

Proyecto Final Curso Latex y Git Aplicado a la Investigación Científica

Efecto de los vientos preponderantes en la abundancia y biodiversidad
de las comunidades de elasmobranchios asociadas a arrecifes coralinos
en tres localidades de Nueva Caledonia

María Pozo Montoro

Junio 2018

Resumen

Repositorio del proyecto final: https://github.com/mariapm295/proyecto_final.git

La gran diversidad y aislamiento de los arrecifes coralinos de Nueva Caledonia permiten el desarrollo de una gran comunidad subacuática. Sin embargo, la misma remotidad que caracteriza al archipiélago provoca que en parte de su área no existan datos extensivos acerca de la abundancia y los patrones de distribución de ciertos organismos, en especial, de elasmobranquios, uno de los grupos de vertebrados más importantes y amenazados de nuestros océanos. Con el fin de recabar una mayor información acerca de la ecología de estos, en 2016 se realizó una expedición a las islas de Matthew y Walpole, así como a la zona del Cuerno Sur, como parte del proyecto Global FinPrint <https://globalfinprint.org/>, cuyo objetivo principal es determinar el estado de las poblaciones de elasmobranquios asociados a arrecifes coralinos de todo el mundo. Los datos se obtuvieron mediante la visualización y análisis de secuencias de vídeo tomadas mediante tecnología Baited Remote Underwater Video (BRUV), para responder a dos objetivos básicos: 1) identificar y comparar los patrones de distribución y abundancia entre las distintas áreas estudiadas, y 2) comprobar si, como sugirieron las observaciones preliminares efectuadas, existen diferencias en abundancia y diversidad entre zonas de barlovento y sotavento. La comparación de los valores de abundancia, riqueza y diversidad entre islas y lados de exposición al viento sugieren que las actividades humanas, presentes y pasadas, podrían haber modificado las comunidades más cercanas a los focos de población humanas, pese a la ausencia de una industria pesquera de elasmobranquios en la zona. Además, se pudo observar cómo el menor grado de exposición a los vientos preponderantes incrementó los valores de riqueza y diversidad de las comunidades de elasmobranquios en sotavento, ya sea por una mayor productividad o por un mayor gasto energético asociado a la zona de barlovento.

Palabras clave: BRUV, elasmobranquios, Nueva Caledonia, sotavento, tiburones.

Diseño del muestreo: Mark E. Bond y Michael R. Heithaus. Toma de datos en campo: Mark E. Bond. Extracción y análisis de datos: María Pozo Montoro. Redacción del Trabajo: María Pozo Montoro.

1. Introducción

Los elasmobranquios son una subclase de condriictios o peces cartilagosos que incluye a más de 500 especies de tiburones y 630 de rayas (Elbert, Fowler, Compagno, 2013). El gran éxito evolutivo de este grupo les ha permitido adaptarse a una gran diversidad de ecosistemas marinos a lo largo de todos los océanos, desde las aguas tropicales del Pacífico oeste como *Carcharhinus amblyrhynchos* (Wetherbee, Crow, Lowe, 1997) hasta el ártico como *Amblyraja hyperborea* (Lynghammar et al., 2012), llegando a encontrarse en ambientes batipelágicos de hasta 3600 metros de profundidad como *Centroscymnus coelolepis* (Stevens Correia, 2003). Algunas especies han llegado incluso a colonizar permanentemente cuerpos de agua dulce de Sudamérica, África, Australia, Sudamérica y el sudeste asiático como es el caso de *Potamotrygon* spp. o *Glyphis* spp. (Martin Mackinlay, 2004). Muchas de estas especies ocupan altos lugares en las cadenas tróficas una vez superados los estadios juveniles vulnerables (Compagno, 1990; Cortés, 1999), lo que les otorga una importante función como reguladores top-down (“de arriba abajo”) de ecosistemas. Estos depredadores apicales son capaces de modificar el grado de depredación sufrido en niveles tróficos inferiores, modulando las poblaciones de depredadores más pequeños (mesodepredadores), mediante los efectos directos e indirectos de su consumo y el cambio comportamental y distribucional, ante el mayor riesgo de ser depredados (Heithaus, 2004; Ritchie Johnson, 2009). En la actualidad, varios estudios han presentado evidencias de las cascadas tróficas generadas al reducir las poblaciones de estas especies clave, precipitando la degradación de los ecosistemas y provocando incluso el colapso de industrias pesqueras por el aumento de las poblaciones de mesodepredadores, que llevan consigo el desequilibrio funcional de la cadena trófica (Baum et al., 2003; Bascompte, Melián, Sala, 2005). Así mismo, ecosistemas relativamente no perturbados como el atolón de Palmyra o las islas del Noroeste de Hawái presentan pirámides tróficas con una gran cantidad de elasmobranquios y otros depredadores apicales (Friedlander DeMartini, 2002; Bradley et al., 2017), mostrando ecosistemas más saludables y posiblemente más resilientes a perturbaciones que aquellos expuestos a la sobrepesca (Sandin et al. 2008). En la actualidad, el 17,4Dulvy et al. (2014) identificaron el Triángulo del Coral y el Mar Rojo como las regiones del planeta, junto con el Mar Mediterráneo, donde la biodiversidad de elasmobranquios se encuentra más comprometida. Sin embargo, la conservación de tiburones y rayas de arrecife, características de regiones tropicales y subtropicales, podría cumplir un papel vital para la protección de uno de los ecosistemas más amenazados desde finales del siglo XX. Los arrecifes de coral apenas ocupan entre un 0,1 y un 0,51. Las especies de menor tamaño como el tiburón de puntas blancas de arrecife (*Triaenodon obesus*), el tiburón gris de arrecife (*Carcharhinus amblyrhynchos*) o la raya de Kuhl (*Neotrygon kuhlii*), incrementan la redundancia funcional de niveles tróficos

intermedios (Jacobsen Bennett, 2013; Frisch et al., 2016; Bond et al., 2018), mitigando posibles cascadas tróficas ante la desaparición de especies con el mismo rol funcional (Roff et al., 2016). 2. Las especies de gran tamaño como el tiburón tigre (*Galeocerdo cuvier*) o el tiburón martillo (*Sphyrna lewini* o *Sphyrna mokarran*) ejercen una regulación top-down del ecosistema, controlando las poblaciones de mesodepredadores (Ruppert et al., 2013; Heupel et al., 2014), evitando de esta manera un consumo desproporcionado de las poblaciones de consumidores primarios, sin los cuales, se daría un crecimiento excesivo de algas que acabarían dominando el arrecife. (Bellwood et al., 2004). Dada la creciente evidencia científica del papel de estas especies en el ecosistema y su alarmante desaparición, cada vez más naciones han comenzado a implementar diversas estrategias para promover la recuperación de sus poblaciones. A grandes rasgos, se pueden clasificar en dos tipos: regulaciones para una explotación sostenible y regulaciones para una restricción total de la pesca de elasmobranquios (Shiffman Hammerschlag, 2016). Con el fin de determinar la efectividad de cada medida propuesta en su contexto, múltiples estudios se han centrado en comparar y valorar el estado de las comunidades de elasmobranquios sujetas a distintos grados de protección y presión antropogénica (Bond et al., 2012; Juhel et al., 2018; Speed, Cappel, Meekan, 2018). Sin embargo, el éxito de estas estrategias está ampliamente condicionado por el conocimiento actual de la biología de las especies en cuestión, siendo especialmente relevante determinar los factores que modulan su distribución y abundancia durante distintos estadios de vida (Schlaff, Heupel, Simpfendorfer, 2014). Uno de los pasos críticos para diseñar un plan de conservación eficaz es conocer y predecir con exactitud dónde y cuándo se localizan las poblaciones de las especies vulnerables a la sobreexplotación (Espinoza et al., 2014). Los patrones de distribución de los elasmobranquios vienen determinados, como en otros grupos de organismos, por el conjunto de condiciones tanto abióticas como bióticas que maximizan la supervivencia de sus individuos y prole. Sin embargo, una de las particularidades de estos depredadores es su capacidad para desplazarse entre un gran número de hábitats, llegando incluso a recorrer cientos de kilómetros en algunos casos (Heithaus et al., 2007; Barnett et al., 2012). Es por tanto vital determinar y predecir la distribución y patrones de movimiento de estas especies con gran movilidad, mediante la identificación de cada uno de los factores que definen su nicho ecológico efectivo. Existe una amplia bibliografía acerca de cómo factores tanto abióticos (temperatura, salinidad, pH, mareas, luz, presión barométrica) como bióticos (competición, densidad de presas, riesgo de depredación,) modulan estas variables en tiburones y rayas (Knip, Heupel, Simpfendorfer, 2010; Heupel Simpfendorfer, 2014). Sin embargo, aún son muchos los factores a examinar en este grupo de organismos, siendo esto especialmente cierto en elasmobranquios asociados a arrecifes coralinos (Schlaff et al., 2014). En particular, uno de los factores al que menor atención se le ha prestado, es el posible efecto de los vientos

preponderantes a la hora de modelar comunidades de elasmobranquios en arrecifes de coral. Los arrecifes más expuestos a los vientos preponderantes tienden a mostrar los oleajes y los flujos de agua asociados más fuertes (Fulton, Bellwood, Wainwright, 2005). Estudios en otros taxones asociados a arrecifes coralinos han demostrado que la velocidad del flujo del agua en zonas menos resguardadas al oleaje puede incrementar el gasto energético de los organismos en un orden de magnitud del 1,7 al 2,3 (Fulton et al., 2005), modificando la distribución de estas especies en función de su morfología y capacidades metabólicas (Friedlander et al., 2003; Fulton et al., 2005). Así mismo, varios estudios han podido observar que la biomasa y biodiversidad de especies carnívoras aumenta con la profundidad (Friedlander et al., 2010), lo que podría indicar, junto con otros factores, una distribución preferente en zonas más profundas, donde la energía cinética del oleaje se ve disminuida (Dominici-Arosemena Wolff, 2005; Fulton Bellwood, 2005). Por otro lado, los arrecifes de coral expuestos a los vientos preponderantes tienden a presentar un mayor desarrollo, diversidad y complejidad gracias a la reducida sedimentación y a la recirculación de nutrientes producida por el oleaje (Hubbard, 1988; Hongo Kayanne, 2009; Burt et al., 2010). Por lo que, pese a los gastos energéticos asociados a la zona de barlovento, la mayor cobertura y complejidad de su estructura coralina podría modificar, de manera indirecta, la distribución de especies depredadoras, como tiburones y rayas, al proporcionar mayor número de presas que encuentran mayor refugio ante los depredadores en la cara de barlovento (Friedlander et al., 2003). Pese al elevado número de estudios morfológicos y fisiológicos que han estudiado la biomecánica y locomoción de diferentes especies de elasmobranquios (Carlson, Goldman, Lowe, 2004), no somos conscientes de ningún trabajo que haya explorado con anterioridad la exposición al oleaje como factor modulante de su abundancia y diversidad. Ciertos autores han demostrado la existencia de patrones de distribución en las distintas zonas características de arrecifes de coral para varias especies de elasmobranquios (Pikitch et al., 2005; Heupel, Simpfendorfer, Fitzpatrick, 2010; Rizzari, Frisch, Magnenat, 2014; Tickler et al., 2017). Sin embargo, pese a los distintos grados de exposición al oleaje inherentes de cada zona, los diferentes factores ambientales y estructurales que las definen dificultan esclarecer el efecto del oleaje como modelador de comunidades de elasmobranquios sin investigación adicional. Ya han comenzado a documentarse cambios en la intensidad de los vientos y la circulación general atmosférica como consecuencia de las actividades humanas (Sydeman et al., 2014; Takahashi Watanabe, 2016). Así mismo, recientemente Bangley et al. (2018) registraron el primer caso de una especie de tiburón que ha modificado su distribución como respuesta a los cambios globales en el clima asociados a las actividades humanas. Ante esta situación, es indispensable entender cómo y en qué medida diferentes factores ambientales modifican la distribución y supervivencia de estos organismos, ya que integrar este conocimiento, permitirá predecir de forma precisa el

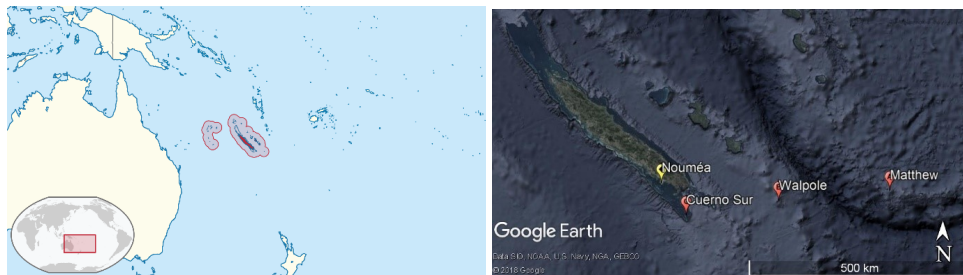
futuro de uno de los grupos de organismos más importantes y amenazados de los ecosistemas marinos. Por estas razones surge el objetivo del presente trabajo de fin de grado, que pretende caracterizar y comparar las comunidades de elasmobranquios de tres localidades relativamente inexploradas e intactas del archipiélago de Nueva Caledonia, con el fin de determinar los posibles efectos de los vientos preponderantes en sus niveles de abundancia y biodiversidad de elasmobranquios. Bajo este objetivo se plantean las siguientes hipótesis:

1. Esperamos un aumento significativo en la abundancia y diversidad de elasmobranquios en los arrecifes coralinos más antiguos, como consecuencia de un mayor desarrollo y complejidad de su arrecife.
2. Esperamos un aumento significativo en la abundancia y diversidad de las comunidades de elasmobranquios en los lados de barlovento (como consecuencia del mayor desarrollo coralino en zonas más expuestas al oleaje y pese al mayor gasto energético asociado a esta área) respecto a los de sotavento por el efecto de los vientos Alisios.

2. Estado del arte

2.1. Área de estudio

Las áreas de nuestro estudio pertenecen al archipiélago de Nueva Caledonia, localizado en el sudoeste del océano Pacífico (Figura 1a). Este territorio francés está incluido en la región biogeográfica del Indo-Pacífico Central (Spalding et al., 2007), la cual constituye uno de los centros con mayor diversidad de nuestros océanos desde principios del Mioceno (Mihaljević et al., 2017). Nueva Caledonia se encuentra formada por una serie de islas, casi todas ellas deshabitadas y por la isla principal de Grande Terre, donde habitan 278.500 personas (Institut de la statistique et des études économiques Nouvelle-Calédonie, 2017). Nueva Caledonia alberga en sus aguas el 27 %



(a) Ubicación de Nueva Caledonia (b) Vista satélite de las áreas de estudio

Figura 1: Área de estudio

de la fauna ictiológica de Indo-Pacífico Central (Allen, 2008). Sus estructuras coralinas se caracterizan por poseer una alta diversidad, encontrándose entre ellas, la mayor barrera de coral del mundo con 1500 kilómetros de continuidad (Andréfouët et al., 2009). Alrededor de 1,3 millones de km² de estas aguas se encuentran protegidas mediante el establecimiento de diversas figuras de protección (Conservation International, n.d.; Cleguer et al., 2015). Además, la ausencia histórica de una industria pesquera de tiburones y la reciente prohibición de la pesca comercial y recreativa de estas especies en 2013 (decreto n2013-1007/GNC) proporcionan poblaciones relativamente intactas idóneas para contrastar nuestras hipótesis. Durante aproximadamente el 70 % del año el archipiélago se encuentra expuesto a los intensos vientos Alisios, procedentes del sudeste por la circulación de Walker (Ouilleon, Douillet, Andréfouët, 2004; Xiang et al., 2014). Estos regímenes de vientos resultan idóneos para comprobar su posible efecto modelador en las comunidades elasmobranquias. Además, nuestras áreas de estudio se ven afectadas por la Corriente Sur Ecuatorial, que al llegar a Nueva Caledonia se divide formando la Corriente de Nueva Caledonia Norte y la Corriente de Nueva Caledonia Sur (Hénin Cresswell, 2005). La temperatura media en superficie es de 27 a 28 °C en verano y de 23 a 25 °C en el invierno austral (Yamano et al., 2015). La salinidad varía entre los 35,4 y los 35,8 PSU a lo largo del año (Vega, Marchesiello, Lefèvre, 2006). Durante nuestro periodo de estudio la temperatura fue estable entre las distintas zonas con una media de 24,5 ± 0,5 °C.

2.2. Selección de zonas

El presente estudio comprende tres localizaciones (Figura 1b) cuyos arrecifes coralinos presentan distintos grados de desarrollo en función de su antigüedad. Además, dada su remotidad, los datos obtenidos de Matthew y de Walpole son de los primeros obtenidos sobre las comunidades de elasmobranquios de estas localizaciones.

2.2.1. Isla de Matthew

La isla de Matthew (22° 20,574'S, 171° 21,308' E) se trata de una joven isla volcánica de unos 0,7 km² (Figura 2) situada a 300 km de la Grande Terre. Se encuentra formada por dos conos volcánicos unidos por un istmo. El cono oeste se formó en 1949 y la última erupción volcánica confirmada es de 1958 (Priam, 1964; Maillet, Monzier, Lefevre, 1986). La isla continúa presentando actividad sísmica, así como volcánica en forma de emisiones de gas sulfuro, procedentes del cono oeste que incrementan la turbidez del agua y modifican su pH (Klein, 1998). Su sistema coralino es el más joven y menos desarrollado, conformado únicamente por las colonias coralinas aisladas que son capaces de sobrevivir la turbidez y las emisiones de gases (Roman

Pelletier, 2014). Forma parte del Parque Natural del Mar de Coral.

2.2.2. Isla de Walpole

La isla de Walpole ($22^{\circ} 35,897'S$, $168^{\circ} 57,156' E$) se trata de una isla de origen volcánico de unos 2,0 km² (Figura 3) situada a 180 km de la Grande Terre. Se encuentra constituida por una meseta plana delimitada por acusados precipicios, a causa de la erosión del viento y repetidos hundimientos durante los últimos 400.000 años. Desde 1910 a 1936 vivieron unas 300 personas en la isla que extrajeron más de 100.000 toneladas de guano; sin embargo, en la actualidad se encuentra deshabitada (Sand, 2004). Posee un desarrollado arrecife costero con una edad intermedia de unos 125.000 años de antigüedad (Andréfouët et al., 2009). Como Matthew, forma parte del Parque Natural del Mar de Coral.

2.2.3. El Cuerno Sur de la Gran Laguna Sur

El Cuerno sur de la Gran Laguna Sur ($22^{\circ} 55,960'S$, $166^{\circ} 59,607' E$) es una barrera de coral externa (Figura 4) que delimita la Gran Laguna Sur, la cual posee unos 2000 km². Se encuentra a una distancia de entre 5 a 40 km de la Grande Terre en función de la zona. El oeste de la barrera presenta 6 canales profundos de unos 60 metros de profundidad que conectan la Laguna con el Mar de Coral (Chevillotte et al., 2005). Así mismo, durante regímenes intensos de los vientos Alisios, especialmente de Octubre a Abril, se dan fenómenos de afloramiento de aguas profundas que enfrían el agua unos 5°C e incrementan la productividad (Hénin Cresswell, 2005; Neveux et al., 2010). Se trata del sistema coralino más antiguo y diverso de nuestro estudio, calculándose que comenzó a formarse hace unos 900.000 años (Le Roy et al., 2008). La Gran Laguna Sur y sus distintos hábitats se encuentran protegidos como patrimonio de la humanidad de la UNESCO, sin embargo, continua viéndose afectada por las actividades humanas procedentes de la isla principal (Jacquet et al., 2006; Ouillon et al., 2010), especialmente por la industria minera del níquel y del cromo (United Nations University, n.d.; Hédouin et al., 2007; Gunkel-Grillon et al., 2014).

2.3. Método de censo

Los datos fueron obtenidos usando tecnología Baited Remote Underwater Video (en adelante BRUV) durante la expedición del 23 de Junio al 1 de Julio de 2016 en el buque de investigación Amborella. Esta expedición fue motivada por el Global FinPrint Project (<https://globalfinprint.org/>), que tiene como objetivo examinar y comparar el estado de las poblaciones de tiburones de arrecifes por todo el globo. La ventaja de la técnica BRUV respecto a otros métodos de muestreo tradicionales es el reducido impacto

ecológico, coste y tiempo requerido para la toma de datos en campo (Ghazilou, Shokri, Gladstone, 2016). Así mismo, se ha podido comprobar que los datos de abundancia y riqueza obtenidos mediante BRUV son aceptablemente equiparables a los obtenidos mediante censo visual y captura de individuos para estas especies (Meekan Cappel, 2004; Brooks et al., 2011). Por lo tanto, en la actualidad, se trata de una metodología ampliamente utilizada para el estudio de su ecología y comportamiento (Bond et al., 2012; Juhel, 2016; Kempster et al., 2016; Speed et al., 2018). Cada BRUV estaba formado por dos cámaras GoPro HD HERO2 montadas en un soporte de metal, al cual se unían 3 barras de PVC de 1,5 m de longitud, cuyo extremo final poseía un cebo (1 kg de sardinas trituradas) contenido en una malla de metal, dentro del ángulo de visión de las cámaras (Figura 5). Se colocaron un total de 109 BRUVs (29 en Matthew, 40 en Walpole y 40 en el Cuerno Sur) escogidos previamente de manera aleatoria para cubrir la superficie de las distintas áreas de estudios. Cada BRUV se colocó durante el día a una profundidad de entre 44 y 15 metros grabando 60 minutos de vídeo, desde el momento que quedaba adecuadamente colocado en el fondo hasta que se recogía, mediante el uso de un motor que cobraba el cabo que unía el BRUV a una boya para su relocalización (Figura 5). Con el fin de evitar interacciones durante la colocación y recogida, la distancia mínima entre dos BRUVs consecutivos fue de 200 metros. Además, al principio de cada colocación se midió la temperatura del agua y la profundidad a la que quedaba colocado el BRUV mediante una sonda Lowrance XD85. Dada la topología de la isla de Matthew no se pudieron colocar BRUVs en la zona sur, por la caída a grandes profundidades de sus fondos. Las complicadas e inusuales condiciones meteorológicas impidieron continuar con el muestreo planeado al sudoeste del Cuerno Sur, disponiendo únicamente de 4 BRUVs de la zona de sotavento. Decidimos no excluir el Cuerno Sur de nuestro análisis dado el posible valor de la información extraída para futuros estudios en la zona. Sin embargo, sí que eliminamos aquellos vídeos en los que el BRUV quedaba mal colocado, así como cuando la visibilidad se veía comprometida por las emisiones de la isla de Matthew, ya que tras su visualización se pudo comprobar que la probabilidad de detección de organismos en estos se veía muy reducida. En conjunto, los datos utilizados en este estudio provienen de 96 BRUVs útiles. Para la extracción de datos, un único anotador experimentado visualizó los vídeos obtenidos por la cámara derecha a velocidad x1. Se identificó la especie de cada elasmobranquio capturado en cámara y se estableció la abundancia relativa de cada una por BRUV mediante el conteo del número máximo de individuos de una misma especie en un fotograma durante una hora de vídeo (MaxN). Esta medida permite la estandarización del conteo, con el fin de comparar los datos entre distintas localizaciones, mientras que se evita sobreestimar la abundancia relativa al contar más de una vez los individuos que pasan por delante de la cámara reiteradas veces (Cappel, Harvey, Shortis, 2006). La identificación y nomenclatura utilizada

sigue a Elbert et al. (2013) y Allen et al. (2015).

	Oeste	Este	Total
Matthew	15	14	29
Walpole	20	20	40
Walpole	34	4	38

Tabla 1: Número de BRUV's por localidad y lado

2.4. Análisis de los datos

Los datos obtenidos se tabularon en una hoja de cálculo de Microsoft Excel (2017) especificando las siguientes variables: el identificador alfanumérico único de cada BRUV, la localización en la que se colocaba (Matthew, Walpole o Cuerno Sur), el lado (Barlovento, Sotavento), las coordenadas GPS exactas de su posición en grados minutos decimales, el momento del día en el que se colocaba (mañana o tarde), la fecha, la temperatura durante la colocación y la recogida del BRUV, la profundidad a la que quedaba colocado y el MaxN de cada especie de la zona. Una vez introducidos los datos se procedió a calcular la abundancia relativa total (Sumatoria del MaxN de todas las especies capturadas durante un BRUV, Fórmula 1), la riqueza (Número de especies presentes en cada BRUV, Fórmula 2) y la diversidad mediante Índice de Shannon (Fórmula 3). Para este último, se eliminaron aquellos BRUV en los que no se detectó ninguna especie. A continuación, se importó esta hoja de cálculo al software R (R Core Team). Previamente a los análisis, se comprobó si las condiciones de la prueba ANOVA, es decir, normalidad, homocedasticidad, independencia y balanceo se cumplían para nuestros datos. Un análisis gráfico preliminar indicó una distribución asimétrica a la izquierda de nuestros datos alejada de una distribución normal, lo cual se comprobó mediante un test de Shapiro-Wilk, considerado más robusto para datos con distribución asimétrica (Yap Sim, 2011). Así mismo la homogeneidad de varianzas se comprobó mediante un test de Levene basado en la mediana o también llamado test de Brown-Forsythe, también más robusto con datos con asimetría hacia la izquierda (Schultz, 1985). Para cada variable se usaron como clasificadores “Localización” y “Lado”. Las varianzas fueron homogéneas en todos los casos. Por el contrario, en ninguno de los casos la distribución fue normal. Se trató de normalizar los datos siguiendo las transformaciones habituales (Zar, 1984) sin surgir efecto alguno, posiblemente debido a la naturaleza de los datos que responde a los de tipo conteo con una asimetría hacia la izquierda (Hilbe, 2014). Por otro lado, mientras que el diseño de muestreo aseguró la independencia de los datos, los contratiempos durante la expedición anteriormente expuestos dieron lugar a un

menor número de BRUVs en el lado de sotavento del Cuerno Sur, comprometiéndose el balanceo. Dada la ausencia de normalidad, así como de balanceo en las muestras entre barlovento y sotavento del Cuerno Sur, se procedió al análisis comparativo de las variables calculadas en función de la localización y el lado mediante el test Scheirer-Ray-Hare (Scheirer, Ray, Hare, 1976). Este test se trata de una extensión del test de Kruskal-Wallis por rangos, siendo el equivalente no paramétrico a un ANOVA de dos factores (Ennos, 2007). En aquellos casos en los que el test mostró significación para el factor “Localización” ($p < 0.05$), se procedió a la realización de un test post-hoc para determinar qué grupos en este factor mostraban diferencias significativas. Para ello, utilizamos la prueba U de Mann Whitney entre las distintas combinaciones de localizaciones con corrección de Bonferroni-Holm, con el fin de hacer frente a la inflación del error Tipo I asociado a un mayor número de comparaciones (Abdi, 2010; MacFarland Yates, 2016).

$$Cumulative MaxN = \sum_{i=1}^9 MaxN = MaxN_{Especie1} + \dots + MaxN_{Especie9} \quad (1)$$

$$Riqueza\ de\ especies = \sum Especies = Especie1 + Especie2 + \dots \quad (2)$$

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i \quad (3)$$