

Optimizando la coacción y el cumplimiento en áreas marinas protegidas oceánicas: el caso del Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica



Fotografía: David Delgado/La Nación. Fuente: <http://www.theguardian.com/environment/gallery/2014/may/08/chasing-the-pirate-fishermen-of-cocos-island-in-pictures>

**Adrian Arias^a; Robert L. Pressey^a; Rhondda E. Jones^b; Jorge Álvarez-Romero^a,
Joshua E. Cinner^a**

^aConsejo Australiano de Investigación, Centro de Excelencia para los Estudios de Arrecifes Coralinos, Universidad James Cook, Townsville, QLD 4811, Australia

^bEscuela de Biología Marina y Tropical, Universidad James Cook, Townsville, QLD 4811, Australia

Contacto: adrian.arias@my.jcu.edu.au

Citar como: Arias, A., Pressey, R.L., Jones, R.E., Álvarez-Romero, J., Cinner, J.E. (2014). Optimizing enforcement and compliance in offshore marine protected areas: A case study from Coco's Island, Costa Rica. *Oryx*.

<http://dx.doi.org/10.1017/S0030605314000337>

2014

Resumen Ejecutivo

El uso ilegal de recursos naturales es un factor central en la degradación ambiental a nivel global. La eficacia de las medidas de conservación, como las áreas marinas protegidas (AMP), se basa en el cumplimiento de regulaciones por parte de los usuarios. A pesar de que el cumplimiento puede ser impulsado por normas sociales (e.g., presión de grupo y legitimidad), generalmente algún grado de coacción es necesario. La coacción en las AMP oceánicas es económicamente costosa; pero los costos se pueden optimizar al mismo tiempo que se incrementa la efectividad de las medidas de conservación. Aquí presentamos un estudio de caso del Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica, una AMP oceánica y Patrimonio Mundial Natural que enfrenta presión de pesca ilegal. Analizando registros de patrullaje determinamos la distribución espacial y temporal de la pesca ilegal, y su relación con el esfuerzo de patrullaje. La pesca ilegal se concentró alrededor de un monte submarino dentro del Parque y alcanzó su punto máximo en el tercer trimestre del año, probablemente debido a las condiciones oceanográficas. Además el ciclo lunar, junto con el momento del año, jugó un papel importante en la incidencia de pesca ilegal. La previsibilidad de la pesca ilegal en el espacio y el tiempo permite optimizar el esfuerzo de patrullaje. Los pescadores ilegales reincidentes son comunes en el Parque Nacional Isla del Coco, y la dificultad para aplicar los reglamentos y una gobernanza débil son, en parte, causantes del problema. Subrayamos que el patrullaje—si bien puede mejorar—no es el eslabón débil en la cadena de coacción, sino los procesos subsiguientes que están principalmente en manos de la fiscalía. Con el fin de mejorar el cumplimiento de regulaciones por parte de los pescadores, ofrecemos una serie de recomendaciones para la distribución eficiente del esfuerzo de patrullaje en el espacio y el tiempo, el establecimiento de sistemas adecuados de gobernanza y de políticas, y la zonificación de un área que rodea el Parque. Nuestros métodos y recomendaciones son aplicables a otras áreas protegidas (terrestres y marinas) y al manejo de otros recursos naturales.

Recomendaciones

- Continuar la recopilación de datos de labores de patrullaje de manera continua y sistemática.
- Realizar análisis espaciales y temporales, como el descrito en este documento, de los registros de patrullaje para así optimizar las labores de patrullaje.
- Crear una zona amortiguadora de forma poligonal sencilla, como la descrita en este documento, en las afueras del Parque Nacional Isla del Coco.
- Entrenar a jueces y fiscales en derecho ambiental y marino.
- Mejorar el marco legal. Principalmente para que permita: castigar a embarcaciones que incumplan las normas de autonomía máxima, aplicar sanciones graduales, eliminar subsidios a embarcaciones ilegales, y castigar a embarcaciones que ingresen al parque sin autorización.
- Fomentar un sistema que busque el seguimiento voluntario de las reglas, abriendo camino a factores como presión de grupo, legitimidad y moral, y dependiendo menos de la coacción.
- Continuar la colaboración con investigadores y la administración de otras áreas marinas a nivel internacional.

1. Introducción

Las áreas marinas protegidas (AMP) oceánicas son una frontera emergente para la conservación marina y el manejo pesquero (Game et al., 2009; Graham & McClanahan, 2013). Su eficacia, como la de las AMP cercanas a la costa, se basa principalmente en el cumplimiento de regulaciones (en adelante: cumplimiento) por parte de los pescadores y demás usuarios (Abbott & Haynie, 2012; Byers & Noonburg, 2007; Campbell et al., 2012; Le Quesne, 2009; Mora et al., 2006; Pollnac et al., 2010). Incluso AMP remotas no están protegidos contra la pesca ilegal, pues los pescadores pueden recorrer grandes distancias en busca de especies de alto valor comercial (Berkes et al., 2006; Burke et al., 2011; Myers & Worm, 2003). Por ejemplo, Graham et al. (2010) concluyen que la pesca ilegal es responsable por la marcada disminución de tiburones observados en el Archipiélago Chagos, una remota cadena de islas en el Océano Índico con pocos habitantes.

Velar por el cumplimiento en AMP oceánicas es un reto. Patrullar estas grandes y distantes extensiones de océano es logísticamente difícil y económicamente costoso, lo que generalmente se traduce en bajas tasas de detección de pesca ilegal. Factores importantes para promover el cumplimiento, como las normas sociales (e.g., moral y presión de grupo), y los procesos de enjuiciamiento y sanción pueden ser deficientes o incluso inexistentes lejos de la costa. Si bien el cumplimiento voluntario es deseable (Arias & Sutton, 2013; Hønneland, 2000; Ostrom, 1990), no todas las personas cumplen voluntariamente, y los infractores flagrantes y reincidentes suelen requerir medidas coercitivas para cumplir. Por lo tanto, cierto grado de coacción suele ser necesario (Hønneland, 2000; Kuperan & Sutinen, 1998; Sutinen, 1996; Tyler, 1990). Sin embargo, la coacción es tal vez la actividad de manejo más cara en áreas protegidas terrestres y marinas (Ban et al., 2011; Davis & Morett, 2005; Leader-Williams & Albon, 1988; Robinson et al., 2010). Con financiamiento limitado para la conservación, es factible que optimizar las acciones de coacción reduzca los costos y mejore los resultados de las AMP.

La coacción se confunde regularmente con sólo patrullaje, pero en realidad incluye 1) detección, 2) arresto o citación, 3) enjuiciamiento y 4) condena. Este concepto de coacción puede ser descrito como una cadena de cuatro eslabones (Akella & Cannon, 2004; Sutinen, 1987) (Fig. 1).

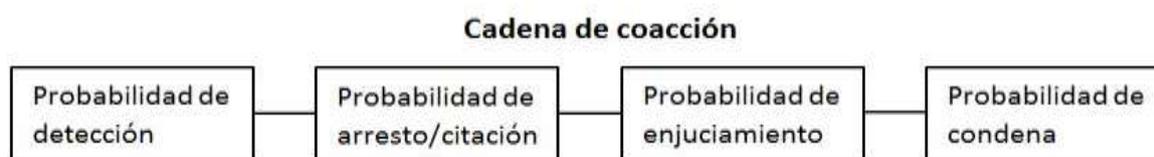


Figura 1. Cadena de coacción y sus cuatro eslabones

El primer eslabón, la probabilidad de detección, es principalmente técnico y ocurre en el campo, basado en factores como equipo/vehículos/embarcaciones, y el número y las habilidades del personal encargado del patrullaje. Los demás eslabones tienden a depender progresivamente en conceptos e instrumentos jurídicos y políticos. La probabilidad de arresto o citación depende en cierta medida en los equipos de campo, tales como la capacidad de una embarcación para entrar en persecución, pero también en lo que legalmente esté constituido como incumplimiento, y en la evidencia. La probabilidad de enjuiciamiento depende principalmente de la capacidad del sistema legal e institucional para llevar a cabo acciones contra actos ilegales—subrayando la importancia de contar con instituciones fuertes y coordinación interinstitucional. La condena, y sus sanciones asociadas, se apoya en el jurado o el juez, y su probabilidad depende de la calidad de la evidencia y la capacidad general del sistema judicial (Akella & Cannon, 2004). En última instancia, la eficacia de todos los eslabones está influenciada por financiamiento, legislación, y voluntad política.

A pesar de que todos los eslabones de la cadena deben ser fuertes para una coacción eficaz, en este estudio nos centramos en los aspectos que influyen en la probabilidad de detección. La

probabilidad de detección un factor clave, pero poco estudiado, de la gestión de recursos naturales. Para aumentar la probabilidad de detección el esfuerzo de patrullaje se debe distribuir de manera eficiente en tiempo y espacio. Para lograr lo anterior, las autoridades necesitan datos confiables sobre el uso ilegal de los recursos. Sin embargo, el uso ilegal de recursos suele ser clandestino, lo que plantea desafíos metodológicos para su evaluación (Arias & Sutton, 2013; Gavin et al., 2010). En el contexto de las AMP oceánicas, muy pocos métodos son apropiados para evaluar el uso ilegal de los recursos. Las AMP oceánicas son en gran parte despobladas, con pescadores ilegales que viajan largas distancias para alcanzarlas, reduciendo la viabilidad de técnicas comunes de investigación como la encuesta social. Métodos como estudios forenses, y la vigilancia remota son caros, y requieren altos niveles de tecnología y/o capacitación, limitando su aplicación—particularmente en países en desarrollo. Del mismo modo, el uso de observaciones indirectas para encontrar señales de actividad ilegal, tales como equipos de pesca enredados en el substrato, está limitado por condiciones oceanográficas y espaciales asociadas con AMP oceánicas, incluyendo corrientes fuertes, grandes profundidades, distancia a la costa y áreas extensas. Sin embargo, las áreas protegidas marinas y terrestres suelen tener sistemas de patrullaje para impedir, detectar y manejar el uso ilegal de los recursos. El análisis de estos registros de patrullaje es una de las pocas opciones disponibles para evaluar el uso ilegal de recursos naturales en las AMP oceánicas. Este enfoque ha sido utilizado en áreas protegidas terrestres para proporcionar información sobre la asignación espacial y temporal de patrullaje (Leader-Williams et al., 1990), el financiamiento requerido para patrullajes (Hilborn et al., 2006), y los niveles de caza furtiva (Knapp et al., 2010), entre otros. No obstante, los registros de patrullaje han sido poco estudiados en AMP.

A continuación, presentamos un estudio de caso del Parque Nacional Isla del Coco, Costa Rica y evaluamos opciones para optimizar la coerción y minimizar la pesca ilegal en esta AMP. Nos centramos en la probabilidad de detección y exploramos otras opciones para mejorar el cumplimiento. El Parque Nacional Isla del Coco comparte las mismas características clave de otras AMP oceánicas, ya sea dentro o fuera de las jurisdicciones nacionales, incluida la lejanía, la pesca ilegal habitual, y la dificultad de aplicar coacción. Analizamos la pesca ilegal y el esfuerzo de patrullaje con base en registros históricos de patrullaje, la consulta de expertos, y la literatura. Utilizamos el concepto de la cadena de coacción (Fig. 1) para guiar las siguientes dos preguntas de investigación: 1) ¿Cómo se puede optimizar el esfuerzo de patrullaje para que coincida con la distribución espacial y temporal de la pesca ilegal? y 2) ¿Cuáles son las principales limitaciones en los eslabones subsiguientes de la cadena de coacción? Nuestros desarrollos metodológicos y recomendaciones buscan contribuir a la planificación y manejo adaptativo del Parque Nacional Isla del Coco y otras AMP oceánicas.

2. Métodos

2.1. Área de estudio

El Parque Nacional Isla del Coco se encuentra a unos 500 km al suroeste de la costa del Pacífico de Costa Rica (Fig. 2), creada en 1984, es una AMP extensa (1 989 km²) donde se prohíbe la pesca (Salas et al., 2012). Los únicos habitantes de la Isla son guardaparques y, en ocasiones, personal de guardacostas, investigadores y voluntarios. El Parque fue catalogado como Patrimonio Mundial Natural en 1997 y sitio Ramsar en 1998. La biomasa de peces de El Parque Nacional Isla del Coco está entre las más altas de los trópicos (7.8 toneladas por hectárea), tiene un endemismo notable y presencia de especies amenazadas a nivel mundial [por ejemplo, el tiburón martillo (*Sphyrna lewini*) (Friedlander et al., 2012)]. El Parque es reconocido como uno de los principales destinos de buceo a nivel internacional. Sin embargo, también atrae a pescadores, sobre todo de Costa Rica, que pescan con palangre de superficie usando barcos que viajan desde el continente. El manejo del Parque Nacional Isla del Coco es difícil debido a su gran tamaño, la gran separación del continente, y la presión pesquera.

En 2011 se creó una AMP de uso múltiple que abarca 9 640km², denominada Área Marina de Manejo Montes Submarinos (AMM-MS) y rodea el Parque Nacional Isla del Coco (Fig. 2). El objetivo principal de esta nueva AMP es proteger montes submarinos. La pesca con redes de arrastre y cerco están prohibidas dentro de la AMM-MS, y el palangre está regulado. Aunque nos centramos en el Parque Nacional Isla del Coco, también ofrecemos recomendaciones relacionadas con el AMM-MS.

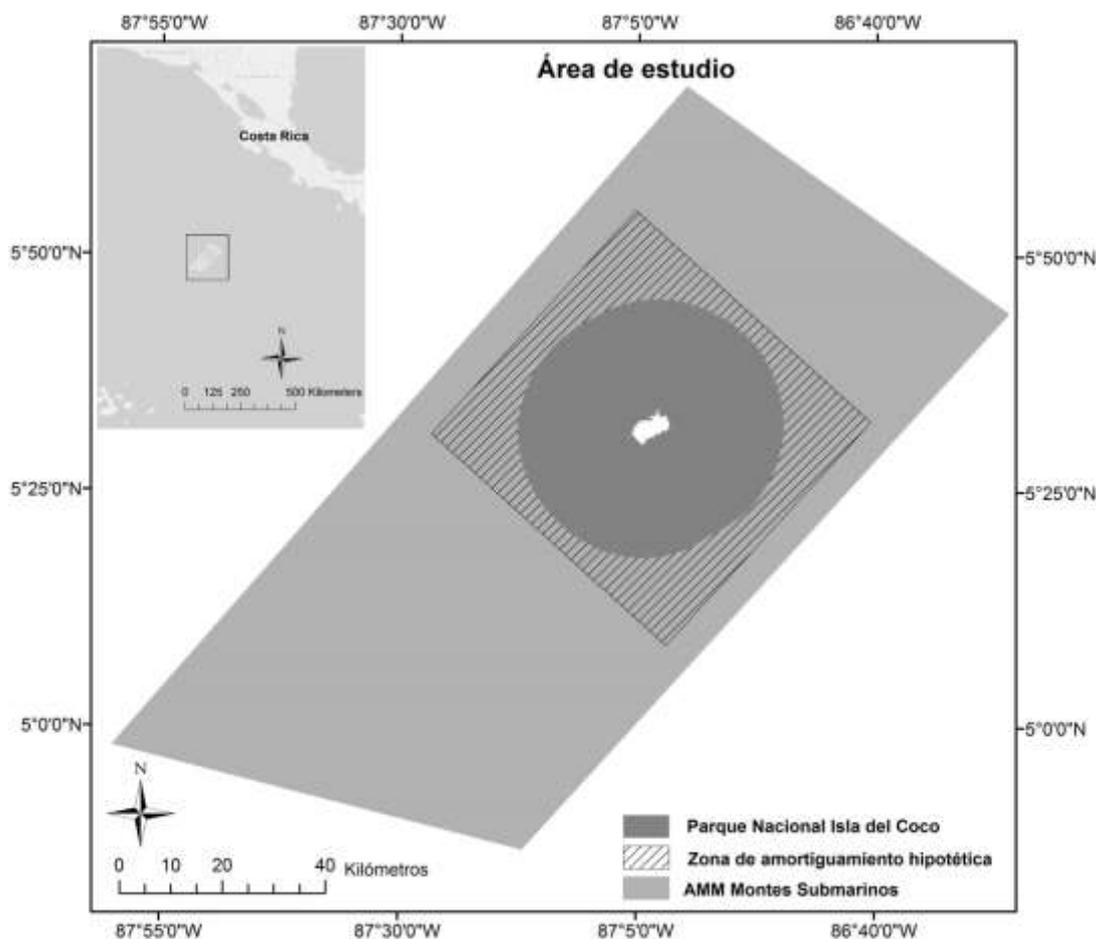


Figura 2. Mapa de Parque Nacional Isla del Coco y Área Marina de Manejo Montes Submarinos. El área rayada es una zona de amortiguamiento hipotética.

2.2. Datos y análisis

2.2.1. Datos

Utilizamos un conjunto de datos de diciembre 2005 a septiembre 2010 de registros de patrullaje en el Parque Nacional Isla del Coco. Los registros utilizados, tomados por guardaparques, guardacostas, y MarViva (una organización no gubernamental que ayudó con el patrullaje), contienen información de 1 501 patrullajes y carece de datos para noviembre de 2007, y julio y febrero de 2008. Los datos fueron extraídos de registros semanales que detallan las tareas cotidianas referentes al esfuerzo de patrullaje y, en caso de que aplicara, el decomiso de equipo de pesca encontrado dentro del Parque. El esfuerzo de patrullaje se registró por horas y millas náuticas recorridas. Los equipos de pesca confiscados consistieron en palangres de superficie situados dentro del Parque. Los funcionarios removieron palangres del Parque y tomaron registros sobre su ubicación (coordenadas geográficas tomadas con Geo-Posicionador Satelital), el número de anzuelos y boyas, y

el número y el nombre común de los peces capturados. Estudiamos solamente la ubicación inicial de los palangres ya que los registros no siempre reportaban la ubicación final después de estar a la deriva. Aquí definimos los lances individuales de palangre como incursiones y la captura como el número de peces capturados de cada especie. No estimamos la captura por unidad de esfuerzo porque el tiempo de remojo—el tiempo que un anzuelo con carnada está disponible, que es un componente integral de la captura por unidad de esfuerzo (Ward et al., 2004)—era desconocido y se asume es muy variable.

2.2.2. Optimización de patrullajes

Para analizar si los patrullajes podrían ser optimizados y de qué forma, primero examinamos la pesca ilegal en términos de captura, y su distribución espacial y temporal. Esto incluyó examinar: 1) cuales fueron las especies de peces capturadas comúnmente; 2) si la pesca ilegal se concentraba en áreas con características batimétricas particulares; y 3) si la pesca ilegal prevaleció durante ciertos meses y/o fases lunares específicas. Segundo, analizamos la distribución temporal del esfuerzo de patrullaje según meses y fases lunares. Tercero, investigamos la correlación entre descriptores de patrullaje (e.g., horas patrulladas) y pesca ilegal (e.g., el número de peces capturados).

Utilizamos el coeficiente de correlación de Spearman para poner a prueba las relaciones entre: 1) millas náuticas y horas patrulladas, 2) incursiones y captura, y 3) esfuerzo de patrullaje e incursiones. El número de datos individuales utilizado para investigar dichas relaciones varió ligeramente según el tipo de registros llevados por patrullaje.

Para explorar la batimetría del Parque y su posible relación con la ubicación de las incursiones utilizamos datos batimétricos de GEBCO_08 GRID, versión 20100927 (<http://www.gebco.net>) para crear una figura tridimensional con Surfer 11 (Golden Software Inc.). Mapeamos las incursiones en ArcMap 10.1 (ESRI Inc.) y analizamos la existencia de patrones espaciales utilizando la prueba de auto-correlación espacial Moran I; en este caso usamos un umbral de distancia de 5 kilómetros porque esta era la distancia promedio entre las incursiones reportadas.

Analizamos las variaciones temporales en el esfuerzo de patrullaje e incursiones utilizando un análisis de regresión logística para determinar los efectos de la época del año (cuatrimestre), la fase lunar (cuarto lunar) y su interacción con la probabilidad de que un patrullaje detectara una incursión. No incluimos el esfuerzo de patrullaje en el análisis porque una vez que se detectaba una incursión esta debía ser retirada del Parque y esto reducía considerablemente los esfuerzos de búsqueda en ese día. Además, análisis exploratorios revelaron que la inclusión del esfuerzo de patrullaje no cambió significativamente los coeficientes del modelo. En la regresión logística agrupamos todos los patrullajes de cada día en una fila ya que en algunos días hubo varios patrullajes. Debido a que ambas variables explicativas (i.e., cuatrimestre y cuarto lunar) son categóricas, el modelo dio un ajuste perfecto y lo usamos para estimarla probabilidad de detección de incursiones con base en la combinación de cuatrimestre y cuarto lunar. Para el análisis estadístico utilizamos el software SPSS 20 (IBM Corp.) y SPLUS 8 (Insightful Corp). La significación estadística se estableció en $\alpha = 0.05$.

Para analizar los datos de acuerdo con el ciclo lunar contamos el número de días después de la luna nueva (día 0) a partir de la detección de una incursión; nos referimos estos como 'días lunares'. Utilizamos las predicciones de fases lunares por F. Espenak, NASA/GSFC (<http://eclipse.gsfc.nasa.gov/phase/phasecat.html>). Convertimos los días lunares a ángulos multiplicando cada día lunar por 360 y dividiendo por 29.53 (número de días en un mes lunar). Nos referimos a la fase de luna nueva al primer cuarto como 'primer cuarto', del primer cuarto a luna llena como 'segundo cuarto', de la luna llena al tercer cuarto como 'tercer cuarto', y del tercer cuarto a luna nueva como 'último cuarto'. Utilizamos gráficos circulares para representar el esfuerzo de

patrullaje e incursiones contra meses y fases lunares; los gráficos fueron generados usando el software Oriana 4 (Kovach Computing Services), con estos representamos el esfuerzo de patrullaje e incursiones contra meses y fases lunares.

Los métodos simples y eficaces utilizados en este estudio para el análisis de esfuerzo de patrullaje pueden fomentar la replicación en otras AMP. Todos los datos lunares y batimétricos que utilizamos en estos análisis son de libre acceso y relativamente fáciles de explorar y analizar en comparación con variables oceanográficas altamente dinámicas como clorofila y temperatura superficial obtenidas a partir de imágenes de satélites.

2.2.3. Barreras en la cadena de coacción

Para analizar las principales limitaciones de arrestos/citaciones, enjuiciamientos y condenas relacionados con las incursiones en el Parque Nacional Isla del Coco, revisamos legislación, periódicos y literatura gris, además de entrevistar a informantes clave. Los informantes clave fueron seleccionados con base en su experiencia y conocimiento legal y/o experiencia práctica relacionada con la coacción en el Parque. Las entrevistas fueron semi-estructuradas y consistieron en preguntas abiertas sobre patrullajes y mecanismos legales para controlar la pesca ilegal. Las entrevistas también sirvieron para corroborar la información de los registros de patrullaje y de la literatura, pero se utilizaron principalmente para identificar las principales barreras en los tres últimos eslabones de la cadena de coacción: arrestos/citaciones, enjuiciamientos y condenas.

3. Resultados

3.1. Características generales de patrullajes e incursiones

Se registraron trescientas incursiones dentro de los límites del Parque, con cerca de 34 500 anzuelos. Aproximadamente 2 000 animales fueron enganchados, 66% eran atunes y el 25 % tiburones. Las especies más frecuentes fueron el atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) y el tiburón sedoso (*Carcharhinus falciformis*). Especies menos comunes incluyeron marlin (*Istiophoridae*), tortugas (*Chelonioidea*), rayas (*Batoidea*) y delfines (*Delphinidae*). El análisis de auto-correlación espacial indicó que las incursiones se agregaron espacialmente en un patrón no aleatorio al noreste del Parque ($I=0.301$, $z=75.18$, $p<0.0005$), región que coincide con un monte submarino (Fig. 3).

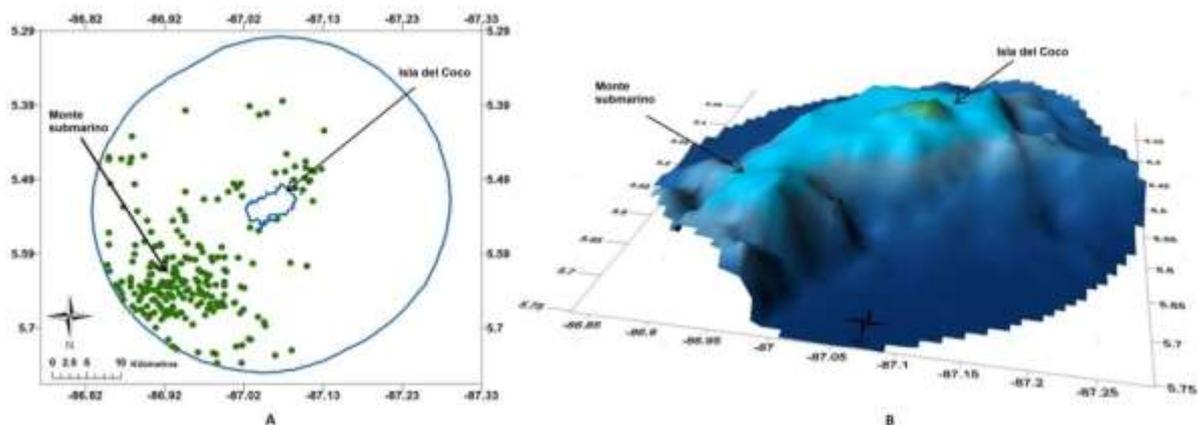


Figura 3. Incursiones y batimetría del Parque Nacional Isla del Coco. (A) Incursiones (puntos verdes) y perímetro del Parque (círculo) y (B) perfil batimétrico tridimensional. La orientación norte-sur está invertida en (A) y (B) para demostrar las paredes del monte submarino.

En promedio, cada patrullaje duró 6.9 horas y cubrió 40.3 millas náuticas. Hubo una correlación positiva entre el total de millas náuticas y horas patrulladas ($r_s(1407) = 0.629$, $p < 0.0005$), y entre el

total de las incursiones y la captura (número total de animales enganchados en los palangres) ($r_s(1474) = 0.782$, $p < 0.0005$). Aunque estadísticamente significativas, el total de horas patrulladas fueron sólo débilmente correlacionados con el total de incursiones ($r_s(1421) = 0.204$, $p < 0.0005$).

Los registros revelaron que los pescadores ilegales utilizaron envases de plástico y llantas viejas como boyas. Era común que las mismas embarcaciones entraran al Parque ilegalmente en múltiples ocasiones, y esto se sigue reportando (Salas, 2013; SINAC-MINAET, 2012). Usando el radar de la embarcación patrullera, los funcionarios comúnmente pueden detectar múltiples embarcaciones pesqueras, algunas dentro del Parque y otras cerca del límite; comúnmente, los barcos situados dentro del Parque huyen al ver la patrullera a la distancia. Los funcionarios registraron falta de respeto por parte de algunos pescadores ilegales. Por ejemplo, era común que las embarcaciones no se detuvieran cuando se les solicitaba, con ocasionales insultos y amenazas dirigidas a funcionarios por radio. Las amenazas también se han reportado más recientemente (Rojas, 2013). Además de palangre, encontramos reportes de uso del “troleo” (Salas, 2013), corrientes para llevar equipo de pesca dentro y fuera del Parque, pesca durante horas de oscuridad, y pintar boyas con colores de bajo contraste para evitar ser detectados (SINAC-MINAET, 2012).

3.2. Distribución temporal de patrullajes e incursiones

El cuatrimestre y su interacción con la fase lunar influyeron de forma significativa la probabilidad de detección de incursiones en el Parque (Anexo 1). La probabilidad de encontrar incursiones fue mayor durante el tercer cuatrimestre, con mayores probabilidades durante el primer y último cuarto lunar en esa época del año (Fig. 4).

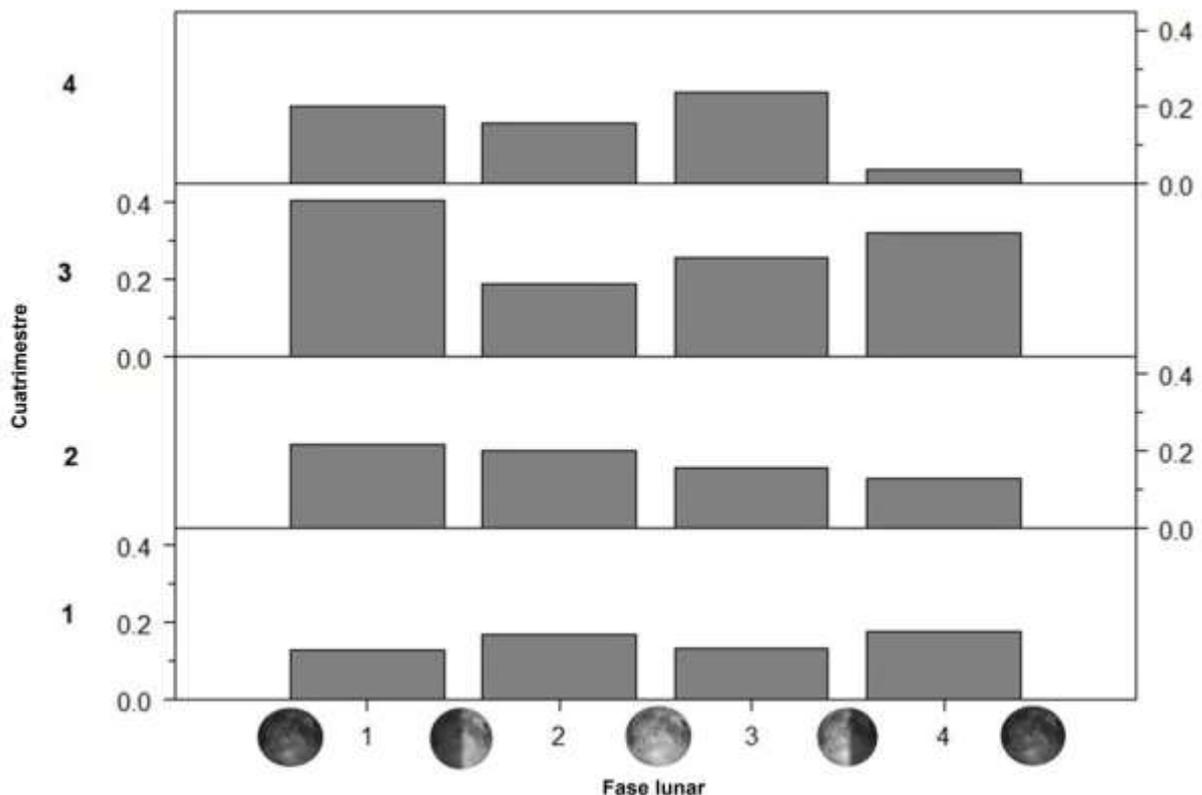


Figura 4. Predicciones de probabilidad de encontrar incursiones en el Parque Nacional Isla del Coco con base en dos factores causales: fase lunar (columnas) y cuatrimestres (filas); probabilidades dadas en ejes verticales.

Las incursiones alcanzaron su punto máximo en el tercer cuatrimestre del año (Figs. 4 y 5 A), con la media en agosto (Fig. 5A). Las horas patrulladas tuvieron su media en junio y se distribuyeron de manera más uniforme durante todo el año en comparación con las incursiones (Fig. 5B). Las incursiones tienden hacia el primer cuarto lunar, con una media en el primer cuatrimestre (Fig. 5C). El esfuerzo de patrullaje tuvo su media hacia la luna llena (Fig. 5D).

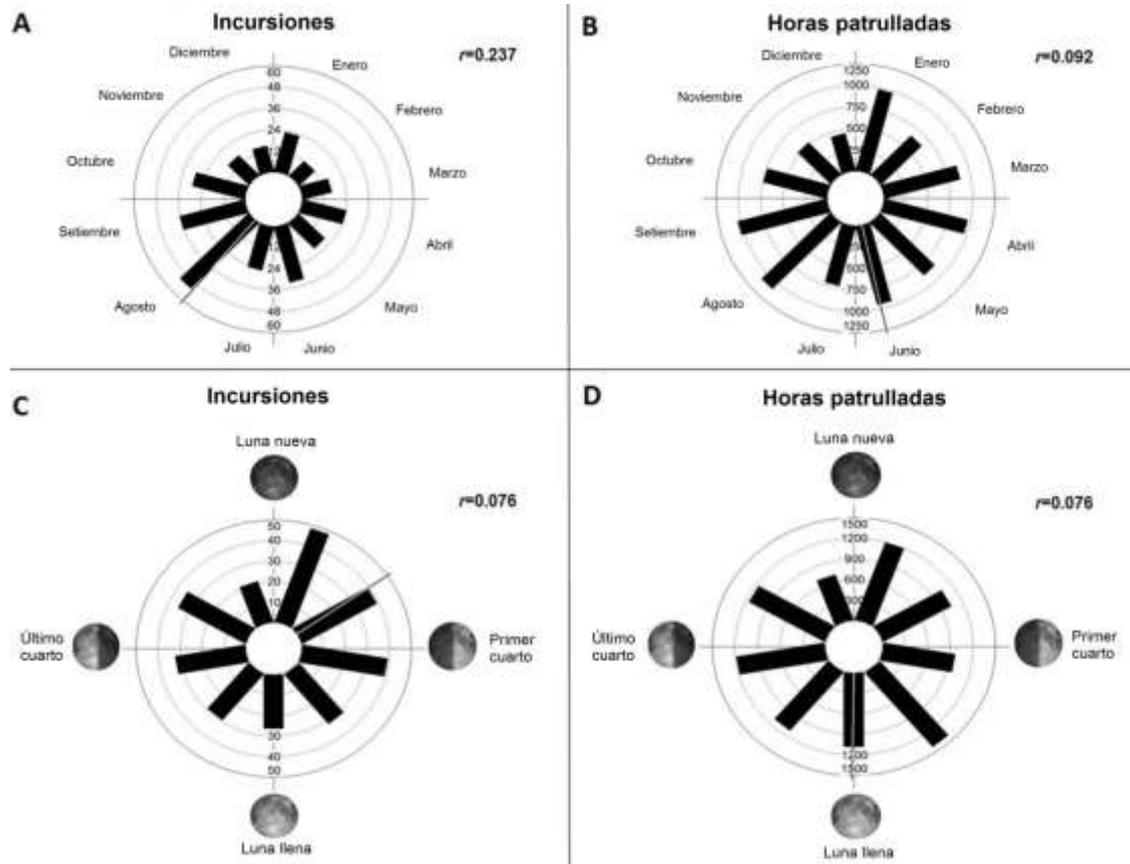


Figura 5. Distribución temporal de incursiones y esfuerzo de patrullaje en Parque Nacional Isla del Coco. (A) Incursiones por mes, (B) Horas patrulladas por mes, (C) Incursiones por fase lunar, (D) Horas patrulladas por fase lunar. Las barras indican frecuencias. Los números en las líneas verticales indican número de incursiones registradas u horas patrulladas. Las líneas radiales indican la ubicación temporal de los valores medios de incursiones y patrullajes. La longitud del vector medio (r), una medida de la variación en los valores, está dado en la esquina superior de cada gráfica, su rango es de 0 a 1; valores altos indican que las observaciones están agrupadas cerca de la media.

3.3. Principales barreras en las probabilidades de arresto/notificación, enjuiciamiento y condena

El manejo y la conservación de los recursos marinos de Costa Rica recaen principalmente en el Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura (INCOPECA) y el Ministerio de Ambiente Energía y Mares (MINAEM). En 2011, la Presidenta de Costa Rica creó la Comisión Presidencial para la Gobernanza Marina con el fin de "diagnosticar, evaluar y recomendar los ajustes necesarios para la buena gobernanza marina en Costa Rica" (Casa Presidencial, 2011). El principal resultado de este proceso fue la recomendación de revisar y reestructurar al INCOPECA (Comisión Presidencial para la Gobernanza Marina, 2012), y esta propuesta fue respaldada por algunos grupos conservacionistas (Frente por Nuestros Mares, 2013). Uno de los problemas identificados en el INCOPECA es un conflicto de intereses: la mayoría de los miembros de la Junta Directiva son representantes de la

industria pesquera (Quesada-Alpízar, 2006). De acuerdo con una auditoría realizada por la Contraloría General de la República (CGR, 2012), el INCOPECA no ha acatado sus responsabilidades relacionadas con la conservación de los recursos marinos. En particular, debido a la necesidad de una adecuada gestión de los permisos de pesca y el control de las tallas mínimas de desembarque.

El Parque ha sido una zona de acceso restringido desde 2001; sólo pueden ingresar embarcaciones autorizadas (Poder Ejecutivo, 2012). Sin embargo, varios pescadores no acatan esta regla y es común ver a las mismas embarcaciones violando los límites del Parque (SINAC-MINAET, 2012). Cuando los pescadores ilegales están colocando o recuperando equipo de pesca y detectan a una embarcación patrullera, cortan la línea y así evitan denuncias por pesca ilegal (la identificación de equipos de pesca no es obligatoria en Costa Rica) y huyen. A menos que los funcionarios logren interceptar a las embarcaciones que huyen, los arrestos o citaciones son imposibles. Este suele ser el caso porque los pescadores ilegales detectan a las embarcaciones patrulleras a distancia, dándoles tiempo suficiente para eludir la detención. Los funcionarios entonces deben retirar los equipos de pesca abandonados dentro del AMP. Cuando un barco es interceptado, se le da una notificación escrita y verbal que indica la ilegalidad de entrar al Parque. Si el mismo barco es interceptado nuevamente dentro del Parque, se procesa por "desobediencia a la autoridad", en este caso el capitán podría enfrentar una sentencia de cárcel.

La mayoría de los barcos de pesca ilegales que se encuentran en el Parque carecen de la autonomía jurídica para viajar con seguridad más allá de 40 millas náuticas (aproximadamente 74 kilómetros) de la costa. Muchos de los barcos que pescan ilegalmente en el Parque se encuentran en violación de este reglamento; sin embargo, actualmente, el incumplimiento de esta regla no se castiga. Adicionalmente, varios barcos que se han encontrado pescando ilegalmente en el Parque reciben combustible subsidiado concedido por el INCOPECA (Delgado, 2012), potencialmente facilitando las travesías largas a lugares como el Parque. Para evitar las limitaciones de depender de sanciones administrativas ligadas al INCOPECA, la administración del Parque pasa a través del sistema judicial. Sin embargo, los procesos se retrasan hasta varios años a causa de ineficiencias dentro del sistema judicial.

Hasta la fecha, ninguna resolución por ingreso o pesca ilegal en el Parque ha concluido con sentencias de cárcel o acciones legales severas, como el decomiso de una embarcación de palangre—a pesar de que algunas embarcaciones han acumulado más de 10 procesos judiciales por "desobediencia a la autoridad". De acuerdo con información disponible sobre seis juicios concluidos entre diciembre de 2010 y marzo de 2013 (no existe información de otros juicios relacionados con incursiones), tres casos fueron desestimados y tres casos terminaron en condena. Las tres condenas, sin embargo, terminaron en ejecución condicional de la pena (generalmente trabajo comunitario y un monto económico establecido por un juez).

4. Discusión

A continuación exploramos algunas medidas para mejorar el cumplimiento, por parte de pescadores, en Parque Nacional Isla del Coco mediante el fortalecimiento de la cadena de coacción. Nuestros resultados ponen en manifiesto cómo la pesca ilegal es una amenaza considerable con ubicación y periodicidad específicas. Asimismo, encontramos que los pescadores ilegales reincidentes son numerosos y las incursiones suelen quedar impunes. Basados en nuestros hallazgos consideramos los siguientes factores clave para optimizar el cumplimiento.

4.1. Incrementar la probabilidad de detección

Los pescadores ilegales parecen centrar sus esfuerzos en un monte submarino ubicado dentro del Parque (Fig. 3). El monte submarino se encuentra aproximadamente a 15 km de la Isla, con una

pared muy empinada (Fig. 3B) (Lizano, 2012). La concentración de las incursiones en este monte submarino concuerdan con las agregaciones y elevada densidad/abundancia de depredadores esperada en montes submarinos (Morato et al., 2010; Worm et al., 2003). Estudios recientes reportan líneas de pesca y bajas densidades de meros y cabrillas en las montañas submarinas fuera del Parque (Starr et al., 2012), y la disminución de la abundancia de tiburones dentro del Parque (Friedlander et al., 2012). Por otra parte, los tiburones sedosos, que son saqueados comúnmente en el Parque, se muestran como casi amenazadas en la Lista Roja de la UICN (Bonfil et al., 2006). La presión pesquera es claramente pesada alrededor y dentro de la Isla del Coco, y le resta valor a la integridad ecológica del Parque.

La mayor incidencia de la pesca ilegal en el tercer trimestre del año (Figs. 4 y 5 A) podría ser impulsada por variables oceanográficas, como por ejemplo la profundidad de la capa de mezcla (Fiedler & Talley, 2006). Las variables oceanográficas pueden afectar la distribución espacial y temporal de especies como el atún aleta amarilla (*T. albacares*) (Song et al., 2008), y por consiguiente afectan la probabilidad de ser capturadas por pescadores. En esta época del año las ricas aguas del Parque tienen el potencial de atraer pescadores, quienes además tienen una capacidad limitada para buscar caladeros más distantes.

Las variables oceanográficas tienen un fuerte efecto sobre la fauna marina y pueden ayudar a predecir el comportamiento de los usuarios en cuanto a la distribución espacial y temporal de sus actividades. Los pescadores comúnmente se benefician con la tecnología de teledetección (e.g. información satelital) al permitirles identificar áreas con características oceanográficas asociadas con alta abundancia de peces (SPC, 2011), por lo que los planificadores y administradores de recursos marinos también pueden aprovechar estas herramientas para mejorar la probabilidad de detección. Por ejemplo, Hobday and Hartmann (2006) describieron un método para predecir la captura incidental de palangre con la temperatura superficial del mar y un modelo oceanográfico. La aplicación de datos oceanográficos ampliamente disponibles podría ayudar a predecir la pesca ilegal en espacio y tiempo, permitiendo así aumentar la eficiencia del patrullaje. Utilizar datos obtenidos por teledetección, sin embargo, también aumenta la dificultad técnica de análisis, lo que puede dificultar su uso en los países en donde esta experiencia técnica y/o los recursos financieros son escasos.

El efecto de los ciclos lunares en el comportamiento de los peces y probabilidad de captura ha sido reconocido por los pescadores por mucho tiempo (Parrish, 1999). La variabilidad de pesca ilegal según las fases lunares que reportamos en este estudio es consistente con estudios anteriores. Por ejemplo, Lowry et al. (2007) reportaron capturas máximas de tiburón azul (*Prionace glauca*), tiburón mako (*Isurus oxyrinchus*), dorado (*Coryphaena hippurus*) y el atún aleta amarilla (*T. albacares*) en el primer cuarto lunar. Se cree que el efecto del ciclo lunar influye en el comportamiento de los peces al variar la cantidad de luz y, consecuentemente la distribución vertical de los peces (Blaxter, 1974; Lowry et al., 2007; Wilson et al., 2005). La reducción de la luz alrededor de la luna nueva puede forzar a los peces presa y a los depredadores más cerca de la superficie, lo que podría aumentar la captura de depredadores con palangres de superficie. Adicionalmente, las condiciones de poca luz pueden favorecer la pesca ilegal al reducir la probabilidad de detección. Dado que tanto la época del año y el ciclo lunar pueden afectar la probabilidad de capturar a los peces objetivo, y que las incursiones se pueden camuflar por noches más oscuras, es razonable esperar los patrones temporales de pesca ilegal que reportamos en este estudio.

Nuestro análisis de las tendencias mensuales y el ciclo lunar sugiere que el esfuerzo de patrullaje se puede optimizar al hacerlo coincidir con las incursiones (Fig. 5). Esto requeriría una redistribución del esfuerzo de patrullaje a meses y fases lunares que son explotados más intensamente por los pescadores ilegales. Esta modificación al esfuerzo de patrullaje podría aumentar la disuasión cuando más se necesita y, potencialmente, reduciría los costos de patrullaje al recortar esfuerzos

innecesarios. El seguimiento y análisis de los registros de patrullaje debe ser sistemático y periódico, permitiendo la adaptación de las tareas de patrullaje. Por ejemplo, mientras que las fluctuaciones inter- e intra-mensuales de las incursiones podrían ser explicadas por variables naturales que influyen el comportamiento y la distribución de los peces, estas fluctuaciones pueden también ser influenciadas por el esfuerzo de patrullaje. Si los pescadores creen que la probabilidad de detección es baja en ciertas áreas y/o momentos determinados, sus motivaciones para pescar ilegalmente en esas áreas y momentos podrían aumentar y viceversa. Un seguimiento periódico y sistemático de los registros de patrullaje permitiría adaptarse a estas variaciones. Sencillo

4.1.1. El papel del diseño de las AMP en el cumplimiento y el patrullaje

El diseño de una AMP puede desempeñar un papel importante en el cumplimiento de reglas. Las AMP deben estar definidas con límites geográficos claros (Ostrom, 1990). Un ejemplo de esto es el Parque Marino de la Gran Barrera de Coral, Australia, el cual define zonas de pesca con formas sencillas y fáciles de ubicar, facilitando la navegación tanto a usuarios como a los encargados del patrullaje (Day et al., 2012). Por el contrario, el límite del Parque Nacional Isla del Coco es definido por un radio de 12 millas náuticas desde la línea de bajamar de la isla (Fig. 2). El límite también representa el mar territorial; este diseño plantea varios problemas técnicos para la coacción. El límite es aproximadamente circular, pero también un tanto irregular debido a la forma de la isla, por lo que el límite es difícil de determinar con precisión. Por lo tanto, este límite puede confundir a los pescadores y los guardias. Aunque sería políticamente difícil modificar los límites del Parque, una alternativa viable sería crear una 'zona de amortiguamiento' con una forma poligonal sencilla (e.g. rectangular) dentro del AMM-MS (Fig. 2). Además de reducir la incertidumbre en la navegación, la zona de amortiguamiento podría servir dos propósitos: primero, excluir el palangre—la mayor amenaza para el Parque—con un límite claro; y segundo, reducir el 'efecto de borde', ya que se ha observado que el esfuerzo de pesca comúnmente se concentra en los bordes de las AMP (Kellner et al., 2007); además, es probable que ocurran incursiones accidentales o deliberadas cerca de los bordes facilitadas por una entrada y salida sencilla (Gribble & Robertson, 1998; Kritzer, 2004). El efecto de borde se amplifica en las AMP más pequeñas debido a una relación perímetro-área mayor (Kritzer, 2004). Las zonas amortiguadoras reducen este efecto en cierta medida al disminuir la relación perímetro-área. Por ejemplo, el amortiguador hipotético de la Figura 2 tiene, aproximadamente, una relación perímetro-área de 0.066:1, comparado a la relación 0.079:1 que tiene el Parque actualmente.

4.2. Barreras en los demás eslabones de la cadena de coacción

En el Parque Nacional Isla del Coco, la probabilidad de detección, aunque puede mejorar, es aparentemente el eslabón más fuerte en la cadena de coacción (Fig. 1). Luego de la detección, las probabilidades posteriores en la cadena de coacción fueron marginales. Consideramos que la razón principal es la debilidad de las bases jurídica y de gobernanza. Cuando los pescadores ilegales pierden su equipo a los guardianes, sus pérdidas económicas son minimizadas al usar equipo barato, y son potencialmente contrarrestadas por el alto valor en mercado del atún y las aletas de tiburón [el aleteo de tiburón ha sido reportado en el Parque (Delgado, 2012)]. Al parecer en el Parque las ganancias potenciales de pescar ilegalmente sobrepasan los costos potenciales de ser atrapado. Esto también aplica a nivel internacional, en particular cuando se trata de capturas de alto valor (Sumaila et al., 2006).

En el caso hipotético de que las probabilidades de detección, arresto/citación, enjuiciamiento y condena fuesen cada una del 50%, la probabilidad acumulada de ser condenado por pesca ilegal sería del 6.25% (Cuadro 2, Caso 1). Sin embargo, es probable que los valores reales para cada eslabón en el Parque Nacional Isla del Coco y otras AMP oceánicas sean inferiores al 50%. Con 20% de los días patrullados resultando en la detección de incursiones, se puede asumir que la probabilidad total de detección es menor a este 20%. Algunas incursiones no se detectan ya que

pasan desapercibidas por los patrullajes y/o ocurren en momentos que no se patrulla. Es importante destacar que cuando los valores para cualquier enlace de la cadena son muy bajos (cerca de cero), la coacción general se torna ineficaz (Cuadro 2, Caso 2), y los vínculos débiles socavan las inversiones en los más fuertes (Cuadro 2, Casos 2 y 3). Tener las probabilidades reales para este tipo de análisis requiere un registro sistemático de información para cada enlace y/o valores estimados mediante una encuesta social (Akella & Cannon, 2004).

Cuadro 2. Probabilidad acumulativa de penalización dadas varias probabilidades hipotéticas para cada uno de los eslabones de la cadena.

	Probabilidad de detección	Probabilidad de arresto/citación	Probabilidad de enjuiciamiento	Probabilidad de condena	Probabilidad acumulativa de penalización
Caso 1	50%	50%	50%	50%	6.25%
Caso 2	90%	90%	5%	90%	3.65%
Caso 3	90%	50%	50%	50%	11.25%

Probablemente, el principal beneficio de la vigilancia en el Parque Nacional Isla del Coco ha sido evitar la pesca ilegal desenfrenada a través de la disuasión parcial ofrecida por la presencia de embarcaciones patrulla. Sin embargo, como se discute anteriormente, este es un enfoque limitado que no ha logrado un fuerte cumplimiento, requiere patrullajes constantes (y económicamente caros), y es frustrante para los guardias. Mientras que la tecnología [e.g., sistemas de localización de buques (VMS y AIS) y el radar] puede aumentar la probabilidad de detección y reducir los costos de manejo al dar dirección a los patrullajes, la disuasión seguirá siendo baja si los otros eslabones de la cadena son débiles. Para resolver este problema, las AMP requieren un conjunto claro y aplicable de normas. Las normas deben estar respaldadas por guardias, fiscales y jueces formados en derecho ambiental y marino (Akella & Cannon, 2004). Las instituciones encargadas de la coacción deben ser capaces de colaborar y adaptarse a los cambios (Hauck & Kroese, 2006). Las sanciones deben contrarrestar las ganancias ilegales provenientes de capturas de gran valor e incorporar la pérdida de privilegios (Robinson et al., 2010), tales como la pérdida de acceso al AMM-MS (Fig. 2) y a combustible subsidiado. Un sistema de sanciones graduales—variar las sanciones de acuerdo al número y/o severidad de las violaciones—también puede ser de gran utilidad (Ostrom, 1990). Por ejemplo, (Russell, 1990) propuso un modelo basado en la ‘teoría de juegos’ en el que las violaciones que cometan los “jugadores” (e.g., los pescadores) determinan sus privilegios, obligaciones y futuras probabilidades de ser monitoreado (e.g., remotamente, en el mar o puerto). En este modelo, todos los pescadores comienzan con cuenta nueva (Grupo A) y pueden pescar en un área determinada acatando reglas específicas. Cuando un pescador es encontrado violando las reglas, el pescador cae al Grupo B, perdiendo privilegios y/u obteniendo nuevas obligaciones (por ejemplo, llevar un dispositivo de seguimiento por un tiempo). Si rompe las reglas nuevamente (Grupo C), podría enfrentar una pérdida adicional de privilegios, acumular obligaciones, y/o inclusive perder su derecho a pescar. Si el pescador acata a las reglas por cierto tiempo, puede regresar al Grupo A. Un sistema de sanciones graduadas mejora la coacción presionando a los infractores flagrantes y frecuentes (Sutinen et al., 1990), proporcionando incentivos para cumplir, y es más probable que sea percibido como legítimo por los pescadores (Kuperan & Sutinen, 1998).

5. Conclusión

Este estudio analiza algunos de los desafíos de cumplimiento que enfrentan las AMP oceánicas. Mientras que el sistema de coerción en el Parque Nacional Isla del Coco puede mejorar, este ha logrado, hasta cierto punto, controlar la pesca ilegal. Un análisis sistemático y periódico de los registros de patrullaje como el que presentamos puede proporcionar información útil para optimizar el esfuerzo de patrullaje para incrementar la probabilidad de detección de pesca ilegal. Como lo

demuestra nuestro estudio, normas claras y aplicables, unidas a instituciones fuertes, pueden ayudar a optimizar la coacción. Esto es particularmente importante para áreas en altamar, donde, debido a debilidades legales y de gobernanza, se requieren esfuerzos adicionales a nivel nacional, regional e internacional para asegurar una coacción efectiva (Gjerde et al., 2013). La coacción es una herramienta para fomentar el cumplimiento, un medio para llegar a un fin; sin embargo, otras herramientas como las normas sociales también deben ser explotadas. En el proceso de alcanzar los objetivos de conservación marina internacional [para 2020 conservar al menos el 10% de las áreas marinas y costeras por medio de sistemas de áreas protegidas administrados de manera eficaz (CBD, 2010)], y con el aumento de la presión sobre los recursos marinos del mundo, los países deben garantizar el cumplimiento en sus AMP. De no hacerlo, se socavarían seriamente los beneficios de la conservación que se esperan de las AMP efectivas, y daría lugar a indicadores, como la simple extensión de las zonas marinas protegidas, que no necesariamente reflejan la protección efectiva de los recursos naturales marinos.

Agradecimientos

Agradecemos al Área de Conservación Marina Isla del Coco, Sistema Nacional de Áreas de Conservación, Servicio Nacional de Guardacostas, MarViva, Comandante C. Castro, F. Quirós, S. Vega, M. Rodríguez, J. Rodríguez, Y. Peraza, J. Robinson, N. Graham, S. Walker, K. Nash, C. Magnin, FAICO, y revisores quienes ayudaron a mejorar este documento. AA, RLP, JAR and JEC agradecen apoyo del Consejo Australiano de Investigación. AA agradece al pueblo Australiano por su apoyo a través de AusAID.

Referencias

- Abbott, J.K., Haynie, A.C. 2012. What are we protecting? Fisher behavior and the unintended consequences of spatial closures as a fishery management tool. *Ecol. Appl.*, 22(3), 762-777.
- Akella, A.S., Cannon, J.B. 2004. Strengthening the weakest links: strategies for improving the enforcement of environmental laws globally. Center for Conservation and Government at Conservation International.
- Arias, A., Sutton, S.G. 2013. Understanding recreational fishers' compliance with no-take zones in the Great Barrier Reef Marine Park. *Ecol. Soc.*, 18(4).
- Ban, N.C., Adams, V., Pressey, R.L., Hicks, J. 2011. Promise and problems for estimating management costs of marine protected areas. *Conservation Letters*, 4(3), 241-252.
- Berkes, F., Hughes, T., Steneck, R., Wilson, J.A., Bellwood, D., Crona, B., Folke, C., Gunderson, L., Leslie, H., Norberg, J. 2006. Globalization, roving bandits, and marine resources. *Science*, 311(5767), 1557-1558.
- Blaxter, J.H.S. 1974. The role of light in the vertical migration of fish, a review. in: *Light as an ecological factor II*, (Eds.) G.C. Evans, R. Bainbridge, O. Rackham, Blackwell Scientific Publications. Oxford, pp. 189-210.
- Bonfil, R., Amorim, A., Anderson, C., Arauz, R., Baum, J., Clarke, S.C., Graham, R.T., Gonzalez, M., Jolón, M., Kyne, P.M., Mancini, P., Márquez, F., Ruíz, C., Smith, W. 2006. *Carcharhinus falciformis*. in: IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2.
- Burke, L.M., Reyntar, K., Spalding, M., Perry, A. 2011. Reefs at risk revisited. World Resources Institute Washington, DC, USA.
- Byers, J.E., Noonburg, E.G. 2007. Poaching, enforcement, and the efficacy of marine reserves. *Ecol. Appl.*, 17(7), 1851-1856.
- Campbell, S.J., Hoey, A.S., Maynard, J., Kartawijaya, T., Cinner, J., Graham, N.A.J., Baird, A.H. 2012. Weak Compliance Undermines the Success of No-Take Zones in a Large Government-Controlled Marine Protected Area. *PLoS ONE*, 7(11), e50074.
- Casa Presidencial. 2011. Presidenta juramenta comisión para mejorar la buena gobernanza marina. San José, Costa Rica.
- CBD. 2010. Tenth Meeting of the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity. Decision X2. Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020 and the Aichi Biodiversity Targets, UNEP. Nagoya, Japan.
- CGR. 2012. Informe sobre auditoría de carácter especial efectuada en el Instituto Costarricense de Pesca y Acuicultura (INCOPECA) relacionado con el cumplimiento de sus funciones en materia de conservación del recurso marino. San José, Costa Rica.
- Comisión Presidencial para la Gobernanza Marina. 2012. Informe. Presidencia República de Costa Rica.
- Davis, B.C., Morett, G.S. 2005. Enforcing U.S. Marine Protected Areas: Synthesis Report. National Marine Protected Areas Center in Cooperation with the National Oceanic and Atmospheric Administration Coastal Services Center.
- Day, J., Dudley, N., Hockings, M., Holmes, G., Laffoley, D., Stolton, S., Wells, S. 2012. Guidelines for applying the IUCN Protected Area Management Categories to Marine Protected Areas. IUCN.
- Delgado, D. 2012. Impunidad favorece pesca en zona prohibida de la Isla del Coco. in: *La Nación*. San José, Costa Rica.
- Fiedler, P.C., Talley, L.D. 2006. Hydrography of the eastern tropical Pacific: A review. *Prog. Oceanogr.*, 69(2-4), 143-180.
- Frente por Nuestros Mares. 2013. Carta a Laura Chinchilla y Gloria Abraham. San José, Costa Rica.
- Friedlander, A., Zgliczynski, B.J., Ballesteros, E., Aburto-Oropeza, O., Bolaños, A., Sala, E. 2012. The shallow-water fish assemblage of Isla del Coco National Park, Costa Rica: structure and patterns in an isolated, predator-dominated ecosystem. *Revista Biología Tropical*, 60(3), 321-338.

- Game, E.T., Grantham, H.S., Hobday, A.J., Pressey, R.L., Lombard, A.T., Beckley, L.E., Gjerde, K., Bustamante, R., Possingham, H.P., Richardson, A.J. 2009. Pelagic protected areas: the missing dimension in ocean conservation. *Trends Ecol. Evol.*, 24(7), 360-369.
- Gavin, M.C., Solomon, J.N., Blank, S.G. 2010. Measuring and monitoring illegal use of natural resources. *Conserv. Biol.*, 24(1), 89-100.
- Gjerde, K.M., Currie, D., Wowk, K., Sack, K. 2013. Ocean in peril: Reforming the management of global ocean living resources in areas beyond national jurisdiction. *Mar. Pollut. Bull.*, 74(2), 540-551.
- Graham, N.A.J., McClanahan, T.R. 2013. The Last Call for Marine Wilderness? *BioSci*, 63(5), 397-402.
- Graham, N.A.J., Spalding, M.D., Sheppard, C.R.C. 2010. Reef shark declines in remote atolls highlight the need for multi-faceted conservation action. *ACMFE*, 20(5), 543-548.
- Gribble, N.A., Robertson, J.W.A. 1998. Fishing effort in the far northern section cross shelf closure area of the Great Barrier Reef Marine Park: the effectiveness of area-closures. *J. Environ. Manage.*, 52(1), 53-67.
- Hauck, M., Kroese, M. 2006. Fisheries compliance in South Africa: A decade of challenges and reform 1994–2004. *Mar. Policy*, 30(1), 74-83.
- Hilborn, R., Arcese, P., Borner, M., Hando, J., Hopcraft, G., Loibooki, M., Mduma, S., Sinclair, A.R.E. 2006. Effective enforcement in a conservation area. *Science*, 314(5803), 1266-1266.
- Hobday, A.J., Hartmann, K. 2006. Near real-time spatial management based on habitat predictions for a longline bycatch species. *Fish. Manage. Ecol.*, 13(6), 365-380.
- Hønneland, G. 2000. Compliance in the Barents Sea fisheries. How fishermen account for conformity with rules. *Mar. Policy*, 24(1), 11-19.
- Kellner, J.B., Tetreault, I., Gaines, S.D., Nisbet, R.M. 2007. Fishing the line near marine reserves in single and multispecies fisheries. *Ecol. Appl.*, 17(4), 1039-1054.
- Knapp, E.J., Rentsch, D., Schmitt, J., Lewis, C., Polasky, S. 2010. A tale of three villages: choosing an effective method for assessing poaching levels in western Serengeti, Tanzania. *Oryx*, 44(02), 178-184.
- Kritzer, J.P. 2004. Effects of noncompliance on the success of alternative designs of marine protected area networks for conservation and fisheries management. *Conserv. Biol.*, 18(4), 1021-1031.
- Kuperan, K., Sutinen, J.G. 1998. Blue Water Crime: Deterrence, Legitimacy, and Compliance in Fisheries. *Law Soc. Rev.*, 32(2), 309-338.
- Le Quesne, W.J.F. 2009. Are flawed MPAs any good or just a new way of making old mistakes? *ICES J. Mar. Sci.*, 66(1), 132-136.
- Leader-Williams, N., Albon, S. 1988. Allocation of resources for conservation. *Nature*, 336(6199), 533-535.
- Leader-Williams, N., Albon, S.D., Berry, P.S.M. 1990. Illegal exploitation of black rhinoceros and elephant populations: patterns of decline, law enforcement and patrol effort in Luangwa Valley, Zambia. *Journal of Applied Ecology*, 1055-1087.
- Lizano, O.G. 2012. Rasgos morfológicos alrededor de la Isla del Coco y de sus montes submarinos vecinos, Pacífico de Costa Rica. *Revista Biología Tropical*, 60(3), 43-51.
- Lowry, M., Williams, D., Metti, Y. 2007. Lunar landings—Relationship between lunar phase and catch rates for an Australian gamefish-tournament fishery. *Fisheries Research*, 88(1–3), 15-23.
- Mora, C., Andréfouët, S., Costello, M.J., Kranenburg, C., Rollo, A., Veron, J., Gaston, K.J., Myers, R.A. 2006. Coral reefs and the global network of marine protected areas. *Science*, 312(5781), 1750-1751.
- Morato, T., Hoyle, S.D., Allain, V., Nicol, S.J. 2010. Seamounts are hotspots of pelagic biodiversity in the open ocean. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 107(21), 9707-9711.
- Myers, R.A., Worm, B. 2003. Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature*, 423(6937), 280-283.
- Ostrom, E. 1990. *Governing the commons: The evolution of institutions for collective action.* Cambridge University Press, Cambridge, UK.

- Parrish, J.K. 1999. Using behavior and ecology to exploit schooling fishes. *Environ. Biol. Fishes*, 55(1-2), 157-181.
- Poder Ejecutivo. 2012. Decreto Ejecutivo 37023-MINAET: Reglamento de uso público del Parque Nacional Isla del Coco, (Ed.) MINAET. San José, Costa Rica.
- Pollnac, R., Christie, P., Cinner, J.E., Dalton, T., Daw, T.M., Forrester, G.E., Graham, N.A.J., McClanahan, T.R. 2010. Marine reserves as linked social–ecological systems. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 107(43), 18262-18265.
- Quesada-Alpizar, M.A. 2006. Participation and fisheries management in Costa Rica: From theory to practice. *Mar. Policy*, 30(6), 641-650.
- Robinson, E.J.Z., Kumar, A.M., Albers, H.J. 2010. Protecting Developing Countries' Forests: Enforcement in Theory and Practice. *Journal of Natural Resources Policy Research*, 2(1), 25-38.
- Rojas, P. 2013. Serias amenazas también rondan a trabajadores del Parque Nacional Isla del Coco. in: *Crhoy*. San José. Costa Rica.
- Russell, C. 1990. Game models for structuring monitoring and enforcement systems. *Natural Resource Modeling*, 4(2), 143-173.
- Salas, E., Ross-Salazar, E., Arias, A. 2012. Diagnóstico de áreas marinas protegidas y áreas marinas para la pesca responsable en el Pacífico costarricense. Fundación MarViva, San José, Costa Rica.
- Salas, L. 2013. 20 embarcaciones pesqueras amenazan la Isla del Coco. in: *Crhoy*. San José, Costa Rica.
- SINAC-MINAET. 2012. Comunicado de prensa: Isla del Coco intensifica patrullajes en área protegida: operativos especiales dan como resultado evitar o detener actividades que atentan contra la integridad de los recursos naturales presentes en el Parque. SINAC.
- Song, L.M., Zhang, Y.U., Xu, L.X., Jiang, W.X., Wang, J.Q. 2008. Environmental preferences of longlining for yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the tropical high seas of the Indian Ocean. *Fish. Oceanogr.*, 17(4), 239-253.
- SPC. 2011. A beginner's guide to using remote sensing for offshore tuna fishing. Secretariat of the Pacific Community, Noumea, New Caledonia.
- Starr, R.M., Green, K., Sala, E. 2012. Deepwater fish assemblages at Isla del Coco National Park and Las Gemelas Seamount, Costa Rica. *Revista Biología Tropical*, 60(3), 347-362.
- Sumaila, U.R., Alder, J., Keith, H. 2006. Global scope and economics of illegal fishing. *Mar. Policy*, 30(6), 696-703.
- Sutinen, J.G. 1987. Enforcement of the MFCMA: an economist's perspective. *Mar. Fish. Rev.*, 49(3), 36-43.
- Sutinen, J.G. 1996. Fisheries compliance and management: assessing performance. Australian Fisheries Management Authority.
- Sutinen, J.G., Rieser, A., Gauvin, J.R. 1990. Measuring and explaining noncompliance in federally managed fisheries. *Ocean Dev. Int. Law*, 21(3), 335-372.
- Tyler, T.R. 1990. *Why people obey the law*. Yale University Press, New Haven.
- Ward, P., Myers, R.A., Blanchard, W. 2004. Fish lost at sea: the effect of soak time on pelagic longline catches. *Fish. Bull.*, 102(1), 179-195.
- Wilson, S.G., Lutcavage, M.E., Brill, R.W., Genovese, M.P., Cooper, A.B., Everly, A.W. 2005. Movements of bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) in the northwestern Atlantic Ocean recorded by pop-up satellite archival tags. *Marine Biology*, 146(2), 409-423.
- Worm, B., Lotze, H.K., Myers, R.A. 2003. Predator diversity hotspots in the blue ocean. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 100(17), 9884-9888.

Anexo 1. Resultados del análisis de desviación para la regresión logística. Cuatrimestre, fase lunar y su interacción fueron analizados como factores causales de incursiones.

Factores causales	gl	Desviación	gl residual	Desviación Residual	Pr (Chi)
NULL			1077	1068.8	
Cuatrimestre	3	20.9	1074	1047.8	0.0001
Fase lunar	3	5.4	1071	1042.4	0.1416
Interacción entre cuatrimestre y fase lunar	9	18.4	1062	1023.9	0.0305