J. Hueckel. 1989. Analysis of visual transects for fish assessment on artificial reefs. Bull. Mar. Sci., 44(2): 893-898
- Caley, M.J., M.H. Carr, M.A. Hixon, T.P. Hughes, G.P. Jones y B.A. Menge. 1996. Recruitment and the local dynamics of open marine populations. Annu. Rev. Ecol. Syst., 27: 477-500.
- Cantera, J.R., F.A. Zapata, P. Forero, V. Francisco, J.M. Jiménez, E. Londoño, K. Narváez, R. Neira, C.A. Orozco y G. Toro-Farmer. 2001. Organismos bioerosionadores en arrecifes de Isla Gorgona. 51-63. En: Barrios, L.M. y M. López-Victoria (eds.) 2001. Gorgona marina: contribución al conocimiento de una isla única. INVEMAR, Serie Publicaciones Especiales, No.7, Santa Marta, Colombia. 160p.
- Carpenter, R.C. 1990. Mass mortality of *Diadema antillarum*. I. Long-term effects on sea urchin population dynamics and coral reef algal communities. Mar. Biol., 104:67-77.
- Cheal, A.J. y A.A. Thompson. 1997. Comparing visual counts of coral reef fish: implications of transect width and species selection. Mar. Ecol. Prog. Ser., 158: 241-248.
- Chittaro, P. M. 2004. Fish-habitat associations across multiple spatial scales. Coral Reefs. 23: 235-244.
- Coles, S.L. y E.K. Brown. 2007. Twenty-five year of change in coral coverage on a hurricane impacted reef in Hawai'i: the importance of recruitment. Coral Reefs, 26: 705-717.
- Connell, J.H., T.P. Hughes y C.C. Wallace. 1997. A 30-year study of coral abundance, recruitment, and disturbance at several scales in space and time. Ecol. Monogr., 67:461-488.
- Connor, E.F. y E.D. McCoy. 1979. The statistics and biology of the species area relationship. Am Nat 113:791-833
- Cortés, G. 1999. Lineamientos para el control de la calidad analítica. IDEAM Homepage. <<http://www2.ideam.gov.co/temas/calidad/Lineamientos.PDF>>. Fecha de consulta: 20 de enero de 2009.
- Darwall, W.R.T y N.K. Dulvy. 1996. An evaluation of the suitability of Non-specialist volunteer researchers for coral Reef fish surveys. Mafia island, tanzania- a case study. Biol. Conserv., 78:223-231.
- Davis S.W. y P.D. Vize. 2008. Effects of herbivore grazing on juvenile coral growth in the Gulf of Mexico. Proc 11th Int Coral Reef Symp, 24:1214-1218.
- Day J. 2008. The need and practice of monitoring, evaluating and adapting marine planning and management-lessons from the Great Barrier Reef. Mar. Policy, 32:823-831.

- Dethier M.N., E.S. Graham, S. Cohen y L.M. Tear. 1993. Visual versus random-point cover estimations: "objective" is not always better. *Marine Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 96:93-100.
- Díaz, J.M., J.H. Pinzón, A.M. Perdomo, L.M. Barrios y M. López-Victoria. 2001. Generalidades. pp. 17-26. En: L.M. Barrios & M. López-Victoria (eds.). *Gorgona marina: contribución al conocimiento de una isla única*. INVEMAR, Ser. Publ. Esp. 7, Santa Marta, 160 pp.
- Dikou, A. y R. van Woesik. 2006. Survival under chronic stress from sediment load: partial patterns of hard coral communities in the southern islands of Singapore. *Mar. Poll. Bull.*, 52:7-21.
- Dunstan, P.K. y C.R. Jonson. 1998. Spatio-temporal variation in coral recruitment at different scales on Heron Reef, southern Great Barrier Reef. *Coral Reefs*, 17:71-81.
- Dulvy, N.K., Y. Sadovy, y J.D. Reynolds. 2003. Extinction vulnerability in marine populations. *F. Fish.*, 4:25-64.
- Eakin, C.M. y P.W. Glynn. 1996. Low tidal exposures and reef mortalities in the eastern Pacific. *Coral Reefs*, 15:120.
- Eakin, C.M., D.B. Smith, P.W. Glynn, L. D'Croz y J. Gil. 1989. Extreme tidal exposures, cool upwelling and coral mortality in the eastern Pacific (Panama). Abstracts of Association Marine Laboratories of the Caribbean. 22nd Annual Meeting.
- Edgar, G.J. y N.S Barrett. 1997. Short term monitoring of biotic change in Tasmanian Marine Reserves. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 213:261-279.
- Edgar, G.J. y R.D. Stuart-Smith. 2009. Ecological effects of marine protected areas on rocky reef communities - a continental-scale analysis. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 388: 51-62.
- Edgar, G.J., N.S Barrett y A.J. Morton. 2004. Biases associated with the use of underwater visual census techniques to quantify the density and size-structure of fish populations. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 308:269-290.
- Fadlallah, Y.H., K.W. Allen y R.A. Estudillo. 1995. Mortality of shallow reef corals in the western Arabian Gulf following aerial exposure in winter. *Coral Reefs*, 14:99-107.
- Field, S.N., D. Glassom y J. Bythell. 2007. Effects of artificial settlement plates materials and methods of deployment on the sessile epibenthic community development in a tropical environment. *Coral Reefs*, 26: 279-289.
- Fitzhardinge, R. 1985. Spatial and temporal variability in coral recruitment in Kaneohe Bay (Oahu, Hawaii). *Proc. 5th Int. Coral Reef Symp.*, 4:372-378.
- Gladfelter, W.B. 1982. White-band disease in *Acropora palmata*: implications for the structure and growth of shallow reefs. *Bull. Mar. Sci.* 32: 639-643.
- Galzin, R. 1987. Structure of fish communities of French Polynesian coral reefs. II. Temporal scales. *Mar. Eco. Prog. Ser.*, 41: 137-145.
- Gardner, T.A., I.M. Côté, J.A. Gill, A. Grant y A.R. Watkinson. 2003. Long-term region-wide declines in Caribbean corals. *Science*, 301:958-960.

- Garzón-Ferreira, J. y S. Zea. 1992. A mass mortality of *Gorgonia ventalina* (Cnidaria: Gorgoniidae) in the Santa Marta area, Caribbean coast of Colombia. *Bull. Mar. Sci.*, 50(3): 522-526.
- Garzón-Ferreira, J. y A. Rodríguez-Ramírez. 2010. SIMAC: Development and implementation of a coral reef monitoring network in Colombia. *Rev. Biol. Trop.*, 58: 67-80.
- Garzón-Ferreira J, M.C. Reyes-Nivia y A. Rodríguez-Ramírez. 2002. Manual de métodos del SIMAC. Sistema Nacional de monitoreo de arrecifes coralinos en Colombia. INVEMAR. Ministerio del Medio ambiente. Santa Marta, Colombia, 102p.
- Ginsburg, R.N. 1994. Proceedings of the Colloquium on Global Aspects of Coral Reefs. Health, Hazards and History. RSMAS, University of Miami, Miami, 420 p.
- Giraldo A., E. Rodríguez-Rubio y F. Zapata. 2008. Condiciones oceanográficas de isla Gorgona, Pacífico oriental tropical de Colombia. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 36(1):121-128.
- Glushchenko, L.O. 1988. Methodological Basis of the Sedimentation Studies in Reservoirs (A Review). *Gidrobiol. Zh.* 24(2): 68-76.
- Glynn, P.W. 1968. Mass mortalities of echinoids and other reef-flat organisms coincident with midday, low water exposures in Puerto Rico. *Mar. Biol.*, 1:226-243.
- Glynn, P.W. 1974. Rolling stones among the scleractinia: mobile coralliths in the Gulf of Panama. *Proc. 2nd Inter. Coral Reef Symp.*, 2:183-198.
- Glynn, P.W. 1976. Some physical and biological determinants of coral community structure in the eastern Pacific. *Ecol. Monogr.*, 46:431-456.
- Glynn, P.W. 1993. Coral reef bleaching: ecological perspectives. *Coral Reefs*, 12:1-17.
- Glynn, P.W., H. von Prahl y F. Guhl. 1982. Coral reef of Gorgona Island, Colombia, with special reference to corallivores and the influence on community structural reef development. *An. Inst. Inv. Mar. Punta Betín*, 12:185-214.
- Glynn, P.W., J.L. Maté, A.C. Baker y M. Calderón. 2001. Coral Bleaching and mortality in Panama and Ecuador during the 1997-1998 El Niño- Southern oscillation event: Spatial and temporal patterns and comparisons with the 1982-1983 event. *Bull. Mar. Sci.*, 69:79-109.
- Glynn, P.W., N.J. Gassman, C.M. Eakin, J. Cortés, D.B. Smith y H.M. Guzmán. 1991. Reef coral reproduction in the eastern Pacific: Costa Rica, Panama, and Galápagos Islands (Ecuador), Part I – Pocilloporidae. *Mar. Biol.*, 109: 355-368.
- Glynn, P.W., S.B. Colley, C.M. Eakin, D.B. Smith, J. Cortés, N.J. Gassman, H.M. Guzmán, J.B. Rosario y J. Feingold. 1994. Reef coral reproduction in the eastern Pacific: Costa Rica, Panama, and Galápagos Islands (Ecuador), Part II – Poritidae. *Mar. Biol.*, 118: 191-208.
- Glynn, P.W., S.B. Colley, N.J. Gassman, K. Black, J. Cortés y J.L. Maté. 1996. Reef coral reproduction in the eastern Pacific: Costa Rica, Panama, and Galapagos Islands

- (Ecuador). III. Agariciidae (*Pavona gigantea* and *Gardineroseris planulata*). Mar. Biol., 125: 579-601.
- Glynn, P.W., S.B. Colley, J.H. Ting, J.L. Maté y H.M. Guzmán. 2000. Reef coral reproduction in the eastern Pacífico: Costa Rica, Panamá and Galápagos Islands (Ecuador). IV. Agariciidae, recruitment and recovery of *Pavona varians* and *Pavona sp.* Mar. Biol., 136: 785-805.
- Gunkel, F. 1997. Effects of different substrate surface roughness on sessile invertebrates recruitment off Lee Stocking Island, Exuma Cays – Preliminary results. Proc. of 8th Int. Coral Reef Symp., 2: 1185-1190.
- Guillén J., J.A. Jiménez, A. Palanques, V. Gracia, y A. Sánchez-Arcilla. 2000. Resuspensión de sedimento en la plataforma interna del delta del Ebro. Geogaceta, 27:215-218.
- Guzmán H.M. 2005. Annual Reef Monitoring Design. STRI Environmental Science Program Homepage. <http://striweb.si.edu/esp/mesp/reef_monitoring_protocol.htm>. Fecha de consulta: 30 de enero de 2009.
- Hallock, P., F.E. Müller-Karger y J.C. Halas. 1993. Coral reef decline. Nat. Geogr. Res. Explor., 9:358-378.
- Harding, S., C. Lowery, y S. Oakley. 2000. Comparison between complex and simple reef survey techniques using volunteers: is the effort justified?. Proc. 9th Int. Coral Reef Symp., 2:883-890.
- Harriott, V. y D. Fisk. 1987. A comparison of settlement plate types for experiments on the recruitment of scleractinian corals. Mar. Ecol. Prog. Ser., 37: 201-208.
- Highsmith, C.R. 1982. Reproduction by Fragmentation in Corals. Mar. Ecol. Prog. Ser., 7: 207-226.
- Hill, J. y C. Wilkinson. 2004. Methods for ecological monitoring of coral reefs. Australian Institute of Marine Science, Townsville. 117p.
- Holling, C.S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. Ann. Rev. Ecol. Syst., 4:1-23
- Hughes, T.P. 1994. Catastrophes, phase shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. Science, 265:1547-1551.
- Hughes T.P y J.H. Connell. 1999. Multiple stressors on coral reefs: A long-term perspective. Limnol. Oceanogr., 44:932-940.
- Hughes, T.P., A.H. Baird, E.A. Dinsdale, N.A. Moltschaniwskyj, M.S. Pratchett, J.E. Tanner y B.L. Willis. 1999. Patterns of recruitment and abundance of corals along the Great Barrier Reef. Nature, 397:59-63.
- Hughes, T.P., A.H. Baird, E.A. Dinsdale, N.A. Moltschaniwskyj, M.S. Pratchett, J.E. Tanner y B.L. Willis. 2000. Supply-Side Ecology Works Both Ways: The Link between Benthic Adults, Fecundity, and Larval Recruits. Ecology, 81: 2241-2249.

- Hughes, T.P., A.H. Baird, E.A. Dinsdale, V.J. Harriott, N.A. Moltschaniwskyj, M.S. Pratchett, J.E. Tanner y B.L. Willis. 2002. Detecting Regional Variation Using Meta-Analysis and Large-Scale Sampling: Latitudinal Patterns in Recruitment. *Ecology*, 83:436-451.
- Hunte, W. y M. Wittenberg. 1997. Effects of eutrophication and sedimentation on juvenile corals. II. Settlement. *Mar. Biol.*, 114:625-631.
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios ambientales –IDEAM-. 2009. Pronóstico de plenamares y bajamares: costa Pacífica colombiana 2010. Bogotá. 118p.
- Izquierdo, V. 2010. Comparación de métodos de evaluación de las comunidades de macroinvertebrados en arrecifes coralinos del Pacífico Oriental Tropical. Tesis de Pregrado, Dpto. de Biología, Universidad del Valle. Cali, Colombia. 69p.
- Jordan, L.K.B., K.W. Banks, L.E. Fisher, B.K., Walker y D.S. Gilliam. 2010. Elevated sedimentation on coral reefs adjacent to a beach nourishment project. *Marine Pollution Bulletin*. 60(2): 261-271.
- Kenyon, J. 2008. Coral recruits to settlement plates at remote locations throughout the U.S. Pacific. In: Abstracts of the 11th Int. Coral Reef Symp.
- Kohler, K.E. y S.M. Gill. 2006. Coral Point Count with Excel extensions (CPCe): A Visual Basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology. *Comput. Geosci.*, 32:1259-1269.
- Kramer, P.R. y J.C. Lang. 2003. The Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) Protocols: Former version 2.2. *Atoll Res. Bull.* 496: 611-624.
- Kulbicki, M. 1998. How the acquired behavior of commercial reef fishes may influence the results obtained from visual censuses. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 222:11–30.
- Labrosse, P., M. Kubilcki y J. Ferraris. 2002. Underwater visual fish census surveys: Proper use and implementation. Secretariat of the Pacific Community. Noumea, New Caledonia
- Lessios, H.A. 1988. Mass Mortality of *Diadema Antillarum* in the Caribbean: What Have We Learned? *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 19:371-393.
- Lessios, H.A. 1995. *Diadema antillarum* 10 years after mass mortality: Still Rare, despite Help from a Competitor. *Proc. R. Soc. Lond.B.*, 259:331-337.
- Lessios, H.A., D.R. Robertson, y J.D. Cubitt. 1984. Spread of *Diadema* mass mortality through the Caribbean. *Science*, 226:335-337.
- Liddell, W.D. y S.L. Ohlhorst. 1992. Ten years of disturbance and change on a Jamaican fringing reef. *Proc. 7th Int. Coral Reef Symp.* 1: 144-150.
- Lindeman, K.C., P.A. Kramer y J.S. Ault. 2001. Comparative approaches to reef monitoring and assessment: An overview. *Bull. Mar. Sci.*, 69:335-338.
- López-Pérez, R., M. Mora-Pérez y G. Leyte-Morales. 2007. Coral (Anthozoa: Scleractinia) recruitment at Bahías de Huatulco, Western México: Implications for coral community structure and dynamics. *Pac. Sci.*, 61:355-369.

- Ludwig, J.A. y J.F. Reynolds. 1988. Statistical ecology. John Wiley & Sons, Inc. NY, USA. 352p
- Mapstone, B.D. y A.M. Ayling. 1998. An investigation of optimum methods and unit sizes for the visual estimation of abundances some coral reef organisms. A Report to the Great Barrier Reef Marine Park Authority, 70 pp.
- McClanahan, T.R. y D. Obura. 1997. Sedimentation effects on shallow coral communities in Kenya. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 209:103-122.
- McCook, L.J., J. Jompa y G. Díaz-Pulido. 2001. Competition between corals and algae on corals reefs: a review of evidence and mechanisms. *Coral reefs*, 19: 400-417.
- McCook, L.J., C. Folke, T. Hughes, M. Nyström, D. Obura y R. Salm 2007. Ecological resilience, climate change and the Great Barrier Reef. 75-96. In: *Climate Change and the Great Barrier Reef*. Johnson, J.E. y Marshall, P.A (eds.). Australia. 809p
- McWilliams, J.P., I.M. Côté, J.A. Gill, W.J. Sutherland y A.R. Watkinson. 2005. Accelerating impacts of temperature-induced coral bleaching in the Caribbean. *Ecology*, 86:2055–2060.
- Medina-Rosas, P., J.D. Carriquiry y A.L. Cupul-Magaña. 2005. Reclutamiento de *Porites* (scleractinia) sobre sustrato artificial en arrecifes afectados por El Niño 1997-98, en Bahía de Banderas, Pacífico mexicano. *Ciencias Marinas*, 31:103-109.
- Moshchenko, A.V. 2001. A study of sedimentation and resuspension in the near-bottom boundary layer using cylindrical traps in hydrobiological investigation. *Russ. J. Mar. Biol.*, 27:121–124.
- Mundy, C.N. 2000. An appraisal of methods used in coral recruitment studies. *Coral Reefs*. 19: 124-131.
- Muñoz, C.G., A. Alzate y F.A. Zapata. 2008. Capítulo VI: Peces de arrecifes. En: *Evaluación de línea base de la Biodiversidad marina del Parque Nacional Natural Gorgona*. Informe proyecto Conservación Internacional – Fundación Yubarta. 47p.
- Nadon, M.O. y G. Stirling. 2006. Field and simulation analyses of visual methods for sampling coral cover. *Coral Reefs*, 25:177–185.
- Navas-Camacho, R., J. Jaramillo-González, J. Vega-Sequeda, D. Lozano-Cortés, F.A. Zapata, A.M. Palacio, M.M. Palacios y C.G. Muñoz. 2010. Monitoreo de arrecifes coralinos en estaciones del Sistema Nacional de Monitoreo de Arrecifes Coralinos en Colombia – SIMAC. En: *Informe Técnico Expedición Científica Gorgona-2009*.
- Neira, R. y J.R. Cantera. 2005. Composición taxonómica y distribución de las asociaciones de equinodermos en los ecosistemas litorales del Pacífico colombiano. *Rev. Biol. Trop.*, 53:195-206.
- Palacio, A.M., A. Rodríguez-Ramírez, C.G. Muñoz y F.A. Zapata. 2008. Capítulo III: Corales. En: *Evaluación de línea base de la biodiversidad marina del Parque Nacional Natural Gorgona*. Informe proyecto Conservación Internacional – Fundación Yubarta. 40p.

- Palacio, A.M. 2010. Comparación de tres métodos para el estudio de las comunidades bénticas sésiles en el arrecife coralino de La Azufrada, Parque Nacional Natural Gorgona. Tesis de Pregrado, Dpto. de Biología, Universidad de Antioquia. Medellín, Colombia. 60p
- Palacios, M.D.M. 2010. Comparación de dos métodos usados para el monitoreo de peces arrecifales del Pacífico Oriental Tropical. Tesis de Pregrado, Dpto. de Biología, Universidad del Valle. Cali, Colombia. 142p.
- Pastorak, R.A. y G.R. Bilyard. 1985. Effects of sewage pollution on coral reef communities. *Mar. Eco. Prog. Ser.* 21:175-189.
- Prahl, H. y M. Alberico. 1986. Isla de Gorgona. Biblioteca Banco de la República, Textos universitarios. Bogotá. 252p.
- Reef Life Survey. 2008. Standardized Survey Procedures for Monitoring Reef Ecosystems. Reef Life Survey Homepage <<http://reeflifesurvey.com/files/2008/09/rls-reef-monitoring-procedures.pdf>>. Fecha de consulta: 23 de enero de 2009.
- Restrepo J.D. y B. Kjerfve. 2000. Water discharge and sediment load from the western slopes of the Colombian Andes with focus on río San Juan. *J. Geol.*, 108:17-33.
- Richmond, R.H. 1985. Variations in the population biology of *Pocillopora damicornis* across the Pacific. *Proc. 5th Int. Coral Reef Symp.*, 6:101-106.
- Richmond, R.H. 1997. Reproduction and recruitment in corals: Critical links in the persistence of reefs. 175-229 En: Birkeland, C. (Ed). *Life and death in coral reefs*. Chapman y Hall, Nueva York. 560p.
- Rogers, C.S. 1985. Degradation of Caribbean and Western Atlantic coral reefs and decline of associated fisheries. *Proc. 5th Int. Coral Reef Symp.*, 6:491-496.
- Rogers, C.S. 1990. Responses of coral reefs and reefs organisms to sedimentation. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 62: 185-202.
- Rogers C.S. y J. Miller. 2001. Coral bleaching, hurricane damage, and benthic cover on coral reefs in St. John, U.S. Virgin Islands: A comparison of surveys with the chain transect method and videography. *Bull. Mar. Sci.*, 69:459-470.
- Rogers C.S., G. Garrison, R. Grober, Z.M. Hillis y M.A Franke. 1994. Coral reef monitoring manual for the Caribbean and Western Atlantic. National Park Service. Virgin Islands National Park, USA.
- Rubin, E.T., A.L. Moulding, J.V. Lopez, D.S. Gilliam, V.N. Kosmynin y R.E. Dodge. 2008. Scleractinian coral recruitment to reefs physically damaged by ship groundings. *Proc. 11th Int. Coral Reef Symp.*, 10: 326-330.
- Sale, P.F. 1997. Visual census of Fishes. *Proc 8th Int Coral Reef Symp* 2: 1435-1440
- Sale, P.F. y W.A. Douglas. 1981. Precision and accuracy of visual census technique for fish assemblages on coral patch reefs. *Environ. Biol. Fish.*, 6:333-339
- Sale, P.F. y B.J. Sharp. 1983. Correction for bias in visual transects of coral reef fishes. *Coral Reefs*, 2:37-42.

- Sammarco, P.W. 1985. The Great Barrier Reef vs. the Caribbean: comparisons of grazers, coral recruitment patterns and reef recovery. *Proc. 5th Inter. Coral Reef Symp.*, 4:391-397.
- Sammarco P.W. y J.C. Andrews. 1989. The Helix Experiment: Differential Localized Dispersal and Recruitment Patterns in Great Barrier Reef Corals. *Limnol. Oceanogr.*, 34:896-912.
- Samoilys, M.A. y G.M. Carlos. 2000. Determining methods of underwater visual census for estimating the abundance of coral reef fishes. *Environ. Biol. Fish.*, 57:289-304.
- Santavy, D.L. y E.C. Peters. 1997. Microbial pests: coral disease in the Western Atlantic. *Proc. 8th Int. Coral Reef Symp.*, 1:607-612.
- Satterthwaite, F.E. 1946. An approximate distribution of estimates of variance components. *Biometrics Bull.*, 2:110-114.
- St. John, J., G.R. Russ y W. Gladstone. 1990. Accuracy and bias of visual estimates of numbers, size structure and biomass of a coral reef fish. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 64:253-262.
- Stafford-Smith, M.G y R.F.G. Ormond. 1992. Sediment rejection mechanisms of 42 species of Australian scleractinian corals. *Aust. J. mar. Freshwat. Res.* 43: 683-705.
- Statsoft, INC. 2007. STATISTICA (data analysis software system), version 8. www.statsoft.com
- Sutherland, K.P., J.W. Porter y C. Torres. 2004. Disease and immunity in Caribbean and Indo-Pacific zooxanthellate corals. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 266:273-302.
- Symstad A.J., C.L. Wienk, A.D. y Thorstenson. 2008. Precision, Repeatability, and Efficiency of Two Canopy-Cover Estimate Methods in Northern Great Plains Vegetation. *Rangel and Ecol Manage* 61:419-429.
- Tanner, J.E., 1995. Competition between scleractinian corals and macroalgae: an experimental investigation of coral growth, survival and reproduction. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 190:151-168.
- Thompson, A.A. y B.D. Mapstone. 1997. Observer effects and training in underwater visual surveys of reef fishes. *Mar. Ecol. Prog. Ser* 154: 53-63.
- Vargas-Ángel, B. 2001. Corals and coral reefs of the Pacific coast of Colombia with special reference to spatial and temporal patterns of environmental disturbances. Ph.D. Thesis, University of Miami. Coral Gables, Florida. 209p.
- Vermeij, M.J.A., J.E. Smith, C.M. Smith, R. Vega Thurber y S.A. Sandin. 2009. Survival and settlement success of coral planulae: independent and synergistic effects of macroalgae and microbes. *Oecología*, 159:325-336.
- Veron, J.E.N. 1993. Corals of Australia and Indopacífico. University of Hawaii Press. Honolulu. 644p.
- Watson, R.A., G.M. Carlos y M.A. Samoilys. 1995. Bias introduced by the non-random movement of fish in visual transect surveys. *Ecol. Model.*, 77:205-214.

- Wellington, G. M. 1982. Depth Zonation of Corals in the Gulf of Panama: Control and Facilitation by Resident Reef Fishes. *Ecol. Monogr.*, 52:224-241.
- Wilkinson, C. 2008. Status of coral reefs of the world: 2008. Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville, Australia, 296 p.
- Williams, E.H. y L. Bunkley-Williams. 1990. The world wide coral reef bleaching cycle and related sources of coral mortality. *Atoll. Res. Bull.*, 335:1-71.
- Williams, I.D., W.J. Walsh, B.N. Tissot y L.E. Hallacher. 2006. Impact of observers' experience level on counts of fishes in underwater visual surveys. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 310:185–191.
- Zapata, F.A. 2001a. Formaciones coralinas de la isla de Gorgona. 27-41. En: Barrios, L.M. y M. López-Victoria (eds.) 2001. En: Gorgona marina: contribución al conocimiento de una isla única. INVEMAR, Serie de Publicaciones Especiales No.7, Santa Marta, Colombia. 160p.
- Zapata, F.A. 2001b. Peces marinos de Gorgona: Generalidades. Págs. 107-109 En: L.M. Barrios y M. López (eds). En: Gorgona Marina: Contribución al conocimiento de una isla única. INVEMAR. Serie de Publicaciones Especiales No. 7. Santa Marta, 160p.
- Zapata, F.A. y Y.A. Morales. 1997. Spatial and temporal patterns of fish diversity in a coral reef at Gorgona Island, Colombia. *Proc. 8th Int. Coral Reef. Symp.*, 1:1029-1034.
- Zapata, F.A. y B. Vargas-Ángel. 2003. Corals and coral reefs of the Pacific coast of Colombia: 419-447. In: *Latin America coral reefs*. Elsevier Science B.V. Cortés, J. (ed). Amsterdam, 497 p.
- Zapata, F.A., B. Vargas-Angel y J. Garzón-Ferreira. 2001. Salud y Conservación de las comunidades coralinas. 41-50. En: Barrios, L.M. y M. López-Victoria (eds.) 2001. Gorgona marina: contribución al conocimiento de una isla única. INVEMAR, Seria Publicaciones Especiales, No.7, Santa Marta, Colombia. 160p.
- Zapata, F.A., J.M. Jiménez, C.E. Bárcenas y R. Neira. 1996. Frecuencia e impacto de eventos de exposición aérea durante mareas bajas extremas en un arrecife coralino de isla Gorgona. X seminario Nacional de Ciencias y Tecnologías del Mar. Resumen.
- Zapata, F.A., A. Rodríguez-Ramírez, C. Caro-Zambrano y J. Garzón-Ferreira. 2010. Mid-term coral-algal dynamics and conservation status of a Gorgona Island (Tropical Eastern Pacific) coral reef. *Rev. Biol. Trop.*, 58 (Suppl. 1):81-94.

ANEXOS

Anexo 1. Frecuencia de observación de las especies de coral, grupos funcionales de algas y tipos de sustrato encontrados en 108 censos de la comunidad béntica sésil realizados en el arrecife la Azufrada, Isla Gorgona. En negrita se resaltan los métodos con mayor frecuencia de observación para cada especie.

COMUNIDAD	SUBCATEGORÍA	FRECUENCIA DE OBSERVACIÓN		
		EDGAR	GUZMÁN	SIMAC
BENTOS SÉSIL	CORALES	100	100	100
	<i>Pavona clavus</i>	2,8	0,0	0,0
	<i>Pavona varians</i>	8,3	27,8	0,0
	<i>Pavona</i> sp.	5,6	0,0	0,0
	<i>Pocillopora capitata</i>	100	100	100
	<i>Pocillopora damicornis</i>	97,2	66,7	69,4
	<i>Pocillopora eydouxi</i>	63,9	16,7	22,2
	<i>Pocillopora</i> sp.	50,0	0,0	0,0
	<i>Psammocora stellata</i>	33,3	33,3	22,2
	ALGAS (grupo funcional)	100	80,6	72,2
	Tapetes	66,7	52,8	47,2
	Calcáreas incrustantes	100,0	75,0	69,4
	Calcáreas erectas	36,1	33,3	5,6
	Frondosas	8,3	30,6	2,8
	ESPONJAS Incrustantes	0,0	5,6	0,0
	SUSTRATO ABIÓTICO	100	61,1	63,9
	Arena (<4mm)	36,1	16,7	16,7
	Cascajo (4mm - 30cm)	100	25,0	41,7
	Coral recién muerto	25,0	52,8	25,0
	Cantos (0,3 - 1m)	2,8	0,0	0,0
	Roca (>1m)	16,7	0,0	0,0

Anexo 2. Frecuencia de observación de las especies de erizos encontradas en 108 censos de macroinvertebrados vágiles realizados en el arrecife la Azufrada, Isla Gorgona. En negrita se resaltan los métodos con mayor frecuencia de observación para cada especie.

COMUNIDAD	SUBCATEGORÍA	FRECUENCIA DE OBSERVACIÓN		
		EDGAR	GUZMÁN	SIMAC
BENTOS VÁGIL	EQUINODERMOS	100	100	100
	<i>Diadema mexicanum</i>	100	100	100
	<i>Centrostephanus coronatus</i>	88,9	52,8	58,3
	<i>Toxopneustes roseus</i>	75,0	36,1	36,1
	<i>Hesperocidaris asteriscus</i>	66,7	19,4	27,8
	<i>Echinometra vanbruntii</i>	0,0	0,0	2,8
	MOLUSCOS	52,8	25,0	36,1
	<i>Pleuroplaca princeps</i>	2,8	0,0	8,3
	<i>Strombus galeatus</i>	0,0	0,0	2,8
	<i>Homolacantha oxyacantha</i>	5,6	0,0	5,6
	<i>Pinctada mazatlanica</i>	11,1	8,3	11,1
	<i>Jenneria postulata</i>	22,2	8,3	8,3
	<i>Muricanthus princeps</i>	0,0	0,0	2,8
	<i>Conus brunneus</i>	13,9	8,3	0,0
	<i>Cypraea albuginosa</i>	2,8	2,8	2,8
	<i>Opeatostomata pseudodon</i>	2,8	0,0	0,0
	<i>Hexaples spp.</i>	5,6	0,0	0,0
	CRUSTÁCEOS	100	100	97,2
	<i>Trapezia sp</i>	100	100	97,2
	<i>Trizopagurus magnificus</i>	72,2	33,3	25,0
	<i>Brachycarpus biunguiculatus</i>	58,3	36,1	27,8
	<i>Cronius ruber</i>	11,1	2,8	2,8
	<i>Petrolisthes donadío</i>	63,9	52,8	30,6
	<i>Aniculus elegans</i>	8,3	0,0	2,8
	<i>Clibanarus panamensis</i>	0,0	2,8	0,0

Anexo 3. Listado de especies de peces registradas en el arrecife “La Azufrada” de Gorgona. Las especies móviles y conspicuas fueron censadas en el primer recorrido de ambas metodologías, a través de los transectos de 30 × 2 m del protocolo del SIMAC, y de 50 × 2,5 m del de Edgar. Las especies crípticas, pequeñas y bénticas fueron censadas en segunda instancia, y a través de los transectos de 30 × 2 del SIMAC, y de 50 × 1 m del protocolo de Edgar.

Spp. Móviles/ Conspicuas		Spp. Crípticas/bénticas
<i>Abudefduf troschelii</i>	<i>Halichoeres nicholsi</i>	<i>Apogon atradorsatus</i>
<i>Acanthurus nigricans</i>	<i>Holacanthus passer</i>	<i>Apogon dovii</i>
<i>Acanthurus triostegus</i>	<i>Johnrandallia nigrirostris</i>	<i>Apogon pacificus</i>
<i>Acanthurus xanthopterus</i>	<i>Lutjanus argentiventris</i>	<i>Cirrhitichthys oxycephalus</i>
<i>Alectis ciliaris</i>	<i>Lutjanus viridis</i>	<i>Coryphopterus urospilus</i>
<i>Arothron hispidus</i>	<i>Malacanthus brevirostris</i>	<i>Elacatinus punctulatus</i>
<i>Arothron meleagris</i>	<i>Melichthys niger</i>	<i>Hippocampus ingens</i>
<i>Bodianus diplotaenia</i>	<i>Mulloidichthys dentatus</i>	<i>Myripristis berndti</i>
<i>Bothus mancus</i>	<i>Novaculichthys taeniorus</i>	<i>Myripristis leiognathus</i>
<i>Canthigaster janthinopterus</i>	<i>Odontoscion xanthops</i>	<i>Sargocentron suborbitalis</i>
<i>Canthigaster punctatissima</i>	<i>Ophioblennius steindachneri</i>	<i>Scorpoena mystes</i>
<i>Caranx melampygus</i>	<i>Ostracion meleagris</i>	
<i>Cephalopholis panamensis</i>	<i>Paranthias colonus</i>	
<i>Chilomycterus reticulatus</i>	<i>Pseudobalistes naufragium</i>	
<i>Chromis atrilobata</i>	<i>Plagiotremus azaleus</i>	
<i>Ctenochaetus marginatus</i>	<i>Rypticus bicolor</i>	
<i>Diodon histrix</i>	<i>Scarus ghobban</i>	
<i>Diodon holocanthus</i>	<i>Scarus rubroviolaceus</i>	
<i>Echidna nebulosa</i>	<i>Serranus psittacinus</i>	
<i>Epinephelus labriformis</i>	<i>Stegastes acapulcoensis</i>	
<i>Fistularia commersonii</i>	<i>Stegastes arcifrons</i>	
<i>Gnathanodon speciosus</i>	<i>Stegastes flavilatus</i>	
<i>Gymnomuraena zebra</i>	<i>Stethojulis bandanensis</i>	
<i>Gymnothorax castaneus</i>	<i>Strongylura scapularis</i>	
<i>Gymnothorax flavimarginatus</i>	<i>Sufflamen verres</i>	
<i>Gymnothorax undulatus</i>	<i>Thalassoma grammaticum</i>	
<i>Haemulon maculicauda</i>	<i>Thalassoma lucasanum</i>	
<i>Halichoeres dispilus</i>	<i>Zanclus cornutus</i>	

Anexo 4. Efecto del Sitio(Zona), Investigador y Método sobre la cobertura de algas estimada. Las letras indican los grupos homogéneos (Tukey $\alpha=0,05$).

Zona	Sitio	Investigador	Método	Cobertura de algas	Grupos homogéneos																	
					a	b	c	d	e	f	g	h	i	j	k	l	m	n	o	p	q	r
Planicie	1	Investigador A	EDGAR	33,93%													l	m	n	o	p	
			GUZMAN	82,98%																	q	r
			SIMAC	87,30%																		r
		Investigador B	EDGAR	5,76%	a	b	c	d	e	f	g	h	i									
			SIMAC	15,03%					e	f	g	h	i	j	k	l	m					
			GUZMAN	21,19%							g	h	i	j	k	l	m	n				
		Investigador C	EDGAR	44,55%														n	o	p		
			SIMAC	82,21%																	q	r
			GUZMAN	84,32%																	q	r
	2	Investigador A	EDGAR	9,91%		b	c	d	e	f	g	h	i	j	k	l						
			SIMAC	42,26%													m	n	o	p		
			GUZMAN	56,67%															o	p	q	
		Investigador B	SIMAC	0,00%	a																	
			GUZMAN	0,00%	a																	
			EDGAR	1,16%	a	b	c	d	e													
		Investigador C	EDGAR	22,50%									h	i	j	k	l	m	n			
			SIMAC	32,76%											k	l	m	n	o	p		
			GUZMAN	58,00%																p	q	
	3	Investigador A	SIMAC	11,31%			c	d	e	f	g	h	i	j	k	l						
			EDGAR	13,04%				d	e	f	g	h	i	j	k	l						
			GUZMAN	18,61%						f	g	h	i	j	k	l	m	n				
		Investigador B	SIMAC	0,00%	a																	
			EDGAR	1,96%	a	b	c	d	e	f												
			GUZMAN	4,17%	a	b	c	d	e	f	g	h										
		Investigador C	SIMAC	10,47%			c	d	e	f	g	h	i	j	k	l						
			EDGAR	17,14%						f	g	h	i	j	k	l	m	n				
			GUZMAN	19,00%						f	g	h	i	j	k	l	m	n				
Talud	1	Investigador A	EDGAR	9,82%		b	c	d	e	f	g	h	i	j	k	l						
			SIMAC	19,65%							g	h	i	j	k	l	m	n				
			GUZMAN	19,75%							g	h	i	j	k	l	m	n				
		Investigador B	GUZMAN	0,01%	a	b																
			SIMAC	0,85%	a	b	c	d		e	f	g										
			EDGAR	2,86%	a	b	c	d	e	f	g											
		Investigador C	GUZMAN	8,34%	a	b	c	d	e	f	g	h	i	j								
			SIMAC	8,57%	a	b	c	d	e	f	g	h	i	j								
			EDGAR	9,60%	a	b	c	d	e	f	g	h	i	j	k							
	2	Investigador A	GUZMAN	11,37%			c	d	e	f	g	h	i	j	k	l						
			SIMAC	15,64%						f	g	h	i	j	k	l	m					
			EDGAR	16,70%						f	g	h	i	j	k	l	m	n				
		Investigador B	GUZMAN	0,00%	a																	
			SIMAC	0,35%	a	b	c															
			EDGAR	2,68%	a	b	c	d	e	f	g											
		Investigador C	SIMAC	9,98%		b	c	d	e	f	g	h	i	j	k	l						
			GUZMAN	11,85%			c	d	e	f	g	h	i	j	k	l						
			EDGAR	13,13%				d	e	f	g	h	i	j	k	l						
	3	Investigador A	GUZMAN	4,46%	a	b	c	d	e	f	g	h										
			SIMAC	6,49%	a	b	c	d	e	f	g	h	i	j								
			EDGAR	27,42%										j	k	l	m	n	o			
		Investigador B	SIMAC	0,00%	a																	
			GUZMAN	0,71%	a	b	c	d														
			EDGAR	5,54%	a	b	c	d	e	f	g	h	i									
		Investigador C	SIMAC	0,00%	a																	
			GUZMAN	0,43%	a	b	c	d														
			EDGAR	25,00%										i	j	k	l	m	n			

Anexo 5. Efecto de la zona, investigador y método sobre la cobertura de sustrato abiótico estimada. Las letras indican los grupos homogéneos (Tukey $\alpha=0,05$).

Zona	Investigador	Método	Cobertura de Sustrato abiótico	Grupo homogéneo (Tukey=0,05)						
				a	b	c	d	e	f	g
Planicie	Investigador A	EDGAR	17,20%					e	f	
		GUZMAN	0,00%	a						
		SIMAC	0,00%	a						
	Investigador B	EDGAR	32,23%						f	g
		GUZMAN	41,01%							g
		SIMAC	42,44%							g
	Investigador C	EDGAR	8,69%			c	d	e		
		GUZMAN	0,07%	a	b					
		SIMAC	2,24%	a	b					
Talud	Investigador A	EDGAR	8,92%			c	d	e		
		GUZMAN	2,54%	a	b					
		SIMAC	1,59%	a	b					
	Investigador B	EDGAR	20,33%					e	f	
		GUZMAN	14,17%				d	e		
		SIMAC	13,82%				d	e		
	Investigador C	EDGAR	16,73%					e		
		GUZMAN	4,69%	a	b	c				
		SIMAC	5,29%		b	c	d			

Anexo 6. Efecto de la zona e investigador sobre la cobertura de algas estimada. Las letras indican los grupos homogéneos (Tukey $\alpha=0,05$).

Zona	Investigador	Cobertura de algas	Grupo homogéneo (Tukey =0,05)		
			a	b	c
Talud	Investigador A	14,48%		b	
	Investigador B	1,38%	a		
	Investigador C	9,64%	a	b	
Planicie	Investigador A	39,57%			c
	Investigador B	5,66%	a	b	
	Investigador C	41,22%			c

Anexo 7. Listado de las especies de peces presentes en las estaciones instaladas en Playa Blanca y La Ventana. Se muestra la densidad promedio en No. Ind/100m² (\bar{x}), y la desviación estándar (DE). Se indica con “x” las especies observadas solamente a través de censos errantes.

Familia	Especie	Grupo Trófico	Estaciones en Playa Blanca				Estaciones en La Ventana					
			Profunda		Somera		Norte/externa		Norte/interna		Sur/externa	
			X	DE	X	DE	X	DE	X	DE	X	DE
ACANTHURIDAE	<i>Acanthurus triostegus</i>				7.83	14.83						
	<i>Acanthurus xanthopterus</i>	O	3.67	5.54	10.67	12.02	0.83	1.42	1.50	4.19	0.83	2.64
APOGONIDAE	<i>Apogon dovii</i>	PL	0.67	2.11	x		x		0.17	0.53	0.50	1.12
BALISTIDAE	<i>Pseudobalistes naufragium</i>	C					0.17	0.53			x	
	<i>Sufflamen verres</i>	C	3.00	2.58	1.00	2.11	0.83	0.88	0.67	1.17	1.50	1.66
BELONIDAE	<i>Strongylura scapularis</i>	C			1.00	3.16						
BLENNIDAE	<i>Ophioblennius steindachneri</i>	H	0.17	0.53	x		1.67	2.08	2.83	3.24	2.00	2.05
	<i>Plagiotremus azaleus</i>	PA	2.00	3.22	x		3.33	1.11	4.33	4.39	8.50	10.93
CARANGIDAE	<i>Caranx melampygus</i>	C	0.33	0.70			x					
CHAETODONTIDAE	<i>Chaetodon humeralis</i>	O					0.50	1.12	x		0.17	0.53
	<i>Johnrandallia nigrirostris</i>	O	2.00	2.58	0.17	0.53	3.33	4.84	x		1.67	1.57
CIRRHITIDAE	<i>Cirrhitichthys oxycephalus</i>	C	41.33	22.92	5.33	6.66	58.00	25.40	49.17	23.74	80.17	30.29
FISTULARIDAE	<i>Fistularia commersonii</i>	C	0.67	1.17	0.33	1.05						
GOBIIDAE	<i>Coryphopterus uropilus</i>	C					0.33	0.70	0.67	1.17	0.00	0.00
HAEMULIDAE	<i>Haemulon maculicauda</i>	C					5.00	4.84	0.67	1.41	12.00	27.35
	<i>Haemulon steindachneri</i>	C							1.00	3.16		
HOLOCENTRIDAE	<i>Myripristis berndti</i>	PL									x	
	<i>Myripristis leiognathus</i>	PL	9.50	10.42			2.33	3.78	0.17	0.53	4.17	6.99
	<i>Sargocentron suborbitalis</i>	PL	x				0.17	0.53			1.00	3.16
KYPHOSIDAE	<i>Kyphosus elegans</i>	H					x					
LABRIDAE	<i>Bodianus diplotaenia</i>	C					x		x		0.33	0.70
	<i>Halichoeres chierchiae</i>	C					1.17	2.49	0.83	1.62	0.83	1.62
	<i>Halichoeres dispilus</i>	C	0.17	0.53			1.83	3.55	4.33	5.16	1.00	1.79
	<i>Halichoeres nicholsi</i>	C					1.17	2.09	0.67	1.17	0.67	1.17
	<i>Halichoeres notospilus</i>	C					0.33	1.05	0.67	1.17	0.33	0.70
	<i>Novaculichthys taeniorus</i>	C	2.00	6.32			x		x			
	<i>Stethojulis bandanensis</i>	C			x		x		0.17	0.53	x	

Anexo 7 (Continuación). Listado de las especies de peces presentes en las estaciones instaladas en Playa Blanca y La Ventana. Se muestra la densidad promedio en No. Ind/100m² (\bar{x}), y la desviación estándar (DE). Se indica con “x” las especies observadas solamente a través de censos errantes.

Familia	Especie	Grupo Trófico	Estaciones en Playa Blanca				Estaciones en La Ventana					
			Profunda		Somera		Norte/externa		Norte/interna		Sur/externa	
			X	DE	X	DE	X	DE	X	DE	X	DE
LABRIDAE	<i>Thalassoma grammaticum</i>	C	x									
	<i>Thalassoma lucasanum</i>	C	43.33	40,54	68.50	25.55	51.33	36.05	40,33	16.10	89.17	60,63
LUTJANIDAE	<i>Lutjanus argentiventris</i>	C					x					
	<i>Lutjanus guttatus</i>	C	3.00	2.81	x		x					
	<i>Lutjanus viridis</i>	C	4.00	10,95	10,00	31.62	0,83	2.64				
MULLIDAE	<i>Mulloidichthys dentatus</i>	C					x		1.17	3.69	1.17	3.69
MURAENIDAE	<i>Gymnothorax castaneus</i>	C									0,33	0,70
	<i>Gymnothorax dovii</i>	C					0,17	0,53	0,17	0,53		
	<i>Gymnothorax flavimarginatus</i>	C	0,17	0,53			0,33	0,70			0,33	0,70
	<i>Gymnothorax undulatus</i>	C	0,17	0,53								
POMACANTHIDAE	<i>Holacanthus passer</i>	O	6.67	4.01	2.83	2.61	2.50	2.39	2.33	1.79	5.33	4.29
POMACENTRIDAE	<i>Abudefduf troschelii</i>	O	0,33	1.05	3.67	6.02						
	<i>Chromis atrilobata</i>	PL	311.2	301.1	2.0	2.9	388.3	693.1	87.3	157.8	348.5	332.0
	<i>Stegastes acapulcoensis</i>	O	2.00	2.19	0,83	2.12	11.50	11.64	14.33	6.05	9.17	6.00
	<i>Stegastes arcifrons</i>	O							0,17	0,53		
	<i>Stegastes flavilatus</i>	O					3.83	6.81	8.33	5.27	1.50	1.83
SCARIDAE	<i>Scarus ghobban</i>	H	0,33	0,70	3.33	4.44	1.67	4.23	0,17	0,53	1.50	2.14
	<i>Scarus rubroviolaceus</i>	H	0,17	0,53			0,17	0,53	x		0,17	0,53
SCORPOENIDAE	<i>Scorpaena mystes</i>	C					x		x		0,17	0,53
SERRANIDAE	<i>Cephalopholis panamensis</i>	C	0,33	1.05			0,50	1.58	0,33	0,70	1.67	3.04
	<i>Epinephelus labriformis</i>	C					6.83	10,20	2.33	2.38	5.17	4.26
	<i>Paranthias colonus</i>	C	3.67	3.83			10,17	14.45	3.83	3.05	7.83	9.53
	<i>Rypticus bicolor</i>	C	x				x		0,50	0,81	0,17	0,53
	<i>Serranus psittacinus</i>	C	8.17	6.26	2.00	3.58	3.50	6.31	7.83	6.34	1.33	2.81
TETRAODONTIDAE	<i>Arothron meleagris</i>	O	1.00	1.17	x		3.50	2.54	1.17	1.58	0,33	0,70
	<i>Arothron hispidus</i>	O							0,17	0,53		
	<i>Canthigaster janthinopterus</i>	O	0,17	0,53								
	<i>Canthigaster punctatissima</i>	O	7.00	4.43	1.33	1.53	1.83	3.55	5.50	3.24	3.17	3.37
ZANCLIDAE	<i>Zanclus cornutus</i>	C	0,17	0,53	x						x	

