



COSTAS

Red *Ibermar* Manejo Costero Integrado
Iberoamericana 



Volúmen 1 No. 1 Año. 2019



Organización
de las Naciones Unidas
para la Educación,
la Ciencia y la Cultura

Oficina de Montevideo

Oficina Regional de Ciencias
para América Latina y el Caribe



La *Revista COSTAS: Manejo Costero Integrado* en Iberoamerica es una revista arbitrada publicada en español, portugués y/o inglés dos veces al año y está dedicada a artículos originales y trabajos técnicos enfocados en el estudio de todos los aspectos referidos al manejo costero integrado a nivel regional, nacional y local.

Es una publicación periódica editada por la Red Iberoamericana de Manejo Costero Integrado (IBERMAR), en colaboración con Asociación Universitaria Iberoamericana de Posgrado (AUIP) y la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, Ciencia y Cultura UNESCO, a través de su Oficina Regional de Montevideo.

ISSN 2304-0963

<http://www.ibermar.org/revista-costas.html>

Consejo Editorial

Juan Manuel Barragán. FCMyA, UCA, España

Marinez Scherer García. UFSC, Brasil

Pedro Arenas Granados. Secretariado Rel. con Iberoamerica UCA, España

Denise Gorfinkel. Oficina de Montevideo, Oficina Regional de Ciencias para América Latina y el Caribe.

Daniel Conde. CIMCICS, UDELAR, Uruguay

José R. Dadon. UBA, Argentina

Álvaro Morales Ramírez. Decano SEP, UCR, Costa Rica

Isaac Azuz Adeath. CETYS-Universidad, México

Comité Científico Editorial

Milton Asmus. IO, FURG, Brasil

Nelson Gruber. CECO, UFRGS, Brasil

Evelia Rivera Arriaga. Instituto EPOMEX-UAC, México

Celene Milanés Batista. CEMZOC, U. de Oriente, Cuba

Camilo Botero Saltaren. USA, Colombia

Adolfo Chica Ruiz. UCA, España

Pedro Pereira. UFSC, Brasil

Alfredo Ortega, CIBNOR, Mexico

Editor asociado: *Marinez Scherer.* UFSC, Brasil

Diseño editorial y maquetación: *Jorge Gutiérrez* y *Juan M. Matú.* Instituto EPOMEX-UAC, México

***...en este número /
neste número /
in this number***

Presentación / Apresentação / Presentation

**Consequências a Largo Plazo de la Gestión Desintegrada en Zonas
Costeras: el Caso del Delta de la Tordera (Cataluña, España)** 1

Enric Sagristà, Rafael Sardá y Jordi Serra

**“PERMACOAST”: Aproximação Conceitual e Metodológica
Entre Gestão Costeira Integrada e Permacultura** 23

Washington Luiz dos Santos Ferreira e Milton Lafourcade Asmus

**Poluição Química em Unidades de Conservação Costeiras
e Marinhas do Brasil: Revisão Sistemática e Notas sobre
a Produção Científica** 41

Heitor Cavalcanti de Albuquerque e Denis M. de S. Abessa

**Dinâmica da Governança em Unidades de Conservação:
Estudo de Caso da Estação Ecológica de Carijós, Florianópolis, Brasil** 59

G. R. Abrahão, M.L. Asmus e W. Ferreira

**Conservation Tourism for the Sustainability of Coastal Areas.
Case Study: Otter Project** 87

Oldemar Carvalho Junior & Alesandra Bez Birolo

**Risco e Capacidade de Enfrentamento no Contexto Transfronteiriço
Brasil-Uruguai: Análise Espaço-Temporal Comparada
da Vulnerabilidade nos Balneários Aguas Dulces e Hermenegildo** 107

Gabriel Santos da Mota e Simone Emiko Sato

Análise Integrada da Qualidade da Água na Bacia e no Complexo Estuarino do Rio Goiana, Pernambuco, Brasil	133
<i>Cibele Rodrigues Costa, Monica Ferreira da Costa e Mário Barletta</i>	
São Gonçalo Channel as an Ecological Corridor for the Movement of Migratory Fishes: Environmental History and Perspectives for Fishery Management in the Mirim Lagoon, South Brazil	147
<i>Marcelo Dias de Mattos Burns, Gonzalo Velasco & Morevy Moreira Cheffe</i>	
Propuesta de Gestión Integrada para los Corrales de Pesca de la Costa Noroeste de Cádiz (España)	165
<i>Eduardo Entrena-Barbero, María Luisa Pérez-Cayeiro y Carolina Bonhomo-Núñez</i>	
Gestão de Praias com Trânsito de Veículos: Estudo de um Caso Extremo no Brasil	181
<i>Janaina Adélio e Paulo Roberto Armanini Tagliani</i>	
La Construcción de Sistemas de Indicadores de Sostenibilidad Ambiental: El Caso de Playa Central en la Ciudad Balneario Camboriú (Brasil) y la Zona Costera Este en la Ciudad de Montevideo (Uruguay)	197
<i>Juan Antonio Alves Zapater, Marcus Polette y Ana Vallarino</i>	
Implementing the SDG14 in Mexico: Diagnosis and Ways Forward	219
<i>Evelia Rivera-Arriaga e Isaac A. Azuz-Adeath</i>	

Presentación / Apresentação / Presentation

Cualquier revista especializada tiene, entre otras finalidades, poner el trabajo que cada científico o grupo de investigación realiza a disposición de otros interesados. Este generoso trasvase de saberes y conocimiento lleva implícito otro resultado de igual calado y trascendencia: conecta a personas e instituciones implicadas en determinadas ramas del saber o temáticas de interés común. Este es, precisamente, el cometido de la Revista Costas.

Pero, para ser justos, debemos empezar por recordar valiosos antecedentes. En efecto, la Revista Costas publicó en 2012 y en 2013 dos números, con 23 trabajos en total, que contenían importantes aportaciones sobre las costas de América Latina y el Caribe, a las que se añadían, por razones evidentes, otras de España y Portugal. Así, la comunidad iberoamericana de naciones, unida por los nexos históricos vividos en común, y mantenida esta relación de forma viva gracias a las lenguas portuguesa y castellana, pretenden seguir intercambiando experiencias y productos resultado de la investigación científica.

En este cometido cabe agradecer la labor de la Oficina Regional de Ciencia para América Latina y el Caribe de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO), con sede en Montevideo (Uruguay). Dicha institución supo crear un organigrama adecuado a los fines que perseguía la Revista Costas a través de un Comité Científico, un Comité Editorial y un Equipo Editorial. Las 16 personas responsables de las tareas propias de una revista superaron una de las etapas más difíciles de toda revista: su nacimiento.

Ahora, en 2019, con la responsabilidad asumida por Ibermar (Red Iberoamericana de Manejo Costero Integrado), se pretende lograr con éxito una segunda etapa, que no resulta menos ardua que la anterior: su consolidación. Se trata, pues, de consolidar la función de la Revista Costas aumentando la periodicidad de su edición y el número de trabajos publicados. El foco de interés central aspira a ser el mismo que en su origen: el espacio, los ecosistemas y los fenómenos costero marinos observados en nuestros respectivos países. Y ello publicado en nuestras lenguas vernáculas.

El fin último de este trabajo, compartido y cooperativo, no es otro que contribuir, en lo posible, a la solución de los grandes problemas del bienestar humano en las costas y mares de nuestros respectivos países. Para ello investigaremos, más relacionados y todo lo unidos que nos sea posible. Para ello consideraremos que un avance mínimo en cualquier lugar de la comunidad iberoamericana de naciones, puede significar un avance en otro lugar distinto mañana. Desde aquí se invita a investigadores, académicos y gestores a que hagan sus contribuciones. Serán todas ellas, en conjunto, las que sirvan para mejorar las costas que nos hemos encontrado como capital natural, y que tenemos que dejar como herencia a generaciones que están por venir.

Juan M. Barragán Muñoz
Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales
Universidad de Cádiz



Sagristà, E., R. Sardà, & J. Serra. 2019. Consecuències a Largo Plazo de la Gestió Desintegrada en Zonas Costeras: el Caso del Delta de la Tordera (Cataluña, España). *Revista Costas*, 1(1): 1-22. doi: 10.26359/costas.0101

Consecuències a Largo Plazo de la Gestió Desintegrada en Zonas Costeras: el Caso del Delta de la Tordera (Cataluña, España)

Enric Sagristà^{1*}, Rafael Sardà² y Jordi Serra³

*e-mail: e.sagrista@ceab.csic.es

¹ Centro de Estudios Avanzados de Blanes (CEAB-CSIC). Carretera d'Accés a la Cala St. Francesc, 14, 17300 Blanes (Girona), España;

² Centro de Estudios Avanzados de Blanes (CEAB-CSIC). Carretera d'Accés a la Cala St. Francesc, 14, 17300 Blanes (Girona), España. sarda@ceab.csic.es

³ Facultad de Ciencias de la Tierra de la Universidad de Barcelona (UB). Calle Martí i Franquès, s/n, 08028 Barcelona, España. jordi.serra@mailcat.cat

Keywords: Beach erosion; Human-mediated interventions; Coastal evolution; Aerial photograph comparison; Erosion/accretion rates.

Abstract

Catchment-coastal zones have undergone enormous changes during the last decades that have led to erosion processes, which in turn have compromised their stability, viability and existence. The main problem lies in human-made interventions that have degraded the beaches but also the river basins on which they depend. For many years, we forgot that everything we do in the river basin would have an impact on the associated coastal area. Gravel and water extraction, sand dredging, river channelling and land-use occupation, among others, have degraded fluvial and deltaic systems, which are no longer functional losing resilience. From 1956 to 2006, the coastline of the Tordera delta receded an average of 22 meters at the northern arm, 42 meters at the mouth of the river and advanced 35

Submitted: September 2018

Reviewed: November 2018

Accepted: December 2018

Associate Editor: Marínez Scherer

meters at the southern arm. In some areas, this led to the total loss of the beach surface in 2006, with multiple damages to its hinterland and its infrastructures such as seafront promenades, buildings or campsites that receive the direct impact of sea-storms due to the inability of the beach to protect the coast. To learn from mistakes and propose solutions, the first step was to strengthen the knowledge base of what we did in the region and its effects and consequences. Only then, we will be able to propose solutions following ecosystem-based management guidelines.

Resumen

Las zonas costeras han sufrido enormes cambios en las últimas décadas que han provocado unos procesos erosivos que comprometen su estabilidad, viabilidad e incluso su existencia. El principal problema reside en las acciones realizadas por el ser humano, las cuales han degradado tanto las playas como las cuencas fluviales de las cuales dependen. Durante muchos años, obviamos que toda modificación en una cuenca fluvial tiene asociado un impacto en la zona costera de ésta. Las extracciones de gravas y de agua, los dragados submarinos, las canalizaciones de ríos y las modificaciones en los usos del suelo, entre otros, han degradado los sistemas fluviales y deltaicos, los cuales ya no son funcionales, perdiendo su resiliencia. Desde 1956 hasta 2006 la línea de costa del delta de la Tordera ha retrocedido de media 22 metros en el brazo norte y 42 metros en la zona de la desembocadura del río, a la vez que ha avanzado 35 metros en el brazo sur. En algunas zonas, este proceso llevó a la total desaparición de la superficie de playa en el año 2006, con numerosos daños en su parte posterior y sus infraestructuras costeras, como paseos marítimos, edificios o campings, que ahora reciben el impacto directo de los temporales marítimos debido a la incapacidad de la playa para proteger la costa. Para aprender de los errores y proponer soluciones, el primer paso es ampliar la base de conocimiento de qué hemos hecho en la región, así como sus efectos y consecuencias. Solo entonces estaremos en disposición de proponer soluciones que sigan las directrices de la gestión por ecosistema.

Palabras clave: Erosión costera; Acciones humanas; Evolución costera; Comparación por fotografía aérea; Tasas de erosión/acreción

1. Introducción

En el marco de las Políticas Marinas y Costeras de la Unión Europea (European Union Coastal and Marine Policy), se lanzó en 2013 una propuesta de Directiva para la Planificación Territorial Marítima y la Gestión Integrada de Zonas Costeras (MSP-ICM, Warner & Verhallen, 2005) para tratar, entre otros, el problema de la fragmentación de responsabilidades y los conflictos por objetivos de sus políticas jurisdiccionales. Al final del proceso legislativo, la Gestión Integrada de Zonas Costeras (GIZC) no fue incluida en la directiva 2014/89/EU, que establece un marco para la planificación territorial marítima. La única mención a la GIZC, fue un artículo que hace referencia a la ne-

cesidad de cuidar las interacciones tierra-mar a través de procesos formales y/o informales de la GIZC. Sin embargo, los problemas originados por el hecho de no integrar correctamente las demandas medioambientales, sociales, culturales y económicas en una zona costera definida, pueden tener consecuencias muy negativas a medio y largo plazo. Todas estas complejidades se amplifican cuando consideramos zonas costeras que tienen un sistema fluvial como principal aporte sedimentario. Las zonas deltaicas son una de esas áreas en las cuales la ausencia de una gestión integrada y de marcos de gobernanza efectivos puede tener consecuencias muy negativas. Globalmente, las zonas deltaicas se en-

cuentran actualmente en retroceso sufriendo, año tras año, grandes pérdidas de superficie emergida debido a las alteraciones humanas en las tasas de transporte de sedimentos y otros procesos a escala global (Ericson *et al.*, 2006; Valiela, 2006; Nicholls *et al.*, 2007; UNESCO-IRTCES, 2011). Una de estas zonas es el delta de la Tordera.

La cuenca del río Tordera (894 km²) se encuentra en el Noreste de la Comunidad Autónoma de Cataluña (España) (Figura 1A). Se trata de uno de los cursos fluviales más importantes de ésta zona fluyendo en dirección NE desde su nacimiento hasta cruzar el sistema montañoso prelitoral, y hacia el SE en el tramo bajo mientras cruza el sistema litoral (Serra *et al.*, 2007). Esta cuenca finaliza en una llanura aluvial, el delta de la Tordera, una extensión de 12 km² de material sedimentario depositado por el río Tordera en forma de

aluviones (Figura 1B). El río Tordera divide el delta en dos partes. La parte norte (perteneciente a la provincia de Girona) está ocupada por el municipio de Blanes y la playa de s'Abanell, además de una pequeña parte del término municipal del municipio de Tordera. La parte sur (perteneciente a la provincia de Barcelona) incluye dos municipios, Palafolls y Malgrat de Mar, siendo el último el único que da al mar con las playas de La Conca (próxima al río) y la de Malgrat de Mar (delante del núcleo urbano). El delta de la Tordera se podría clasificar como una llanura de arena gruesa formada con sedimentos procedentes de la erosión de granitoides de las cordilleras costeras catalanas (Sorribas *et al.*, 1993) (Figura 1B). Estos sedimentos, depositados por el río Tordera (90%) y otros cursos fluviales menores (10%), se depositan encima del basamento granítico, de igual composición y edad que los del área fuente, y

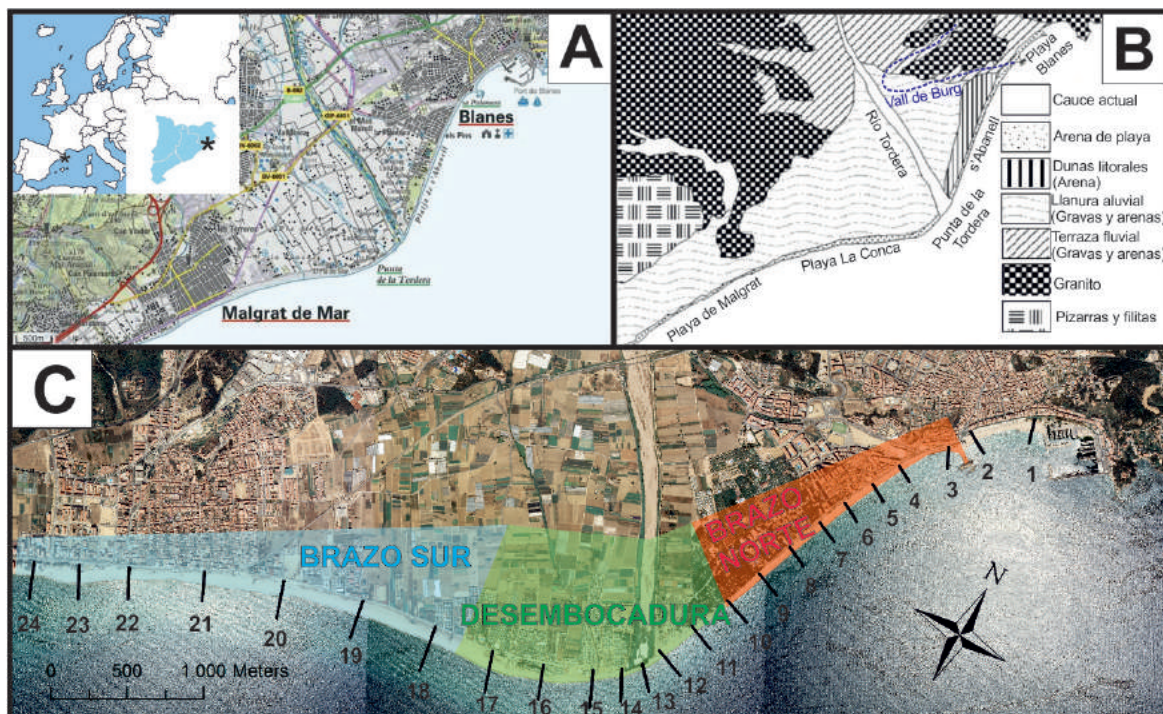


Figura 1. A) Mapa topográfico de la zona de estudio con la situación de la zona de estudio: Instituto Cartográfico y Geológico de Catalunya (ICGC). B) Mapa geológico de la zona de estudio. C) Fotografía aérea de 2006 con los 24 transectos analizados.

sobre pizarras y filitas, materiales donde se emplazó la gran intrusión del Maresme (Sorribas, 1991). El delta se encuentra en una zona de régimen fluvio-torrencial típico de la Mediterránea Occidental y una predominancia del oleaje del Noreste (Vila y Serra, 2015).

Durante los últimos 60 años, el tramo bajo de la cuenca del río Tordera ha sufrido grandes cambios en su dinámica fluvial, en los usos del suelo y en la gestión del recurso hídrico y sus playas se han resentido de estas dinámicas. En una primera etapa durante el desarrollismo español (años cincuenta y sesenta) estos cambios se produjeron sin ninguna ley territorial que ordenara sus procesos naturales. A partir de 1968 la Ley de Costas, reformada en 1988 con una última pequeña modificación que entró en vigor en 2016 (Ley 2/2013, de 29 de mayo, de protección y uso sostenible del litoral y de modificación de la Ley 22/1988, de 28 de julio, de Costas), ordenó parcialmente el uso del litoral, aunque esta ordenación se hizo de forma absolutamente desintegrada de los procesos naturales que rigen el estado del delta (cursos fluviales y planificación territorial terrestre). El progresivo abandono de cultivos seguido del aumento de la impermeabilización del suelo por la construcción, añadió más presiones al sistema fluvial que han afectado también al sistema litoral debido a la reducción del caudal del río y de los aportes sedimentarios de éste (Serra y Pinto, 2005). Hay que tener en cuenta que entre 1956 y 2006 nunca se contempló una gestión integrada en la gestión del delta, estando ésta basada únicamente en los requisitos administrativos de la Ley de Costas. Hoy en día, es una zona con gran ocupación turística y residencial, la cual ejerce enormes presiones a sus recursos naturales (García y Servera, 2003; Martí, 2005; Ariza *et al.*, 2007).

Si en los años cincuenta las playas del delta presentaban una anchura que superaba en algunos tramos los 100 m, en 2007 amplios tramos de dichas playas (como la comentada playa de s'Abanell) quedaron sin arena. Ello provocó un cambio en la gestión de esta zona. La problemática del delta de la Tordera está aso-

ciada, igual que en la mayoría de deltas en recesión, a la reducción de las tasas de transporte de sedimentos como consecuencia de la acción humana. Sin embargo, tiene un hecho diferencial respecto a la mayoría de deltas en recesión, y es que la cuenca de la Tordera no cuenta con alteraciones del tipo embalses o pantanos. Ésta diferencia es muy importante ya que, por este motivo, no tenemos ningún obstáculo a la libre circulación de sedimentos. Así pues, a pesar de haber una clara similitud en la variable causante de la recesión del delta de la Tordera con otros deltas (las tasas de transporte de sedimentos), las modificaciones realizadas en su cuenca son menos invasivas y su afectación al sistema puede ser reducida, al menos, parcialmente.

La capacidad de transporte de sedimentos del río Tordera ha sido objeto de discusión a lo largo del tiempo. Durante muchos años se ha considerado que su transporte anual oscilaba entre 45.000 m³/año (DGPC 1986) y 60.000 m³/año (MOPU, 1979; Copeiro, 1982). Sin embargo, estudios más recientes estiman un potencial de transporte máximo mucho mayor, de unos 200.000 m³/año, en base al estudio de cuerpos relictos en el delta sumergido de la Tordera (Serra *et al.*, 2007). Éste transporte representa hasta un 90% de la arena de las playas del delta, siendo el 10% restante el correspondiente a rieras y arroyos de la zona. De éstos cursos más pequeños, el más importante es la riera de la Vall de Burg, con una cuenca de 8 km² (DPTOP, 2013), que incluso funcionaba en el pasado como un canal secundario del río Tordera en momentos de grandes crecidas; en la actualidad es tan solo un colector pluvial debido a la canalización y encauzamiento que ha sufrido en las últimas décadas.

La problemática de erosión en el delta de la Tordera presenta un claro componente antrópico. En la región Noroeste del Mediterráneo, el nivel del mar sube de media unos 1,5mm por año (EEA, www.eea.europa.eu/data-and-maps/data) lo que produce alrededor de 15-20 cm de retroceso de la línea de costa según el principio de Schwartz's Bruun (Schwartz, 1967) el cual

está agravado por procesos de subsidencia en algunas zonas. Sin embargo, los procesos de erosión medidos en las playas catalanas (Noreste Español) promedian 103cm por año (Jiménez *et al.*, 2016), lo que indica una preponderancia de la intervención humana cuando deseamos explicar el proceso observado de erosión natural. La situación de las playas del Delta en 2007 cuestionó cuales eran las causas principales por las que habían desaparecido sus playas siguiendo las recomendaciones del contrato-informe de la Comunidad Europea Eurosion (Veloso-Gomes *et al.*, 2006).

Eurosion recomienda en un inicio ampliar la base de conocimiento de las dinámicas presentes en la zona y la identificación de factores clave que expliquen dicha situación. El objeto del presente trabajo es mostrar la evolución geomorfológica del delta de la Tordera durante un período de 50 años (1957-2006) relacionando la evolución del Delta con los cambios que ha sufrido la zona debido a la actividad humana como la transformación de los usos del suelo o las interferencias con los

procesos naturales. Se describe cómo la fragmentación en las decisiones políticas puede conllevar a la degradación, e incluso desaparición, del activo más importante de una región, sus frecuentadas playas de arena (Sardà *et al.*, 2001; Cormier *et al.*, 2010). Estudiando la evolución del delta de la Tordera y los cambios en el curso bajo del río durante el período 1956-2006, este trabajo tiene por objetivos: a) describir la evolución de la línea de costa del delta durante medio siglo, b) correlacionar dicha evolución con las actividades y decisiones humanas hechas en la región, c) establecer escenarios de futuro para la costa basados en la dinámica pasada, y d) remarcar la necesidad de establecer un marco para la gestión integrada en zonas costeras para el uso sostenible de los recursos naturales a través de un marco de gobernanza efectivo que se base en los principios estratégicos del enfoque ecosistémico (Ecosystem Approach CBD, 1999) y una gestión por ecosistema (Ecosystem-Based Management, Sarda *et al.*, 2014).

2. Metodología

Evolución costera: información usada y tratamiento de datos

Para evaluar los cambios en la región del delta de la Tordera y la evolución de su línea de costa compilamos una serie de fotografías aéreas. Estas fotografías cubren un período de 50 años desde 1956 a 2006 (Tabla 1). La fotografía de 1956 se ha tomado como referencia para estimar los cambios costeros. Estas imágenes nos han permitido hacer un análisis de la evolución de la región en 4 períodos distintos (1956 a 1977; 1977 a 1986; 1986 a 2000 y 2000 a 2006).

Para garantizar una superposición precisa de todas las imágenes que permita la comparación de la información extraída de cada una de ellas, las imágenes han sido corregidas geométricamente con la proyección UTM (Universal Transverse Mercator) basada en el

Tabla 1. Colección de fotografías aéreas analizadas con información de fuente, época en que se tomó la foto y escala de las imágenes.

Vuelo	Fuente	Obtenido en:	Escala
1956-1957	Universitat de Girona	Septiembre 1956	1/32,000
1977	Universitat de Girona	Octubre 1977	1/30,000
1986	Universitat de Girona	Agosto 1986	1/22,000
2000	Universitat de Girona	Agosto 2000	1/22,000
2006	Instituto Cartográfico de Catalunya	Junio 2006	1/38,000

Sistema de Referencia Terrestre Europeo (ETRS 89). Posteriormente, todas las imágenes han seguido un proceso de georreferenciación, para aumentar o reducir sus dimensiones y resolución, usando las herramientas de georreferenciación disponibles en el software ArcGis 10.3 de ESRI. Después de éste proceso, la información se ha proyectado y analizado usando las distintas herramientas de análisis que proporciona ArcGis 10.3 con el cual obtenemos las líneas de costa de cada año, así como las distintas áreas de erosión y acreción para cada uno de los períodos estudiados.

Para obtener las tasas de erosión y acreción de la línea de costa (en metros por año) se crearon 24 transectos a lo largo de la zona estudiada (Figura 1C). En el cálculo de dichas tasas se usó la herramienta Digital Shoreline Analysis System (DSAS) para ArcGis del Servicio Geológico de Estados Unidos (Thieler y Danforth, 1994; Thieler *et al.*, 2009; Sheik, 2011). Finalmente, se crearon gráficos donde se representa la evolución positiva (color azul) o negativa (color rojo) de cada transecto. A partir de las tasas correspondientes al período de estudio más moderno (2000-2006) obtenemos una predicción de escenarios futuros (a 5, 25 y 50 años vista) para la línea de costa considerando únicamente que se sigue con la tendencia más reciente. A pesar de que en ciertas zonas éstos escenarios pueden ser irreales debido a posibles actuaciones de remediación futuras, sirven para visualizar que pasaría si no interviniésemos más y dejásemos la zona evolucionar libremente. Hay que tener en cuenta que existe una variable con gran incidencia en la evolución futura: la variabilidad de los fenómenos naturales. En la proyección de estos escenarios de futuro, no se ha considerado la posibilidad de una variación al alza de los fenómenos naturales, sino que hemos mantenido las tasas del periodo considerado. Estos escenarios futuros plantean una situación a corto plazo (2011) que ya se ha superado en la actualidad. El motivo de la inclusión de dicho escenario sirve para poder ver si las tendencias observadas en el periodo 2000-2006 siguen o no en la actualidad.

La carga de sedimentos del río Tordera ha cambiado mucho a lo largo de las décadas estudiadas, así como la forma en que se reparte esa carga sedimentaria una vez llega al mar. Para interpretar estos cambios a través de los dos tipos de oleaje más frecuentes en la zona (Levante y Garbí) y analizar su implicación en la evolución de la línea de costa, se realizó una estimación al clima de oleaje de la región con datos desde 1950 hasta 2006. Como elemento de soporte, se realizó una batimetría de la zona costera sumergida más somera en enero de 2015 utilizando la embarcación Dolores propiedad del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC). Se utilizó una ecosonda que recogió datos, cada 5 segundos y durante unas 5 horas, hasta realizar todos los perfiles previamente diseñados para cubrir la totalidad del delta sumergido con una nube de puntos (con coordenadas XYZ) suficientemente densa como para procesar los datos de manera fiable con las herramientas de interpolación de ArcGis 10.3. El siguiente paso consistió en dibujar las líneas de flujo aproximadas (flujos sedimentarios, flujos erosivos y flujos mar adentro) considerando la estructura submarina, los dos tipos de oleaje y los aportes sedimentarios potenciales hacia el sistema costero. Finalmente, comparamos la situación entre 1956 y 2006 para ver las consecuencias de las actividades humanas que se han realizado en la zona y que han modificado su dinámica natural.

La acción humana: análisis de las actuaciones antrópicas

Partiendo de la idea de que las acciones humanas son la causa principal de la regresión de las áreas deltaicas (Syvitski *et al.*, 2009), se recopilamos datos de las distintas actividades humanas realizadas en la zona del delta de la Tordera, incluyendo su línea de costa, obteniendo una línea cronológica de dichas actividades, para ello:

- se visitó el Archivo Municipal del municipio de Blanes para datar las actividades y las transformaciones en los usos del suelo de la llanura deltaica. Fotografías, documentos oficiales, proyectos de

urbanización, mapas o cartas son sólo algunos de los tipos de documentos que se analizaron obteniendo una colección de más de 500 páginas de información relacionada.

- se analizó la prensa histórica local y el conocimiento popular mediante entrevistas con personas mayores y expertos del Ayuntamiento de Blanes. Además de confirmar los datos obtenidos, las entrevistas han proporcionado datos que no aparecían en los archivos como por ejemplo la importancia y magnitud de las crecidas de la riera de la Vall de Burg.

- se compiló y analizó bibliografía científica y técnica (50 artículos científicos, 3 libros y 2 tesis doctorales) en busca de información relevante para este proceso.

El objetivo final de este estudio fue correlacionar estas actividades humanas con la evolución geomorfológica del delta sabiendo que los sistemas deltaicos son muy sensibles y, a menudo, capaces de desarrollar respuestas muy rápidas a corto plazo (Orton y Reading, 1993; Anthony *et al.*, 2014) además de las consecuencias esperables a largo plazo. Ésta correlación se ha realizado individualmente para cada uno de los períodos seleccionados.

3. Resultados

Evolución histórica (1956-2006) del delta de la Tordera

Antes de las primeras fotografías aéreas tomadas en 1956 y que permitieron evaluar los cambios desde el aire, en 1943 se produjo una gran alteración del tramo bajo del río Tordera; se ensancharon los márgenes del río con arena y rocas para evitar los desbordes en episodios de grandes crecidas, que en esta zona se caracterizaban por roturas de los márgenes que hacían migrar el canal. Ésta transformación respondía a la necesidad de los municipios del delta de protegerse a sí mismos de las inundaciones que sufrían por el desbordamiento del río Tordera, las llamadas “Torderadas”. La construcción de éstos muros (motas) causó un cambio impactante en la dinámica fluvial ya que de ésta manera se desconectó el río Tordera de sus canales secundarios, como es el caso de la riera de la Vall de Burg. Éstos canales secundarios, que recogían y canalizaban el agua y los sedimentos desbordados, tenían la función de repartir los sedimentos procedentes de la Tordera hacia distintos puntos del delta en momentos de grandes crecidas; es el caso de la riera de la Vall de Burg que conducía una enorme carga de sedimentos

hacia la parte norte del delta, en la playa de s’Abanell. Si tenemos en cuenta que las crecidas más grandes vienen en momentos de grandes levantadas (temporales marítimos de levante) éstos aportes de la riera de la Vall de Burg servían para amortiguar la erosión que éste tipo de oleaje causa en el brazo norte del delta (playa de s’Abanell). Otra alteración importante previa a 1956 es la construcción del puerto de Blanes en 1945-46. Sin embargo, éste puerto fue construido a cubierto de un saliente natural como es la Punta de Santa Ana, limitando su afectación a la zona más próxima a él, es decir, la bahía de Blanes, la cual ya no está considerada como delta de la Tordera. Después de estas dos actuaciones, y ya dentro del período de tiempo en el que disponemos de fotografías aéreas, se sucedieron una gran cantidad de alteraciones humanas en el ámbito del delta de la Tordera, tanto modificaciones en el propio río como en la fachada litoral (Tabla 2).

Período 1956-1977

Evolución costera

Se trata de un período de 20 años en los que el delta de la Tordera progredía. Se observa un gran avance de

Tabla 2. Relación de acciones humanas en el ecosistema con la autoridad responsable.

Evento	Época	Autoridad responsable
Construcción del Puerto de Blanes	1945-46	
Extensión I del Puerto de Blanes	1977-1986	Gobierno de España
Extensión II del Puerto de Blanes	2010-2012	
Construcción de motas en los márgenes del río	1943	Junta de Motes (Ayto. de Blanes)
Espigones de la playa del centro de Blanes	1950-1960	Prefectura de Costas y Puertos de Cataluña
Pozos de abastamiento para Lloret de Mar (otros en época parecida)	1963	Confederación hidrográfica del Pirineo Oriental. Ministerio de Obras Públicas
Canalización del tramo bajo del río Tordera	1980-1990	Generalitat de Catalunya
Extracciones de áridos en el lecho del río Tordera	1960-1980	Empresas privadas del sector de la construcción
Canalización de un canal secundario de la Tordera (Riera de la Vall de Burg)	1983-1986	Junta de Aguas, Departamento de Política Territorial y Obras Públicas, Generalitat de Catalunya.
Construcción del paseo marítimo de s'Abanell	1982	Prefectura de Costas y Puertos de Cataluña
Reconstrucción y extensión del paseo marítimo de s'Abanell	1987	(Participación del Ayto. de Blanes)
Regeneración artificial en la playa del Centro de Blanes	1985	Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo (MOPU) Gobierno de España
Regeneración artificial del tramo norte de la playa de s'Abanell	1986	Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo (MOPU) Gobierno de España
Extracciones incontroladas de arena en la playa de la Punta de la Tordera	1990-1995	Ayto. de Blanes
Dragado submarino del frente deltaico del delta de la Tordera	1994	Ministerio de Obras Públicas, Transporte y Medio Ambiente (MOPTMA) Gobierno de España
Construcción de la estructura de los pozos de captación de la desalinizadora de la Tordera en la playa de la Punta de la Tordera	2001	Agencia Catalana de l'Aigua (ACA)
Escolleras para proteger los campings de la zona	Después de 2001	Desconocido

la línea de costa ($\approx 100\text{m}$) con una tasa de crecimiento de unos 5 m anuales (Figuras 2 y 3) a excepción de una pequeña zona de retroceso en la parte sur del delta (Figuras 2 y 3). En el resto de zonas el delta se mantenía estable, sin cambios notables en la playa de s'Abanell (brazo norte) y con tan solo una pequeña franja de erosión entre las playas de La Conca y Malgrat (brazo sur) tal como podemos observar en la figura 3. El balance global de la superficie deltaica mostró una acreción global de unos 44.000 m².

Cambios en los usos del suelo y actuaciones antrópicas

En este período se pusieron en evidencia los cambios sociales y económicos que afectaron a las poblaciones costeras y que generaron grandes transformaciones en el paisaje. Se trata de un proceso global en toda España debido a la transformación social causada por el turismo de masas. Se reemplazaron las tierras agrícolas con suelos impermeables y creció el porcentaje de terreno construido que condujo rápidamente al crecimiento de los núcleos urbanos, urbanizaciones y al

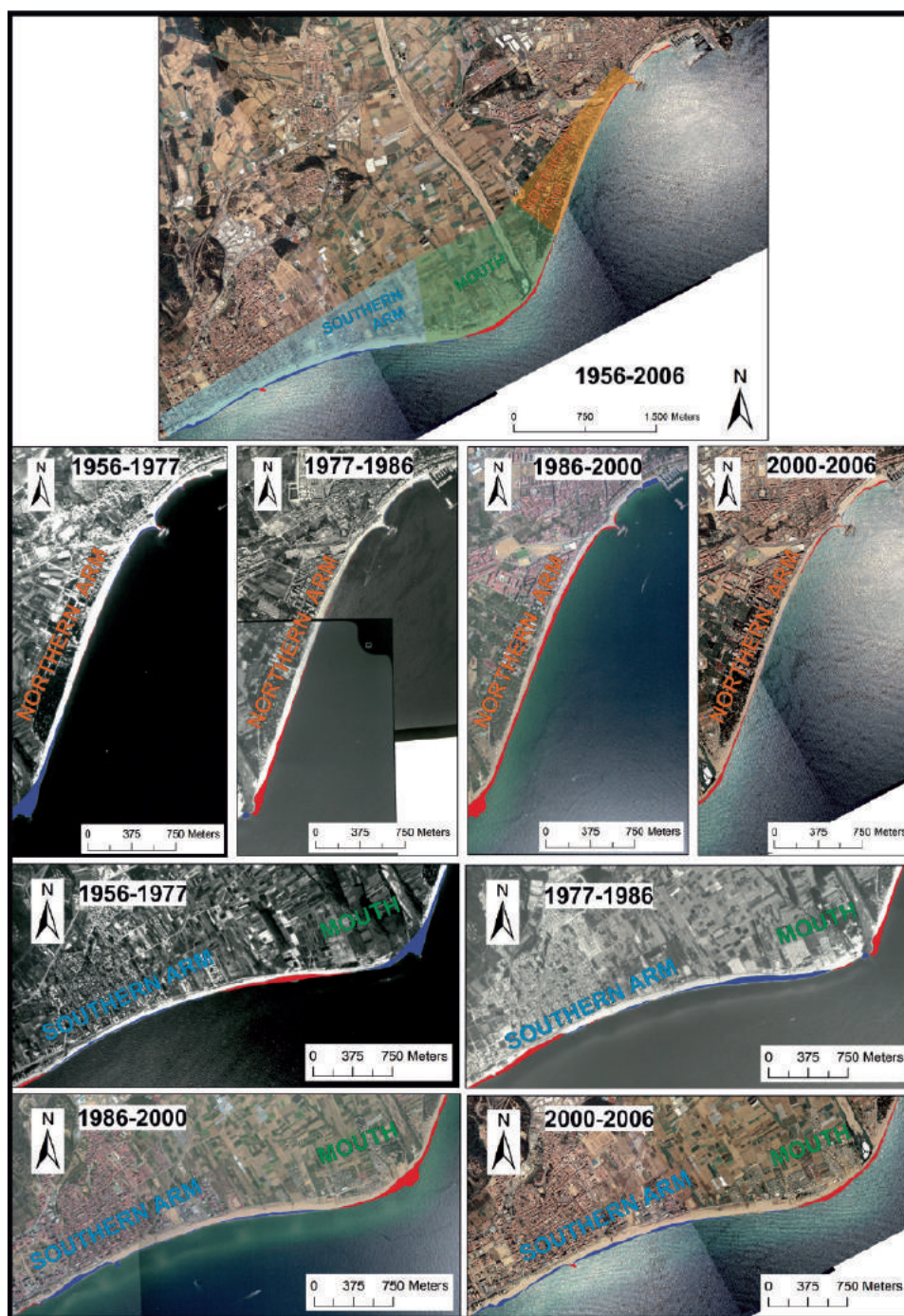


Figura 2. Evolución costera del delta de la Tordera en distintos períodos entre 1956 y 2006 dónde las áreas pintadas en rojo representan erosión y en azul acreción.

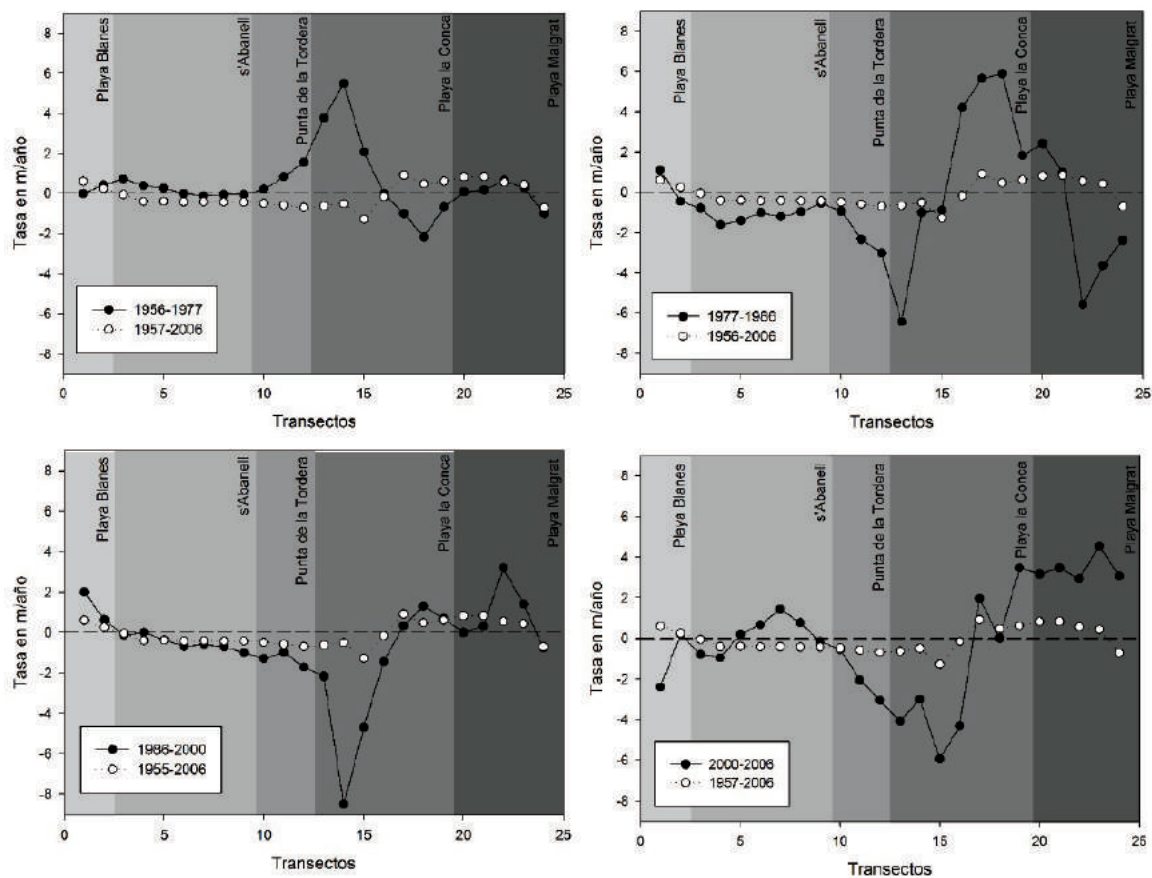


Figura 3. Tasas de erosión (-) y acreción (+) de la línea de costa del delta de la Tordera de Norte de Sur.

aumento de las actividades turísticas. La demanda de agua potable aumentó considerablemente y se procedió a la construcción de nuevos pozos de extracción de agua del acuífero de la Tordera, disminuyendo de ésta manera los niveles de dicho acuífero, el caudal superficial y, por lo tanto, el potencial de transporte de sedimentos del río hacia el mar. En este periodo, el cauce y los márgenes del río Tordera se usaron como fuente de materiales de construcción (arena y gravas) para cubrir la demanda que exigía el desarrollo urbanístico que experimentaba tanto la zona del delta de la Tordera como el resto de Cataluña. Las extracciones de gravas y arenas del río Tordera se iniciaron en 1960 y se man-

tuvieron hasta mediados de la década de los años 80. (Tabla 2). A pesar de que no existen documentos oficiales de contabilidad y registro de éstas extracciones se estima que se extrajeron millones de metros cúbicos de arena y gravas (Gutiérrez, 1999). Esta reducción de la disponibilidad de sedimento para ser transportado redujo los aportes de sedimento hacia el mar (y hacia las playas) a corto plazo, pero sobre todo a medio y largo plazo haciendo necesario el rellenado de los fosos de extracción antes de recuperar las tasas originales de transporte, algo que requiere de mucho tiempo (décadas) para realizarse de forma natural.

Período 1977-1986

Evolución costera

En éste período se observa un giro hacia el sur del delta (Figuras 2 y 3) que viene representado por el inicio del retroceso de la línea de costa en su brazo norte ($\approx 25\text{m}$), la entrada en recesión de la zona de la desembocadura (alrededor de 6m anuales) y un avance generalizado en el brazo sur, a excepción de la zona del núcleo urbano de Malgrat de Mar. Sin embargo, observamos que se trata de un período de estabilidad en cuanto al balance global de sedimentos ya que la superficie erosionada (67.000m^2) y la ganada (67.000 m^2) son iguales.

Cambios en los usos del suelo y actuaciones antrópicas

Durante los años 80 se observa una gran cantidad de modificaciones en la zona deltaica. El tramo bajo del río Tordera fue canalizado con lo que se redujo la movilidad de la desembocadura y la funcionalidad de los canales secundarios modificando la distribución de los sedimentos hacia el mar. Además, la riera de la Vall de Burg, que ya había sido desconectada del río Tordera por la construcción de las “motas”, se enterró y se canalizó con hormigón dejándola como un simple colector de aguas pluviales. Ésta actuación eliminó la capacidad de transportar sedimentos en el extremo norte de la playa de s'Abanell (extremo norte del delta) (Tabla 2).

Tanto Blanes como Malgrat de Mar, los dos municipios costeros del delta de la Tordera, vieron aumentado enormemente el turismo. Éste hecho hizo crecer enormemente los núcleos urbanos, dotándolos de nuevos servicios e instalaciones como campings y otras infraestructuras turísticas situadas justo detrás de las playas. Ésta expansión de la población y los nuevos desarrollos que conllevaba, demandaron la construcción de un paseo marítimo en los años 80 en la playa de s'Abanell, a lo largo de unos 1.700m de los 2.300 que tiene de largo la playa. El paseo marítimo debía servir como protección para todas las nuevas construcciones realizadas en primera línea de mar. Sin embargo, fue construido encima de la playa, perdiendo de esta manera una parte importante de su extensión (la parte

posterior de la playa), fijando su orientación y no se extendió a lo largo de toda la playa hecho que hizo perder la continuidad de la playa causando una desconexión entre la zona de s'Abanell con paseo marítimo detrás y la zona de la Punta de la Tordera (extremo sur de s'Abanell) sin paseo. Junto con la construcción del paseo de s'Abanell, en 1982, se realizó la primera regeneración artificial de playa para restablecer las pérdidas que ya empezaban a aparecer.

Período 1986-2000

Evolución costera

Se trata de un período dominado por la erosión (Figuras 2 y 3). La zona central del delta presenta una tasa de erosión muy fuerte de hasta 7 metros por año mientras que en la zona norte la recesión no es tan marcada, siendo ésta de unos 2 metros anuales, e incluso nula en el extremo norte (Figura 3). La situación es bien diferente en la zona sur del delta donde se puede observar un ligero avance de la línea de costa. En definitiva, el balance sedimentario global muestra una erosión de unos 47.000m^2 de superficie deltaica.

Cambios en los usos del suelo y actuaciones antrópicas

Con el objetivo de solventar los primeros problemas ligados al retroceso de la costa en el tramo más septentrional de la playa de s'Abanell, se realizaron extracciones no controladas de arena en las playas más próximas a la desembocadura de la Tordera. Éstas extracciones se realizaron entre los años 1990 y 1995 con la intención de mejorar las condiciones y regenerar la playa de s'Abanell y la playa del centro de Blanes antes de las estaciones de verano. Éstas extracciones, no legales según la ley de Costas, no fueron registradas, pero varias personas anónimas que fueron entrevistadas y expertos en la zona confirmaron ésta actuación. Todo ello empeoró y aceleró la pérdida de sedimentos en la desembocadura y sus zonas adyacentes, a la vez que tan solo consiguió reducir parcialmente y a corto plazo (meses de verano) los problemas de erosión de las playas de Blanes.

La reducción de la tasa de transporte del río Tordera no sólo tuvo influencia para la zona deltaica, sino que también la tuvo en muchas otras playas del Maresme, región que se extiende desde Malgrat de Mar hasta el Área Metropolitana de Barcelona, donde se empezó a perder superficie de playa de forma generalizada. La demanda de aportes sedimentarios artificiales de todas estas playas del Maresme se incrementó con el paso de los años y muchas de ellas fueron regeneradas con sedimentos procedentes de la parte sumergida del delta de la Tordera (Tabla 2). En 1994, se declaró una extracción de 1,5 millones de metros cúbicos de arena de la zona sumergida del delta de la Tordera creando un enorme foso en la plataforma deltaica, muy cerca del talud del prodelta a lo largo de toda la extensión del delta. Precisamente, la batimetría realizada en 2015 pudo detectar de forma clara la cicatriz en forma de bañera correspondiente a dicha extracción de arena.

Período 2000-2006

Evolución costera

Durante éste período la zona de la desembocadura y el brazo norte del delta sufrieron muchos problemas ligados a la erosión. La anchura de la playa se redujo de tal manera que ya no era suficiente para proteger la parte posterior de la playa y, en muchas ocasiones, durante los temporales marítimos, el paseo marítimo quedaba colapsado de sedimento e incluso, a veces, se llegaba a romper la estructura del paseo dejando al descubierto la calle y los edificios de primera línea de mar que a menudo sufrían graves desperfectos, los cuales requerían largos y costosos trabajos de reconstrucción. Igual que en el período anterior, la zona de la desembocadura presentó una tasa de erosión muy fuerte de hasta 6 metros anuales (Figuras 2 y 3). Sin embargo, la tasa erosiva del brazo norte se redujo, incluso se llegó a tasas positivas en algunos puntos. En el otro extremo encontramos que el brazo sur experimentó fuertes tasas de acreción de entre 2 y 4 metros anuales de avance de la línea de costa (Figura 3). A pesar de éste avance en

la zona sur, el balance sedimentario global muestra una pérdida de 21.000 m² de superficie deltaica.

Cambios en los usos del suelo y actuaciones antrópicas

La primera planta desalinizadora de agua de mar de Cataluña se construyó a finales del siglo XX en el delta de la Tordera e inició su actividad en el año 2001. La planta se construyó en el margen norte del río a escasos 500 metros de su desembocadura. La desalinizadora necesitó de la construcción de pozos de extracción de agua que fueron situados en la parte posterior de la playa de la Punta de la Tordera (extremo norte de la playa de s'Abanell), en la zona de los campings. Sin embargo, esos pozos, que pretendían coger agua salada de la intrusión salina en el acuífero de la Tordera, nunca funcionaron correctamente ya que el agua que bombeaban tenía una concentración muy pobre de sal, llegando a bombear agua dulce en algunas ocasiones que dañaba las membranas de la planta desalinizadora. Posteriormente, se construyó una tubería de captación directa de agua del mar que se colocó en el fondo marino de la plataforma deltaica llegando a escasos metros del talud deltaico (Tabla 2). Desde 2001 hasta 2006 se observa una aceleración en la desestabilización de la desembocadura causando graves problemas en la zona norte de la desembocadura. El oleaje en episodios de temporal marítimo superaba constantemente la anchura de playa y llenaba de sedimentos el paseo marítimo e inundaba infraestructuras como los campings. Como consecuencia de todo esto, observamos un período de construcción de escolleras a ambos lados de la desembocadura para evitar la inundación de los campings (Tabla 2) que acabó con la poca movilidad que le quedaba a la desembocadura del río, dejándola con una orientación fijada perpendicular al mar y con una escollera que evita la correcta distribución de sedimentos hacia la zona norte y, sobretodo, en las zonas más próximas (tanto norte como sur) de la desembocadura. A pesar de ello, varios temporales marítimos forzaron a reconstruir frecuentemente partes del paseo maríti-

mo, parcelas de camping o bajos de edificios debido a la ausencia de una anchura de playa suficiente para cumplir la función de protección que debería ejercer. A finales de 2006 diferentes tramos de playa del delta, sobretodo tramos de las playas de s'Abanell y la Conca, perdieron toda su superficie de playa siendo necesario a partir de ese momento un plan de regeneración artificial en las zonas afectadas.

Dinámica costera y escenarios de futuro para costa del delta

El balance entre superficie perdida y ganada durante los 50 años estudiados, da una pérdida de 24.000 m² de superficie de playa del delta, lo que significa un 5% de la superficie de playa existente en el año 1956. Se observa un gran cambio en la dinámica deltaica observado a partir de los años 80, pasando de un delta progradante a un delta en recesión en su zona central y norte (Figura 2). La línea de costa en el brazo norte del delta (playa de s'Abanell), la cual se había mantenido estable hasta mitad de los años 80, experimenta tasas erosivas de unos 2 metros anuales de media (Figura 3). En la zona de la desembocadura, las tasas de acreción de entre 4 y 6 m anuales se transformaron en tasas de erosión de la misma magnitud e incluso superiores (Figura 3) que desembocaron a la desestabilización de ésta zona. Sólo el brazo sur (playas de Malgrat de Mar), que se había mantenido más o menos estable hasta mediados de los 80, empezó a experimentar tasas de acreción de unos 2 metros anuales (Figura 3). Así pues, a pesar de que la pérdida de superficie fue "sólo" del 5% del total, ésta se concentró en la parte norte y centro del delta, a la vez que empezó a crecer la parte sur, hecho que pone de manifiesto un importante cambio en la forma cómo se reparten en la actualidad los sedimentos procedentes del río Tordera.

El oleaje del este (Levante) y el del oeste (Garbí) son los que dominan la dinámica litoral en la zona del delta de la Tordera y, por lo tanto, son los que inciden en su morfología costera. La figura 4 muestra cómo se ha

modificado ésta dinámica litoral desde los años 50 a 2006. Al principio del período estudiado (1950s) los aportes sedimentarios procedentes del río Tordera se distribuían también mediante otros canales secundarios tanto en el brazo norte como en el sur del delta, especialmente a través de la riera de la Vall de Burg que nutría de sedimentos el extremo norte del delta. En esa situación la combinación de los dos oleajes dominantes (opuestos entre ellos) redistribuía ese sedimento a lo largo de la playa de s'Abanell generando tasas de acreción moderadas e incluso fuertes. Cincuenta años más tarde, en 2006, la riera de la Vall de Burg, así como otros canales secundarios menores, ya no eran funcionales y los sedimentos del río Tordera se canalizan únicamente a través de su cauce principal con una desembocadura fuertemente canalizada y con obstáculos rígidos que dificultan la aportación hacia el norte. En esta nueva situación, la redistribución de sedimentos es mucho menor y la erosión domina la dinámica litoral en el brazo norte del delta, a la vez que se facilita el aporte hacia el sur donde domina la acreción por un aumento en el porcentaje de sedimentos que llegan a esa zona.

Extrapolando la dinámica más reciente analizada (2000-2006) hacia el futuro se pueden predecir grandes procesos erosivos que afectan las zonas central y norte del delta de la Tordera. En ese sentido, se pueden dibujar 3 escenarios a 5, 25 y 50 años vista (Figura 5); estos escenarios se han hecho con algunas asunciones como que no habrá ninguna acción humana para parar o regenerar la erosión de la zona (hecho poco probable) y teniendo únicamente en cuenta las tasas presentes en el período 2000-2006. El objetivo es ver dónde se focaliza la amenaza erosiva y qué efectos podría tener en las actividades económicas de la zona como los campings.

Escenario a corto plazo (5 años)

El escenario a corto plazo proyectado para el año 2011 ya muestra cambios importantes en la línea de costa, tal y como observamos en la realidad. En el brazo sur (Fi-

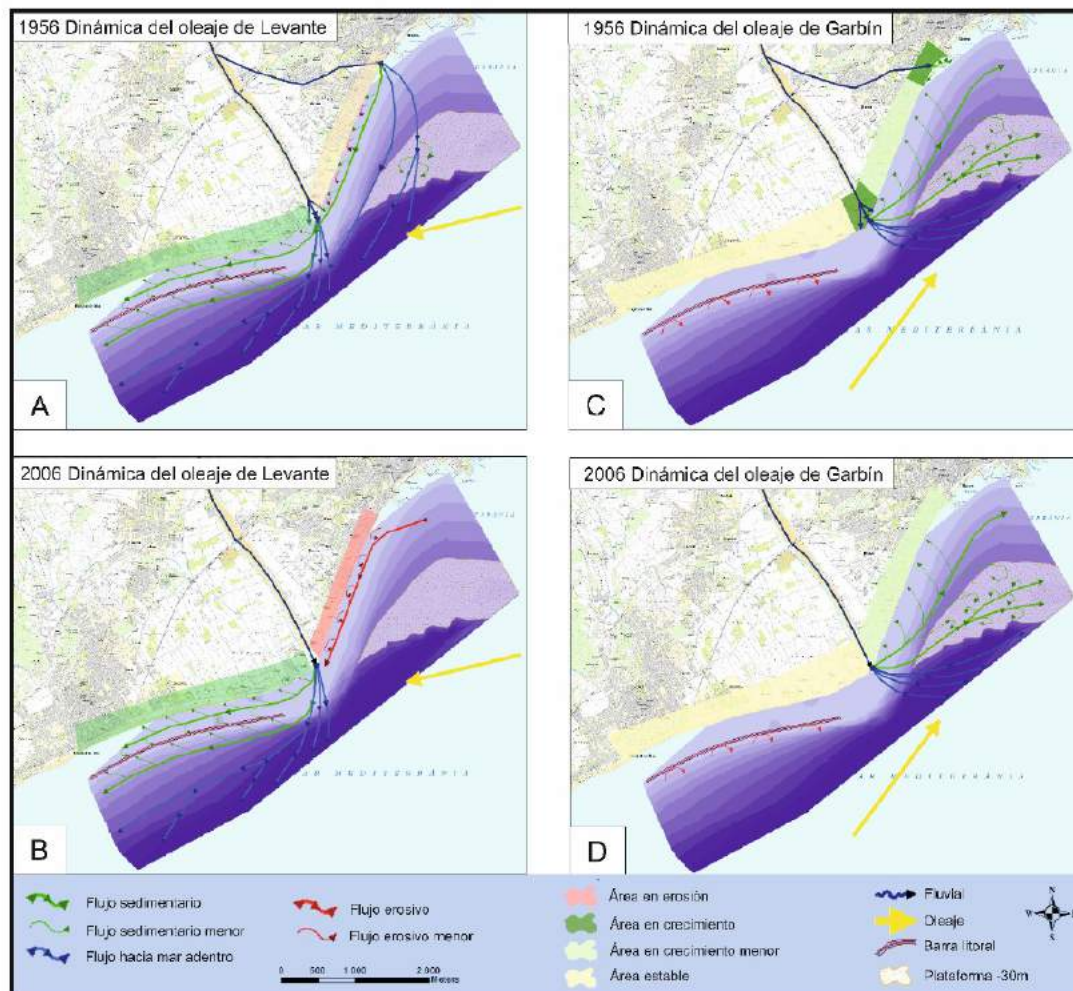


Figura 4. Simulación de la dinámica de transporte de sedimentos una vez estos llegan a la desembocadura del río. A) Dinámica para temporales de levante en 1950; B) Dinámica para temporales de levante en 2006; C) Dinámica para temporales de Garbí en 1950 y D) Dinámica para temporales de Garbí en 2006.

gura 5A) la dinámica de 2006 sugería un crecimiento de la superficie de playa con un avance total de entre 10 y 20 metros, un hecho que se cumplió en el año 2011 y que en la actualidad sigue, habiendo avanzado un total de unos 15 metros más desde 2011. Sin embargo, para la zona central del delta, dónde se encuentra la desembocadura del río (Figura 5B), esa misma dinámica sugería una importante erosión de alrededor de 10 metros a lo largo de todo el período alcanzando un

máximo de 30 metros de erosión acumulada en el lado sur de la desembocadura, si bien las defensas existentes (escolleras discontinuas) se preveía que se mantuviesen efectivas. En los datos reales de 2011, se observan dichas tasas de erosión en la zona de la desembocadura a la vez que se denota la efectividad de las defensas presentes. Sin embargo, a partir de 2015 las defensas ya no eran efectivas y fue necesario ampliarlas, enlazándolas entre si y extendiéndolas hacia el sur. En el brazo

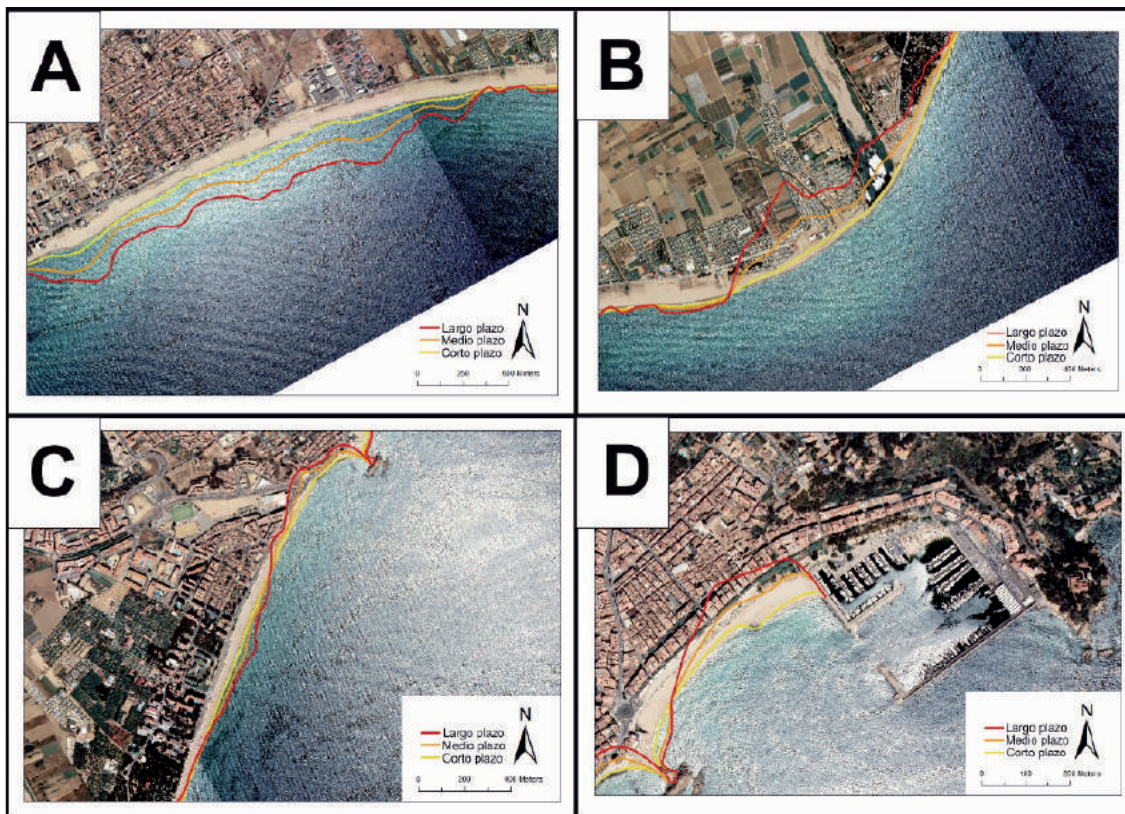


Figura 5. Secuencia de fotografías con los escenarios futuros de línea de costa En base a la dinámica del año 2006 proyectados para los años 2011 (amarillo), 2031 (naranja) y 2056 (rojo). De izquierda a derecha y de arriba abajo: A) Zona de Malgrat de Mar; B) Zona de la desembocadura del río (Delta y Punta de la Tordera); C) Playa de s'Abanell y D) Playa del centro de Blanes.

norte, en la playa de s'Abanell (Figura 5C), la dinámica de 2006 sugería una pequeña variación, exceptuando su extremo norte donde se sugería la pérdida total de la superficie de playa, un hecho que se cumplió ya en 2008 en el cual la playa de s'Abanell se quedó sin arena en gran parte de su extensión. Desde entonces y hasta 2009, se realizaron hasta 3 regeneraciones artificiales de playa para contrarrestar la erosión. Desde 2010, ésta playa se muestra estable e incluso en los últimos 3 años muestra una tendencia al crecimiento. La playa del centro de Blanes, fuera del ámbito del delta de la Tordera (Figura 5D), se espera que se mantenga estable a corto plazo. Dicha estabilidad se mantiene aún en

2018, habiéndose producido variaciones muy pequeñas en la playa desde 2006.

Escenario a medio plazo (25 años)

El escenario a medio plazo proyectado para el año 2031 prevé cambios más críticos. En el brazo sur del delta (Fig.5A) se prevé un avance acumulado de hasta 100 metros. Por otro lado, la zona central del delta, donde se encuentra la desembocadura del río (Figura 5B), entraría en un profundo retroceso donde su erosión acumulada sobrepasaría las defensas existentes que ya no serían efectivas. En ésta situación, se estima que los campings situados en el lado sur de la desembocadura

perderían alrededor de 60.000 m² de superficie mientras que los situados en el lado norte perderían algunas parcelas, las situadas más cerca del mar. En el brazo norte, en la playa de s'Abanell (Figura 5C), cabría esperar dos evoluciones diferenciadas: La zona sur y centro de la playa de s'Abanell crecerían levemente mientras que, en la zona norte, dónde a corto plazo ya se habría perdido toda la superficie de playa, se espera que haya una enorme afectación del paseo marítimo y de la calle adyacente. Finalmente, incluso en la playa del centro de Blanes se prevé un importante retroceso de hasta 65 metros a lo largo de toda la playa (Figura 5D). Bajo éstas circunstancias, los eventos de inundación costera previstos en el Plan Regional de Inundación de la Generalitat de Cataluña (Generalitat de Catalunya 2010) tendrían importantes consecuencias negativas, especialmente en la zona de la desembocadura.

Escenario a largo plazo (50 años)

El escenario a largo plazo proyectado para el año 2056 prevé cambios críticos en toda la morfología del delta. En el brazo sur (Figura 5A) se observa un avance acumulado de hasta 200 metros en algunos tramos.

4. Discusión

El caso del delta de la Tordera sigue la narrativa actual del patrón erosivo que están sufriendo las zonas costeras debido al cambio global (Ericson *et al.*, 2006; Valiela, 2006; Nicholls *et al.*, 2007; UNESCO-IRTCES, 2011). En áreas donde predominan los cultivos, cómo ocurría en la zona estudiada en la primera parte del S. XX, el suelo se erosiona más fácilmente y los sedimentos son arrastrados por las corrientes superficiales de ríos y rieras progradando los deltas y las playas que los forman. Al abandonarse los cultivos, crece fuertemente el porcentaje de suelo impermeabilizado por el fenómeno de urbanización y los bosques se regeneran. Como consecuencia, se movilizan menos sedimentos

Sin embargo, en la zona central, en la desembocadura del río (Figura 5B), se prevé un retroceso muy marcado. De hecho, se estima una pérdida de 200.000m² de superficie de camping contando ambos lados de la desembocadura, lo que significa aproximadamente la mitad de la superficie actual ocupada por campings. En el brazo norte, en la playa de s'Abanell (Figura 5C), cabría esperar dos evoluciones distintas: La zona sur y centro de s'Abanell acumularían un avance notable de entre 40 y 60 metros mientras que la zona norte, donde ya hablábamos de afectación del paseo y la calle a medio plazo, a largo plazo se prevé que habría afectación al entramado urbano (edificios, red eléctrica, etc...). Finalmente, la playa del centro de Blanes (Figura 5D) se espera que retroceda hasta el punto de perder toda su superficie de playa con la afectación del entramado urbano asociado en momentos de temporal.

Este análisis de escenarios de futuro pone de manifiesto la necesidad urgente de tomar acciones correctoras cuanto antes incluso a corto plazo (5 años), donde ya se observan puntos críticos cómo el extremo norte de s'Abanell o la zona de la desembocadura.

En los cauces fluviales y las áreas deltaicas entran en recesión (Valiela, 2006), tal y como ocurrió en la segunda mitad del S. XX en ésta región. Este patrón general se desarrolló a partir de políticas públicas fragmentadas y poco coordinadas que llevaron a la pérdida de la funcionalidad del río.

Desde 1956 hasta 2006 la línea de costa del delta de la Tordera ha retrocedido una media de 22 metros en el brazo norte, 42 metros en la zona central (desembocadura del río) y ha avanzado unos 35 metros en el brazo sur. Este patrón general de erosión/acreción en el delta de la Tordera ha seguido un giro hacia el sur de la estructura deltaica iniciado en el período 1977-1986.

El caso del delta de la Tordera no se trata de un caso aislado ya que varios deltas estudiados en el mundo sufren una cascada de eventos similar (Orton y Reading, 1993; Bondesanf *et al.*, 1995; Fanos, 1995; Valiela, 2006; Anthony *et al.*, 2014). Lo que es común en todos los ejemplos es la fragmentación de responsabilidades políticas en el momento de tomar decisiones, lo que ha conducido a ésta situación. Los procesos naturales (como el de erosión) se desarrollaron durante millones de años de manera integrada; los humanos hemos alterado éstos procesos naturales de forma significativa.

El retroceso del delta de la Tordera se aceleró con un conjunto de acciones antrópicas (Tabla 2). El giro hacia el sur en la dinámica deltaica se corresponde cronológicamente con los trabajos de canalización del tramo bajo de la Tordera que redujeron drásticamente la capacidad de transporte y la movilidad de su canal principal (Martínez, 1994; Echevarria, 2013; Bergillos *et al.*, 2015) modificando los porcentajes de distribución de los sedimentos una vez llegan al mar. La canalización del río agravó una situación que ya había empezado con la construcción histórica de las “motas” en los márgenes del río en los años 40, la cual causó un primer grado de desconexión entre el canal principal y los canales secundarios que había en el delta, determinantes para la morfodinámica de las playas. Como consecuencia de todo esto, el delta de la Tordera ajustó su posición y dio lugar a sus nuevas características (Panareda y Serrano, 2008) que hacían imposible que agua y sedimentos del río pudiesen ser repartidos directamente en diferentes zonas de la fachada litoral del delta, un hecho muy importante para el brazo norte debido al menor potencial de redistribución de sedimentos del oleaje del sur (Sorribas *et al.*, 1993) que es el responsable de enviar sedimentos del río a esa zona. Las extracciones de gravas para la industria de la construcción, realizadas en el mismo cauce del río y que se iniciaron en 1960, empezaron a tener consecuencias negativas para el delta siguiendo la teoría de “las consecuencias no inmediatas” (Erskine *et al.*, 1985). Las

extracciones de agua del acuífero para satisfacer el crecimiento económico y social de los municipios de la zona afectaron los niveles de agua subterránea los cuales a su vez redujeron el transporte de sedimentos debido a la reducción del flujo de agua superficial como consecuencia de ese descenso de niveles del acuífero.

Durante los años 80, el municipio de Blanes (situado en el brazo norte del delta) decidió construir un paseo marítimo. Éstas infraestructuras, construidas encima de la parte posterior de la playa, son uno de los problemas más controvertidos de la gestión de playas (Santás y de la Peña, 2009). El paseo marítimo modificó la forma de la playa y redujo la anchura de playa efectiva, reduciendo así su capacidad de disipar la energía de los temporales marítimos y disminuyendo la función de protección que ejerce la playa (Jiménez *et al.*, 2016). Los últimos trabajos de canalización que modificaron la dinámica deltaica (Martínez, 1994; Echevarria, 2013) y la lenta recuperación de la presión ejercida por las extracciones de gravas (Serra y Bosch, 2010) contribuyeron a la aparición de los primeros problemas de erosión en el brazo norte del delta (playa de s’Abanell, Blanes) que acabarían necesitando regeneraciones artificiales de playa. Las extracciones ilegales y no controladas de arena del extremo sur de la playa de s’Abanell aceleraron la pérdida de sedimento en la zona de extracción y no significaron una solución efectiva para las playas que lo recibieron más allá de los meses posteriores a la regeneración (temporada de verano). Por otro lado, el giro hacia el sur del delta benefició el brazo sur debido a la recepción de una mayor cantidad de sedimentos procedentes del río y la dirección predominante del transporte longitudinal de sedimentos de la costa catalana que va de norte a sur (Díaz y Maldonado, 1990; Sorribas *et al.*, 1993). Las playas del municipio de Malgrat de Mar crecieron como consecuencia del aumento del porcentaje de distribución de sedimentos hacia el sur. Finalmente, en los años 90, se empezaron a popularizar en España las regeneraciones artificiales de playa para aliviar los problemas de erosión. Debido

a ello, se extrajeron enormes cantidades de sedimentos del fondo marino somero. En el delta de la Tordera se extrajeron millones de metros cúbicos de sedimento de la estructura del delta sumergido para regenerar otras playas de la costa del Maresme, situada más al sur. Sin duda, eso fue un error gravísimo ya que se generó un agujero en el frente deltaico que desestabilizó aún más el perfil de playa, causando más erosión en la zona de la desembocadura de la Tordera.

Al principio del S.XXI todas estas acciones (Tabla 2) llevaron a las playas del delta de la Tordera al límite del colapso (Figura 6) debido a la acumulación de los efectos negativos de todas las modificaciones que se hicieron en el ecosistema. Consecuentemente, aparecieron varios conflictos. Entre otros, empresas privadas del sector de la construcción tenían su propio criterio para evitar los cambios hidrológicos causados por la extracción de gravas; el Ministerio de Obras Públicas, Transportes y Medio Ambiente del Gobierno de España dragó arena del delta sumergido de la Tordera siguiendo su propio estudio de impacto ambiental; el ayuntamiento de Blanes pidió permiso para hacer un paseo marítimo sobre la playa; la Agencia Catalana del Agua (ACA) y otros propietarios privados hicieron construcciones legales e ilegales de escolleras en

la desembocadura del delta para evitar inundaciones en episodios de grandes crecidas fluviales. Todas estas acciones se llevaron a cabo sin ningún tipo de plan estratégico global que garantizase la funcionalidad del ecosistema delta de la Tordera y crearon una condición no resiliente en el delta que acabó con la capacidad del brazo norte y la desembocadura de proveer sus funciones y servicios ecosistémicos.

La fragmentación de competencias ha sido reconocida como un impedimento para el desarrollo sostenible de los recursos naturales (Cormier *et al.*, 2010). Desafortunadamente, cualquier agente responsable de una acción antrópica en la costa suele operar únicamente bajo su propia política reguladora, usando las mejores prácticas de gestión sectorial en base a sus propias evaluaciones de impacto ambiental. Además, para resolver algunos de los problemas creados por este tipo de desarrollo casi siempre se toman medidas reactivas, que en la mayoría de los casos crean otros impactos ambientales. Éste mecanismo debe ser solventado tan pronto como sea posible, sobretudo en áreas en las que éste tipo de complejidad es amplificada por las interacciones entre los diferentes usos del suelo; el caso del delta de la Tordera no es una excepción. Sin una visión global y una política integrada cualquier intento

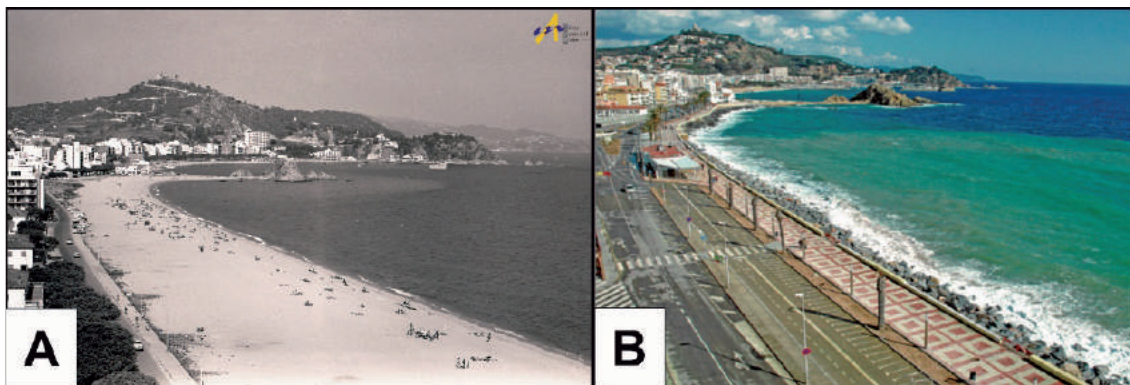


Figura 6. Comparación de la zona norte de la playa de s'Abanell entre A) 1968 (Foto el Archivo Municipal de Blanes) y B) 2006 (Foto adaptada de Sardá *et al.*, 2014).

de solucionar los problemas será inefectivo. A pesar de que España es particularmente susceptible al reto de la fragmentación de competencias, habiendo infinidad de jurisdicciones superpuestas y una falta de legislación que apoye la gestión integrada de zonas costeras, es imprescindible conseguir nuevas relaciones entre el

sector público y privado para desarrollar planes para éstas zonas. Los expertos recomiendan construir instrumentos y métodos para garantizar la coherencia entre los sistemas terrestres y marinos con el objetivo de evitar la duplicación de regulaciones o la transferencia de problemas de planificación del terreno no resueltos.

5. Conclusión

Al final del año 2006, la situación en el delta de la Tordera era crítica en su zona costera. Una cascada de efectos acumulados resultantes de múltiples actividades en varios sectores industriales y otras acciones que se llevaron a cabo sin ningún plan de acción global, resultó en la pérdida de la funcionalidad del ecosistema. Durante el período 1956-2006 la dinámica deltaica sufrió un giro hacia el sur iniciado en los años 80. El brazo norte del delta y la zona de la desembocadura han perdido gran parte de su superficie de playa entrando en un proceso de gran erosión. Sin embargo, el brazo sur, influenciado por éste giro, progradó. Como consecuencia, la mayor parte de las playas del delta, en su zona norte y central, son incapaces de cumplir con su función natural y de protección a la vez que su función recreativa se ha visto enormemente comprometida. En este momento el gran reto es cómo recuperar la funcionalidad de todo el sistema (litoral y fluvial) y cómo restaurar sus servicios ecosistémicos. A pesar de que, en 2007, estaba claro que cualquier tipo de solución solo sería efectiva a través de un proceso de Gestión In-

tegrada de Zonas Costeras (GIZC) que incluyese las interacciones entre todos los sistemas que influyen en la costa y usando un marco de gobernanza eficiente, se necesitaron varias actuaciones de urgencia para aliviar las consecuencias negativas observadas. En 2011, el escenario a corto plazo que proponía la dinámica 2000-2006 ya se superó y se inició una política de prácticas regenerativas y de protección que pretendía reducir la erosión y proteger las infraestructuras de la costa. Fueron necesarias varias regeneraciones artificiales de playa, así como la construcción de varias escolleras para paliar los efectos de la erosión costera. Desde 2011 a la actualidad, las tendencias observadas muestran que, en la zona de la desembocadura, se mantienen las tendencias observadas en 2006 e incluso se llegan a superar, mientras que en el brazo norte se ha estabilizado la playa llegando incluso a mostrar cierta tendencia a la mejoría según los datos de monitoreo de la playa que tenemos desde 2009 hasta la actualidad.

6. Agradecimientos

Este trabajo se ha realizado dentro del Proyecto PLAYA+, un Proyecto (CGL2013-49061) del Plan Nacional de España de I+D+i. Los autores queremos agra-

decir al Archivo Municipal de Blanes todo el soporte y ayuda en la búsqueda de información.

7. Referencias

- Anthony EJ, Marriner N, Morhange C. 2014. Human influence and the changing geomorphology of Mediterranean deltas and coasts over the last 6000 years: From progradation to destruction phase? *Earth-Science Reviews*, 139: 336-361.
- Ariza E, Sardá R., Jiménez JA, Mora J, Ávila C. 2007. Beyond Performance Assessment Measurements for Beach Management: Application to Spanish Mediterranean Beaches. *Coastal Management*, 36(1): 47-66.
- Bergillos R, Rodríguez-Delgado C, López-Ruiz A. 2015. Variabilidad espacio-temporal de la morfología sumergida de un sistema deltaico heterogéneo: Playa Granada (Sur de España). Researchgate.net. Retrieved from https://www.researchgate.net/profile/Rafael_Bergillos/publication/313771628_Variabilidad_espacio-temporal_de_la_morfologia_sumergida_de_un_sistema_deltaico_heterogeneo_Playa_Granada_sur_de_Espana/links/58a58063a6f-dcc0e076646c3/Variabilidad-espacio-tempora
- Bondesanf M, Castiglioni GB, Elmis C, Gabbianellis G, Marocco R, Pirazzolift PA, Tomasin A. 1995. Coastal areas at risk from storm surges and sea-level rise in northeastern Italy. *Journal of Coastal Research*, 1354-1379
- Convention on Biological Diversity (CBD). 1998. Report of the Workshop on Ecosystem Approach. Lilongwe, Malawi, 26e28 January 1998, UNEP/CBD/COP/ 4/ Inf.9, p. 15.
- Copeiro E. 1982. Playas y obras costeras en España. *Revista de Obras Públicas*, 82: 125-130.
- Cormier C, Kannen A, Davis I, Sardá R, Diedrich A. 2010. Policy fragmentation implications in ecosystem-based management in practice. Working Paper. Proceedings of the ICES Annual Science Conference, ICES Annual Science Conference, Nantes, France.
- DGPC. 1986. Investigación tecnológica de las acciones a tomar para la estabilidad del tramo de costa de los términos municipales de Malgrat y Sta. Susana. Generalitat de Catalunya, 2, p.318.
- Díaz J, Maldonado A. 1990. Transgressive sand bodies on the Maresme continental shelf, western Mediterranean Sea. *Marine Geology*, 91(1-2): 53-72.
- DPTOP. 2013. Endegament i defensa de la riera de Valldeburg en el T.M. de Blanes (Girona). Junta d'Aigües. Departament de Política Territorial i Obres Públiques (Generalitat de Catalunya), 1988.
- Echevarria PR. 2013. Perspectivas de futuro para la playa de s'Abanell. Retrieved from <https://upcommons.upc.edu/handle/2099.1/22625>
- Ericson JP, Vörösmarty CJ, Dingman SL, Ward LG, Meybeck M. 2006. Effective sea-level rise and deltas: Causes of change and human dimension implications. *Global and Planetary Change*, 50(1-2): 63-82.
- Erskine WD, Geary PM, Outhet DN. 1985. Potential impacts of sand and gravel extraction on the Hunter River, New South Wales. *Australian Geographical Studies*, 23(1): 71-86.
- Fanos AM. 1995. The Impact of Human Activities on the Erosion and Accretion of the Nile Delta Coast. *Journal of Coastal Research*, 11: 821-833.
- García C, Servera J. 2003. Impacts of tourism development on water demand and beach degradation on the island of mallorca (spain). *Geografiska Annaler: Series A, Physical Geography*, 85(3-4): 287-300.
- Generalitat de Catalunya. 2010. Pla Especial d'Emergències per Inundacions (INUNCAT). Barcelona, p-130.
- Gutiérrez, C. 1999. La Tordera, perspectiva geográfico-històrica d'un riu. Publicacions de La Rectoria Vella, Sant Celoni (Spain). *Lauro: revista del Museu de Granollers*, (18), 78.
- Jiménez JA, Valdemoro HI, Bosom E, Sánchez-Arcilla A, Nicholls RJ. 2016. Impacts of sea-level rise-induced erosion on the Catalan coast. *Regional Environmental Change*, 17(2), 593-603.
- Martí C. 2005. La Transformació del paisatge litoral de la Costa Brava anàlisi de l'evolució (1956-2003), diagnòsi de l'estat actual i prognosi de futur. Universitat de Girona. Retrieved from <https://dialnet.unirioja.es/servlet/tesis?codigo=8045>
- Martínez JM. 1994. Discusión de casos particulares de impactos físicos en playas arenosas por intervenciones del hombre en el litoral. In Seminario sobre territorio litoral y su ordenación (Universidad de Las Palmas de Gran Canaria) pp. 145-160.
- MOPU. 1979. Estudio de la dinámica litoral en la costa peninsular mediterránea y onubense. Dirección General de Puertos.

- Nicholls RJ, Wong PP, Burkett V, Codignotto J, Hay J, McLean R, Ragoonaden S, Woodroffe CD. 2007. Coastal systems and low-lying areas. In: Parry ML, Canziani OF, Palutikof JP, van der Linden P, Hanson CE (Eds). *Climate Change 2007: impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, Cambridge University Press, pp 315–357
- Orton G, Reading H. 1993. Variability of deltaic processes in terms of sediment supply, with particular emphasis on grain size. *Sedimentology*, 40(3): 475–512.
- Panareda J, Serrano M. 2008. Efectos de la dinámica litoral inducidos por la actividad humana en áreas urbanizadas: el caso del Maresme (Barcelona). In *Territoris* (pp. 55–68). Universitat de les Illes Balears.
- Santàs JC, de la Peña JM. 2009. New requirements on beach design: limiting states condition. In: C.A. Brebbia, G. Benassai, G.R. Rodriguez (Eds.), *Coastal processes*. WIT Transactions on Ecology and the Environment, Vol 126, WIT Press.
- Sardà R, Pinedo S, Grémare A, Taboada S. 2001. Changes in the dynamics of shallow soft-bottom due to man-made disturbance processes in the Catalan Western Mediterranean Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 57, 1446–1457.
- Sardà R, O'Higgins T, Cormier R, Diedrich A, Tintoré J. 2014. A proposed ecosystem-based management system for marine waters: linking the theory of environmental policy to the practice of environmental management. *Ecology and Society*, 19(4): art51.
- Schwartz ML. 1967. The Bruun Theory of Sea-Level Rise as a Cause of Shore Erosion. *The Journal of Geology*, 75(1): 76–92.
- Serra I, Pinto J. 2005. La transformació del paisatge del delta de la Tordera en els darrers cent cinquanta anys. Una anàlisi per mitjà dels canvis en els usos i les cobertes del sòl. *Documents d'Anàlisi Geogràfica*, 0(46): 81–102.
- Serra J, Valois X, Parra D. 2007. Estructura del prodelta de la Tordera (costa del Maresme, NO Mediterráneo) a partir del anàlisi sísmico de alta resolució. *Geogaceta* 41: 211–213.
- Serra J, Bosch E. 2010. L'equilibri dels sistemes deltaics i els efectes del canvi climàtic. *Noves oportunitats de gestió. El sistema litoral*, p.103.
- Sheik M, Chandrasekar. 2011. A shoreline change analysis along the coast between Kanyakumari and Tuticorin, India, using digital shoreline analysis system. *Geo-Spatial Information Science*, 14(4), 282–293.
- Sorribas J. 1991. Dinàmica del litoral del Baix Maresme: processos i quantificació. Tesis de licenciatura, Universitat de Barcelona.
- Sorribas J, Serra J, Calafat A. 1993. Límites dinámicos y modos de transporte en el litoral del Maresme (Barcelona). *Geogaceta*, 14: 24–26.
- Syvitski JPM, Kettner AJ, Overeem I, Hutton EWH, Hanson MT, Brakenridge GR, Nicholls RJ. 2009. Sinking deltas due to human activities. *Nature Geoscience*, 2(10): 681–686.
- Thieler E, Himmelstoss E, Zichichi J, Ergul A. 2009. The Digital Shoreline Analysis System (DSAS) Version 4.0. An ArcGIS Extension for Calculating Shoreline Change.
- Thieler ER, Danforth WW. 1994. Historical Shoreline Mapping (II): Application of the Digital Shoreline Mapping and Analysis Systems (DSMS/DSAS) to Shoreline Change Mapping in Puerto Rico. *Journal of Coastal Research*. Coastal Education & Research Foundation, Inc.
- UNESCO-IRTCES. 2011. Sediment Issues & Sediment Management in Large River Basins Interim Case Study Synthesis Report. International Sediment Initiative. Technical Documents in Hydrology. UNESCO Office in Beijing & IRTCES 2011.
- Valiela I. 2006. *Global coastal change*. Blackwell.
- Veloso-Gomes, F., Taveira-Pinto, F., Das Neves, L., & Pais-Barbosa, J. (2006). Eurosion-a european initiative for sustainable coastal erosion. Pilot Site of River Douro–Cape Mondego and Case Studies of Estela, Aveiro, Caparica, Vale do Lobo and Azores. IHRH, Porto, Portugal.
- Vila I, Serra J. 2015. Tordera River Delta system build up (NE Iberian Peninsula): sedimentary sequences and offshore correlation. *Scientia Marina*, 79(3): 305–317.
- Warner, J. F., & Verhallen, J. M. M. A. (2005). Multi-stakeholder Platforms for Integrated Catchment Management. Towards a comparative typology. In 11th MOPAN conference, Coalitions and Collisions, Tilburg, 23-26 June 2004 (pp. 213-226).



Dos Santos Ferreira, W.L. e M. Asmus. 2019.
“PERMACOAST”: Aproximação Conceitual e
Metodológica Entre Gestão Costeira Integrada
e Permacultura. *Revista Costas*, 1(1): 23-40.
doi: 10.26359.costas.0102

“PERMACOAST”: Aproximação Conceitual e Metodológica Entre Gestão Costeira Integrada e Permacultura

Washington Luiz dos Santos Ferreira^{1*} e Milton Lafourcade Asmus²

*e-mail: chingksww@gmail.com

¹Oceanógrafo. Bolsista de Pós-Doutorado (PNPD CAPES) no Programa de Pós-Graduação em Educação Ambiental. FURG - Universidade Federal de Rio Grande.

²Oceanógrafo. Professor colaborador no Programa de Pós-Graduação em Gerenciamento Costeiro Integrado, Instituto de Oceanografia. FURG - Universidade Federal de Rio Grande. E-mail: docasmus@gmail.com

Keywords: Integrated Coastal Management, Permaculture, convergences.

Abstract

Integrated Coastal Management systematizes a set of processes and forms of planning, integration and use of coastal natural and cultural spaces and resources, in order to make the human settlements sustainable and viable in these ecosystems. Due to their territorial specificities, the studies and research that support them concentrate on the characteristics, potentialities and conflicts of the coastal areas. However, there are great possibilities for the improvement of this discipline, by

Submitted: September 2018

Reviewed: October 2018

Accepted: December 2018

Associate Editor: Martinez Scherer

* Este artigo foi originalmente apresentado, de forma resumida, no II GLAL – Congresso Ibero Americano de Gestão Integrada de Áreas Litorais (Florianópolis, SC, Brasil: UFSC, Maio /2016).

the approximation with the references, principles and methodologies used in Permaculture, a discipline designed and applied for the sustainability of architectural arrangements and agroforestry productive processes. Both disciplines are based on a set of references, based on ecological structures and processes (Systems Theory) and the development of management systems of territories and natural resources, integrating the different approaches, with a view to sustainability (Traditional Ecological Knowledge, Comanagement of Natural Resources and Ecosystem Based Management). The convergences and similarities between both disciplines can contribute to its success, as well as its main differences: while Integrated Coastal Management predominantly acts on a regional, national or international scale, in the technical and political field, promoting the socio-environmental management process of spaces and coastal resources, Permaculture focuses on the local or regional scale, on daily praxis, promoting direct management interventions, food production, energy generation, alternatives to the circulation of products and services. Thus, we understand as pertinent, salutary and growing the tendency to approach “integrated management of coastal areas” and “permaculture”, as an effort directed at the use and conservation of ecosystem services provided by coastal spaces and resources.

Resumo

A *Gestão Costeira Integrada* vem sistematizando um conjunto de processos e formas de planejamento, integração e utilização dos espaços e recursos naturais e culturais costeiros, de modo a efetivar a sustentabilidade e viabilidade dos assentamentos humanos nestes ecossistemas. Devido as suas especificidades territoriais, os estudos e pesquisas que lhes dão suporte concentram-se sobre as características, potencialidades e conflitos das áreas costeiras. Contudo, constata-se grandes possibilidades para o aperfeiçoamento desta disciplina, pela aproximação com os referenciais, princípios e metodologias empregadas na *Permacultura*, disciplina concebida e aplicada para a sustentabilidade de arranjos arquitetônicos e processos produtivos agroflorestais. Ambas as disciplinas têm como base um conjunto de referenciais, com base nas estruturas e processos ecológicos (*Teoria de Sistemas*) e no desenvolvimento de sistemas de gestão de territórios e recursos naturais, integrando diferentes abordagens, com vistas à sustentabilidade (*Conhecimento Ecológico Tradicional*, *Gestão Compartilhada de Recursos Naturais* e *Gestão com Base Ecológica*). As convergências e similaridades entre ambas as disciplinas podem contribuir para o seu sucesso, assim como suas principais diferenças: enquanto a *Gestão Costeira Integrada* atua, predominantemente, na escala regional, nacional ou internacional, no campo técnico e político, promovendo o processo de gestão socioambiental de espaços e recursos costeiros, a *Permacultura* incide na escala local ou regional, sobre a práxis cotidiana, promovendo intervenções diretas de manejo, na produção de alimentos, geração de energia, alternativas de circulação de produtos e serviços. Assim, entendemos como pertinente, salutar e crescente a tendência de aproximação entre a “gestão integrada de áreas litorais” e a “permacultura”, enquanto esforço direcionado ao uso e conservação dos serviços ecossistêmicos proporcionados pelos espaços e recursos costeiros.

Palavras-chave: Gestão Costeira Integrada; Permacultura; convergências.

1. Introdução

A *Gestão Costeira Integrada*, através de suas diversas abordagens metodológicas, níveis e estágios integrativos, e das linhas sociopolíticas de atuação em suas múltiplas variantes¹, vem sistematizando um conjunto de

processos e formas de planejamento direcionados a regular as condições de acesso e utilização dos espaços e recursos naturais e culturais costeiros, de modo a efetivar a sustentabilidade e viabilidade dos assentamentos

humanos nestes ecossistemas. Nesse processo, busca a manutenção da capacidade de suporte dos mesmos, e tenta contemplar o bem-estar, as demandas e necessidades comunitárias, presentes e futuras. Devido às suas especificidades territoriais, os estudos e pesquisas que lhes dão base concentram-se, adequadamente, sobre as características, as potencialidades e os conflitos das áreas costeiras.

No entanto, os aspectos conceituais e metodológicos da *Gestão Costeira Integrada* ainda estão distantes de uma completa consolidação ou plena aceitação; existe ainda um espaço significativo para o desenvolvimento deste campo de pesquisa e atuação de um amplo espectro de políticas públicas. Isto parece claro quando se tenta implementar um programa de *Gestão Costeira Integrada* com base ecossistêmica:

Essa integração tem se demonstrado muito difícil, quando não impossível, levando cientistas e gestores a optarem por definir um critério de classificação da costa, que não necessariamente reflete uma integração da informação considerada. Em ações de Zoneamento Ecológico-Econômico costeiro, por exemplo, os critérios de identificação de unidades de planejamento podem envolver aspectos relacionados com necessidade de preservação ou

com níveis de risco para a população (Nicolodi *et al.*, 2018), desconsiderando, pelo menos em parte, os diagnósticos elaborados como informação de base à classificação das zonas (unidades de gestão) [Asmus *et al.*, 2018: 07].

Afortunadamente, desde outro campo do conhecimento, uma disciplina de ordenamento territorial com base ecossistêmica, em franco desenvolvimento - a *Permacultura* - foi concebida e vem sendo eficazmente aplicada com vistas à sustentabilidade de arranjos socioeconômicos, sistemas arquitetônicos e processos produtivos agroflorestais (Mollison, 1988).

Neste sentido, este ensaio propõe-se a analisar, estrategicamente, a perspectiva de aperfeiçoamento da *Gestão Costeira Integrada*, através da aproximação conceitual com a *Permacultura* [e disciplinas conexas da *Agroecologia* e *Sistemas Agroflorestais* (Tabela 1)], e das potencialidades dos princípios e aportes metodológicos empregados.

Tal aproximação se justifica (apesar da aparente disparidade dos respectivos cenários de inserção e processos de atuação), em função de sua proximidade conceitual, da expectativa compartilhada na GBE - *Gestão baseada nos Serviços Ecossistêmicos* (McLeod, 2009), e pela efetiva viabilidade de sua práxis.

2. Metodologia

De modo a demonstrar-se a referida possibilidade de aproximação entre a *Gestão Costeira Integrada* e a *Permacultura*, procedeu-se a revisão e integração conceitual de ambas as disciplinas, em três etapas complementares. No primeiro momento, efetuou-se a prospecção dos seus respectivos referenciais teóricos, processos e metodologias, através da *Análise Textual*

Discursiva (Moraes, Galiuzzi, 2006), da qual emergiram os conceitos recorrentes e convergentes, os quais consubstanciam:

- uma origem comum;
- princípios similares; técnicas e processos distintos, mas suplementares;

¹Para detalhamento das variantes conceituais da *Gestão Costeira Integrada* e áreas correlatas, recomenda-se a consulta à sistematização da literatura temática (Barragán Muñoz, 2016: 163).

Tabela 1. Conectividade da Agroecologia e dos Sistemas Agroflorestais com a Permacultura.

Disciplina	Agroecologia	Sistemas Agroflorestais	Permacultura
Pressupostos	A <i>Agroecologia</i> originou-se como uma ciência que aplica os conceitos e princípios ecológicos para o estudo e manejo dos sistemas agrícolas, gerando uma base científica para o desenvolvimento de uma agricultura mais sustentável (...). A partir dos anos 2000, com a influência da escola europeia, a <i>Agroecologia</i> passou a enfatizar também uma visão mais sociológica dos agroecosistemas, abrangendo novas dimensões para além da ecológica e técnico-agronômica, como a socioeconômica, cultural e sociopolítica.	Uma das expressões mais propagadas de sistemas biodiversos é a <i>Agrofloresta</i> ou <i>Sistema Agroflorestal</i> (SAF); são inúmeros os benefícios conhecidos e até mesmo ainda desconhecidos: renda, soberania alimentar, recuperação dos recursos naturais, redução de contaminantes, regulação climática, dentre inúmeros outros. Hoje a expectativa é de que os <i>Sistemas Agroflorestais</i> se transformem em uma das mais importantes alternativas ao colapso social e ecológico da atualidade, pela sua “dupla função” – a de buscar simultaneamente metas ecológicas e econômicas.	Com o seu desenvolvimento e a influência da visão sistêmica sob a ótica da Teoria de Gaia de Lovelock (1979), a <i>Permacultura</i> se apresenta hoje como sendo uma “ <i>cultura humana permanente</i> ”. Além disso, a maior diferença entre o <i>design permacultural</i> e outras formas de planejamento é que na <i>Permacultura</i> os objetivos desejados devem se adequar ao ambiente, respeitando sua dinâmica e utilizando os recursos locais; sendo inadmissível alterar a realidade ambiental de um lugar em prol de um objetivo.
Referencias	Sambuichi <i>et al.</i> , 2017: 13	Canuto, Urchei, Camargo, 2017: 178	Moraes, Silva, Figueiró, 2012: 60

Fonte: Os Autores.

- plicações e atores específicos, porém adaptáveis aos distintos contextos.

Na segunda etapa, como eixo transversal para a análise comparada do conjunto de parâmetros e indicadores utilizado por estas disciplinas, procedeu-se a um Estudo de Caso da Permacultura e a Gestão Costeira Integrada, entre o sul do Brasil e o Uruguai, desdobrando-se os respectivos programas, cursos e iniciativas que demonstram tal estratégia de aproximação ou colaboração.

Por fim, foi desenvolvida a *Análise Conceitual de Correlações* entre o conjunto de temas e atributos de cada uma destas disciplinas, estruturando-se os elementos compartilhados por ambas, como justificativa para a implementação de sua efetiva aproximação e mútua apropriação de princípios e processos, de modo a aperfeiçoar a gestão socioambientalmente relevante dos espaços, estruturas e recursos naturais, e das relações socioeconômicas a eles vinculadas.

3. Resultados e discussão

Elementos conceituais compartilhados pela Permacultura e a Gestão Costeira Integrada

Enfoque ecossistêmico

Embora cada uma das disciplinas em apreciação (a *Gestão Costeira Integrada* e a *Permacultura*) tenha se desenvolvido focalizando um determinado contexto socioespacial (sistemas costeiros e agroflorestais, de modo genérico), ambas compartilham grande parte do seu arcabouço, premissas e objetivos. Ambas as disciplinas têm em comum um conjunto de referenciais teóricos, com base no conhecimento das estruturas e processos ecológicos, através da *Teoria de Sistemas* (Odum, 1971) e no desenvolvimento, aplicação e validação de sistemas de gestão territorial e de recursos naturais (*Conhecimento Ecológico Tradicional* e *Gestão Compartilhada de Recursos Naturais*), com vistas à garantia da sustentabilidade e da justiça socioambiental.

A origem de ambas as disciplinas e das técnicas a elas vinculadas está intimamente associada com as pesquisas relacionadas à *Modelagem Ecossistêmica*². Tais disciplinas e técnicas possibilitaram – simultaneamente - o desenvolvimento acadêmico, o resgate e adaptação de tecnologias patrimoniais de diferentes povos e regiões, constituídas na perspectiva de melhor inserção e adaptação das atividades socioeconômicas aos ecossistemas que as envolvem e sustentam; especialmente significativas são as suas contribuições sobre a relevância dos *Serviços Ecossistêmicos* (Vasconcellos, Beltrão, 2018; Scherer, Asmus, 2016).

Escala territorial, formas e espaços de atuação

Enquanto sistemas assumidamente antropocêntricos de regulação da apropriação e utilização de espaços, estruturas, processos e recursos naturais, ambos os campos - a *Gestão Costeira Integrada*, e a *Permacultura* -, desenvolveram diferentes escalas, formas e níveis espaciais de atuação:

Gestão Costeira Integrada: atua na escala regional, nacional ou internacional; através do campo técnico e político, promovendo a elaboração e difusão de pesquisas aplicáveis ao aperfeiçoamento do processo de gestão socioambiental de espaços e recursos costeiros. Concentra seu foco na governança e prescreve a necessidade da efetiva participação comunitária, da transparência e da ética para com a utilização dos recursos públicos:

...Com base no *Decálogo*³ (...), as iniciativas de gerenciamento costeiro do município de Florianópolis foram analisadas, sendo enquadradas nos dez passos para a Gestão Integrada (governança) sugerida:

(...); **Educação para a Cidadania** - identificar quais são as principais iniciativas de educação relacionada à sustentabilidade costeira e marinha (...); **Participação** - com o objetivo de relacionar a tomada de decisões à participação cidadã (Diedrichsen *et al.*, 2013: 503, grifos nossos).

Permacultura: atua na escala local ou regional, com intervenções diretas no manejo dos espaços

² A *análise de sistemas*, descrita por von Bertalanffy em 1950-1953, é contemporânea do próprio desenvolvimento do conceito de *ecossistemas* e funcionou, num primeiro momento, como forma de estruturação do pensamento (Angelini, 1999: 03, grifos nossos).

³ Barragán Munóz, 2004; 2010. *Decálogo para a Planificação e Gestão Integradas das Áreas Litorais*.

e recursos, introduzindo inovações e resgatando conhecimentos tradicionais, adaptando estruturas físicas, hábitos pessoais e formas de produção de alimentos, geração de energia e construção civil, promovendo o desenvolvimento de formas alternativas de trocas e circulação de produtos e serviços, o fortalecimento da autonomia e da autossuficiência comunitária, a segurança alimentar, assim como a promoção da biodiversidade e da cultura regional (Figura 1).

Porém, deve ser ressaltado que, através da práxis cotidiana, a Permacultura explicita sua compreensão do dinamismo e interatividade dos fluxos ecológicos, eco-

nômicos e culturais, incorporando tal compreensão sistêmica, a nível nacional-continental e global, na sua concepção, planejamento e atuação local e regional:

A permacultura é uma resposta criativa de design para um mundo com disponibilidade cada vez menor de energia e recursos, com muitas semelhanças e coincidências com a ênfase de Louins⁴ em processos de design inspirados na natureza. A permacultura enfatiza processos de baixo para cima, partindo do indivíduo e do domicílio, como motores de mudanças nas esferas do mercado, da comunidade e da cultura; concebe as sociedades sustentáveis pré-industriais como fornecedoras de modelos que refletem os princípios de design sistêmico mais gerais, observáveis na natureza e relevantes para os sistemas pós-industriais (Holmgren, 2013: 29, grifos nossos).

Ordenamento territorial

Enquanto campos disciplinares concebidos para o planejamento e gestão socioambiental, tanto a *Gestão Costeira Integrada*, como a *Permacultura*, desenvolveram suas respectivas compreensões sobre a necessidade de ordenamento territorial, expressando-o por meio de um sistema de *Zoneamento Ambiental*.

Embora cada um dos mesmos tenha suas respectivas particularidades, as similaridades conceituais neles contidas são muito significativas e promissoras para uma maior aproximação.

Zonas e setores da Permacultura

Para garantir a viabilidade e alcançar a sustentabilidade das populações e dos seus empreendimentos, as diferentes atividades humanas instaladas sobre o mosaico de manchas de ecossistemas e seus recursos naturais são organizadas espacialmente em *Zonas* e *Setores*. As *Zonas* são em parte, físicas e geográficas, em parte

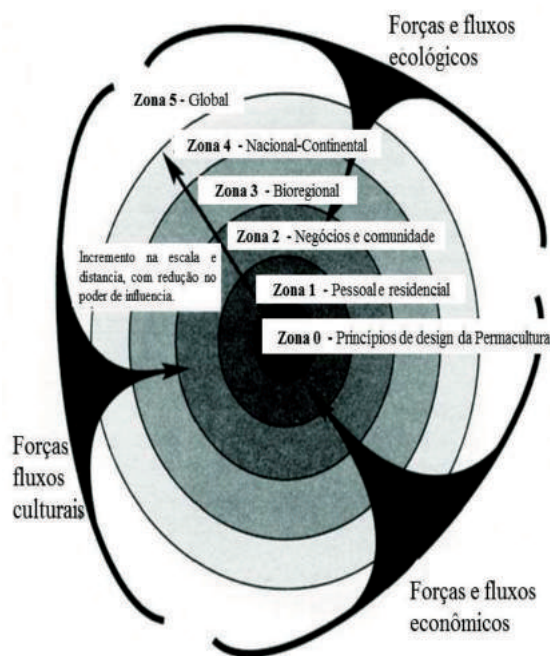


Figura 1. Forças e fluxos das Zonas da Permacultura.

[Fonte: Holmgren, 2002 (disponível em: <https://www.researchgate.net/figure/Zone-and-sector-analysis-of-permaculture-Holmgren-2002-xxvii_fig3_282074867>) (adaptação dos autores)].

⁴Hawken, Louins, Louins, 1999. *Capitalismo Natural: criando a próxima Revolução Industrial*.

conceituais; *elas funcionam a partir de um núcleo de integração e força, para um domínio mais amplo de incerteza e flexibilidade*. Os Setores das forças energéticas e fluxos materiais externos informam, sustentam, confinam, influenciam e danificam nosso *metassistema* (Holmgren, 2013: 43). Procura-se reconhecer as *energias externas* que atuam sobre determinado ambiente (luz solar, ventos, chuvas, incêndios, poluição...), direcionando-as ou bloqueando-as, de acordo com a necessidade, por *setores* (radiais em torno do centro). As *zonas* se referem às *energias internas*, especialmente em relação ao trabalho humano e aos fluxos de água e nutrientes. Este planejamento visa à máxima eficiência energética (Soares, 1998: 07-08).

A expressão *metassistemas*, utilizada na Permacultura (Holmgren, 2013: 43), encontra paralelos no conceito de *macrossistemas*, no campo da Teoria da Complexidade:

...a sociedade é vista como um *macrossistema*, contendo em si subsistemas, mas ao mesmo tempo, se configura como um *ecossistema coorganizador dos sistemas nele contidos*, que comportam, hologramaticamente, a presença do macrossistema que os engloba (Morin, 2011: 46; grifos nossos).

Podemos concentrar, amplificar e ou aperfeiçoar essas forças e fluxos (ecológicos, culturais e econômicos), *por meio de respostas de design, tanto espaciais como conceituais*. Ao mesmo tempo, *precisamos aceitar que nossa influência na sua dinâmica de maior escala pode ser mínima* (Holmgren, 2013: 44).

Tal concepção encontra-se ancorada na mesma lógica de organização hierárquica dos ecossistemas e seus fluxos bioenergéticos:

A luz solar fornece a energia necessária para a fotossíntese realizada pelo fitoplâncton, cuja biomassa alimenta o zooplâncton, que, por sua vez, é consumido pelos peixes pequenos, etc. (...) são representados quatro níveis de hierarquia de energia e tamanho para mostrar o padrão espacial que

emerge do sistema. Da esquerda para a direita (...), as unidades tornam-se maiores e estão em menor quantidade, com territórios maiores de influência, períodos de rotatividade mais longos e transformidades mais elevadas. Como exemplos, podemos citar as cadeias alimentares dos ecossistemas aquáticos, a organização ecológica dos ecossistemas terrestres, a organização espacial das unidades rurais, vilas e cidades nos primórdios da economia agrária (Odum, Odum, 2012: 87).

A observância destes atributos possibilita o planejamento e adequação das atividades humanas ao nível da capacidade de suporte dos mesmos; tal era a estratégia predominante em grande parte das culturas anteriores ou distantes da *Revolução Industrial* e dos seus desdobramentos tardios na *Revolução Verde*, com seus esforços em minimizar a dependência da produção de alimentos dos seus condicionantes ambientais. Não por acaso coincidem os pontos de vista e os argumentos da *Permacultura* e da *Economia Ecológica*, sobre a necessidade de readequação do atual modelo de desenvolvimento socioeconômico, frente ao iminente colapso no suprimento de espaços e recursos naturais.

Zoneamento costeiro

O ZEE - Zoneamento Ecológico-Econômico é um zoneamento que responde aos critérios pela busca da sustentabilidade, já que não apenas trata de questões ambientais, mas conceitualmente engloba e relaciona estes fatores com organizações e atividades sociais, para atingir diagnósticos e condições equitativas na definição dos usos do espaço (FAO, 1996). Ele está inserido em uma configuração onde os atores do território podem se tornar protagonistas de seu planejamento, e não mais atuar como objeto instrumentalizado, através da busca em abandonar suas bases centralizadas de decisão e aproximar-se dos espaços vividos (MMA, 2006). Desta maneira, o instrumento foi assumido pelo governo brasileiro como um instrumento técnico

e político; técnico, porque oferece informações sobre o território e classificações através de bases geográficas, e político, pela regulação de uso e possibilidades de negociação da decisão entre as esferas de governo, e destas com o setor privado e a sociedade civil, e também pelo seu potencial de integração entre políticas públicas que tratam o território de maneira setorial (MMA, 2010) [Mergen, 2013: 20].

O Decreto nº 5.300 de 2004, que regulamenta a Lei nº 7.661 do PNGC – *Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro*, estabelece que:

“O Zoneamento Ecológico-Econômico Costeiro – ZEEC orienta o processo de ordenamento territorial, necessário para a obtenção das condições de consonância com as diretrizes do Zoneamento Ecológico-Econômico em território nacional, como mecanismo de apoio as ações de monitoramento, licenciamento, fiscalização e gestão” (BRASIL, 2004).

Deste modo, tanto a *Permacultura* como a *Gestão Costeira Integrada* estabelecem os limites e condicionantes ecológicos da apropriação e repartição socioeconômica dos territórios, visando o ordenamento, eficiência e sustentabilidade dos assentamentos e processos instalados.

A ética pragmática

Ambas as disciplinas também compartilham uma série de princípios e valores, nas suas respectivas visões de mundo e formas de regulação dos usos dos espaços, processos e recursos naturais, comprometidos com o reconhecimento do significado e a garantia da qualidade de vida, humana e não humana, para as presentes e futuras gerações.

Do ponto de vista da *Permacultura*, para qualquer cultura humana ser considerada sustentável, ela deve ter a *capacidade de se reproduzir por gerações seguidas, atendendo as necessidades humanas, sem um colapso*

cataclísmico ou de longo prazo (Mollison, Holmgren, 1978). Apesar das substanciais críticas e das alternativas à visão de mundo criada pelo reducionismo (Levins, Lewontin, 1985) - a qual tende a separar a humanidade da natureza - ele se manteve no domínio (em parte), graças ao seu poder de lidar com o mundo cada vez mais desintegrado, criado por uma sociedade baseada no consumo intensivo de energia (Holmgren, 2013).

Quanto maior é o poder da civilização humana (devido a esta disponibilidade de energia), mais crítica se torna a ética para assegurar a sobrevivência cultural – e até mesmo biológica – em longo prazo (Foster, 2010); essa visão ecologicamente funcional envolve três éticas:

- o *cuidado com a Terra*;
- o *cuidado com as pessoas*;
- o *cuidado com o Futuro* (Dixon, 2014; Harland, 2018; With One Planet, 2017), com *limites ao crescimento e ao consumo* (Mollison, 1988) e a *partilha justa* ou *redistribuição dos excedentes* (Holmgren, 2002):

As pessoas costumam associar o cuidado com a Terra com algum tipo de cuidado e manejo planetário, refletindo o conceito de *Espaçonave Terra*, popularizado pela primeira vez no final dos anos 1960 e começo de 1970 por Steward Brand (...). Além disso, a *Espaçonave Terra* implica que temos o poder e a soberania para dirigir o planeta. A *hipótese Gaia*, de James Lovelock e Lynn Margulis, ofereceu-nos um brilhante exemplo de ciência integral, que mostra claramente a Terra como um sistema auto-organizado (...). A *hipótese Gaia* também gerou um reflorescimento contracultural da visão quase universal da Terra entre os povos indígenas e camponeses, como nossa mãe viva, todo-poderosa. Nesse contexto global, cuidar da Terra deve-se não somente a limites éticos e ao respeito, mas também ao medo da rejeição e do aniquilamento por parte da mãe (Holmgren, 2013: 54-56).

Esses princípios são algo comum a todas as culturas tradicionais (Holmgren, 2006), pelo fato de estas *terem existido em equilíbrio relativo com os seus ambientes e sobrevivendo por mais tempo que quaisquer dos nossos experimentos mais recentes em civilização* (Hawken, Lovins, Lovins, 1999). Tal aprendizado revela-se essencial na (re)construção de um modelo de desenvolvimento que busque, efetivamente, a sustentabilidade e a justiça socioambiental:

Essa visão ecologicamente funcional da ética torna-a central no desenvolvimento de uma cultura de declínio de energia. Ela envolve três máximas ou princípios: o cuidado com a Terra, o cuidado com as pessoas, o limite do consumo e da reprodução, e a redistribuição dos excedentes. Esses princípios podem ser vistos como algo comum a todos os povos tribais indígenas; este foco da permacultura em aprender com culturas tradicionais baseia-se nas evidências de que elas existiram em equilíbrio relativo com os seus ambientes, e sobreviveram por mais tempo que quaisquer dos nossos experimentos mais recentes em civilização [Holmgren, 2013: 51-52].

A *Gestão Costeira Integrada* estrutura-se a partir da consolidação e incorporação pragmática de um acervo informacional robusto e integrado sobre a base ecossistêmica:

...ela tem, como concepção fundamental, a consideração de que os sistemas marinhos e costeiros são entendidos como um conjunto de ecossistemas compostos por elementos ecológicos (naturais), econômicos e sociais. Além disso, considera e destaca o caráter funcional dos ecossistemas, capaz de gerar produtos que beneficiam a eles mesmos ou à dinâmica socioeconômica que deles depende (Odum, Odum, 2001). Os resultados ou produtos dessa funcionalidade de base ecossistêmica, quando geram benefícios aos setores econômicos ou

sociais, são considerados Serviços Ecossistêmicos (SE) (MEA, 2003) [Asmus *et al.*, 2018: 06].

Assim, entende-se que ambas as disciplinas estão focadas na conservação das *Funções, Serviços e Benefícios Ecossistêmicos* (De Groot *et al.*, 2002) e visam à *Sustentabilidade*, pela adoção de um conjunto de prioridades sistêmicas coerentes, como: a) matriz energética (renovável), b) fluxo de materiais (cíclico), c) caráter natural (estoque), d) organização (rede distribuída), e) escala (pequena), f) movimento (lento), g) realimentação (negativa), h) foco (bordas), i) atividade (estabilidade rítmica), e j) pensamento (holístico-sistêmico).

As perspectivas diante do modelo de desenvolvimento

Entendemos que a grande extensão e profundidade dos muitos pontos de similaridade e convergência entre ambas as disciplinas podem viabilizar a mútua aproximação, vindo a proporcionar-lhes acréscimos substanciais ao seu próprio desenvolvimento individual e a uma possível atuação conjunta, complementando as respectivas formas e escalas habituais de pesquisa e intervenção. Contudo, talvez ainda mais promissores do que as convergências e similaridades, sejam os aprendizados sobre as suas especificidades e diferentes posicionamentos frente ao presente e aos cenários futuros.

A *Permacultura* - ilusoriamente percebida por muitos, apenas como parte dos movimentos sociais da contracultura e das respostas ambientais, desencadeadas a partir do final da década de 1960, trabalha com um horizonte temporal mais amplo, no qual o atual cenário, seus condicionantes e seus potenciais, podem ser completamente deslocados, e superados por uma outra lógica, distinta da habitual:

Na medida em que a permacultura é uma resposta efetiva às limitações no uso da energia e dos recursos naturais, ela vai passar do seu estado atual de

“resposta alternativa para a crise ambiental” para a corrente social e econômica dominante da era pós-industrial (Holmgren, 2013: 29).

Ou seja, a finitude do atual modelo de desenvolvimento (ambientalmente e socioeconomicamente insustentável no longo prazo), está implícita na concepção filosófica, na proposição metodológica, na práxis relacional da cultura com o ambiente e na avaliação dos próprios erros e acertos, sempre buscando reaprender e antecipar-se ao contexto em contínua e acurada transformação [*Princípio de Design 12: Responda criativamente às mudanças* (Holmgren, 2013)].

A percepção desta finitude implica a adoção, pela *Permacultura*, de uma prática coletiva e voluntária, de ruptura com a lógica em curso, em assumir-se enquanto processo experimental de transformação socioambiental, buscando não apenas superar as crises (agudas e crônicas), mas antecipar-se às mudanças (previsíveis, mas ainda a serem consolidadas), na progressiva e irreversível redução da disponibilidade e qualidade dos recursos naturais, e nas estruturas e sistemas que os regulam.

As maiores críticas a eficácia dos seus esforços é-lhes dirigida pela dimensão majoritariamente local dos mesmos; contudo o caráter pedagógico e multiplicador de tais iniciativas é significativo, acrescentando-se que a reprodutibilidade dos mesmos tem um baixo custo e sempre poderá contar e depender da decisão de pequenos grupos locais, o que incrementa sua autonomia, o poder de persuasão e de implementação das suas propostas.

A *Gestão Costeira Integrada*, tomada como um espaço de pesquisa e proposição de procedimentos mais adequados e pertinentes para o planejamento e gestão socioambiental, caracteriza-se por sua expressiva cono-

tação como instância mediadora. Ela busca a inserção e discussão qualificada dos pontos de vista dos diferentes setores e atores sociais envolvidos, na disputa sobre os diferentes projetos e interesses relativos aos espaços e recursos costeiros.

Este posicionamento centralista, de abalizador das decisões coletivas, a partir de seu subsídio técnico, supostamente neutro e isento (*sensu* Löwy, 1985)⁵, confere-lhe um perfil predominantemente conservador em relação aos modelos de desenvolvimento, ou seja, suas críticas e propostas visam adequar e não, necessariamente, reconsiderar. Como esta disciplina está mais direta e visceralmente envolvida no trânsito político-institucional, e dependente dos seus cronogramas e orçamentos, ela também se encontra por eles limitada e comprometida. Exemplos são suas ações, através de comitês assessores, relativas à proposição de mudanças factíveis no processo de gestão, através do jogo da negociação.

As contribuições advindas da *Gestão Costeira Integrada* (e aqui reconhecemos plenamente sua motivação e pertinência, na busca de resolução de problemas e conflitos de interesses, tentando ganhar tempo na redução das perdas socioambientais) adequam-se, frequentemente, à lógica econômica da apropriação dos espaços e recursos naturais. Assim, involuntariamente, a aderência e o desenvolvimento de instrumental técnico-científico-jurídico na regulação destas disputas pode consolidar uma estrutura inadequada quanto à repartição dos custos e benefícios sociais advindos. O aparato de pessoal e recursos envolvidos neste esforço corre o risco de ser mobilizado para a manutenção do padrão social associado a um modelo de desenvolvimento em curso, com claras indicações de insustentabilidade no longo prazo.

⁵...a concepção positivista é aquela que afirma a necessidade e a possibilidade de uma ciência social completamente desligada de qualquer vínculo com as classes sociais, com as posições políticas, os valores morais, as ideologias, as utopias, as visões de mundo. Todo esse conjunto de elementos ideológicos, em seu sentido amplo, deve ser eliminado da ciência social (Löwy, 1985: 39).

Como os seus protocolos e sugestões sofrem com as demandas e pressões econômicas e políticas, volúveis e instáveis, as transformações estruturantes na base na gestão ambiental são encaradas, frequentemente, como utópicas, impraticáveis e inexecutáveis. Isso determina uma série de contradições entre os seus objetivos – socioambientalmente referidos, e os resultados concretos – os quais reforçam, eventualmente, os indicadores da *Injustiça Socioambiental*.

De modo a possibilitar uma compreensão sistêmica das particularidades e da potencial aproximação entre a *Permacultura* e a *Gestão Costeira Integrada*, com base na análise conceitual considerada, procedeu-se a síntese das referidas diferenças de atuação das mesmas (Tabela 2).

Estas diferenças, antes de cristalizarem contradições ou oposições entre a *Permacultura* e a *Gestão Costeira Integrada*, refletem as distintas origens e *locus habilis* específicos, mas complementares; o grau de *pertencimento* (Lestinge, 2004) e *implicação* (Lourau, 1975) dos respectivos conjuntos de setores e sujeitos de cada uma destas disciplinas pode nos apontar diferentes opções estratégicas de aproximação.

Aproximações entre a *Gestão*

Costeira Integrada e a Permacultura

A substituição do atual modelo de desenvolvimento, com expressivo passivo socioambiental, implica a reversão de valores e procedimentos habituais, para a qual se faz necessária a incorporação da educação ambiental e da participação cidadã no planejamento e gestão dos espaços, processos e recursos naturais compartilhados.

A visão de mundo e o sistema de valores que estão na base de nossa cultura foram formulados, em suas linhas essenciais, nos séculos XVI e XVII (Capra, 1982). A partir da Revolução Industrial, temos visto um crescimento exponencial da produção da riqueza material no mundo, através do tripé tecnociência, indústria e mercado (Santos, 2006). De outro lado, vemos também o aumento dos desequilíbrios sociais, da degradação ambiental e da perda expressiva de sentidos coletivos e comunitários. Ao mesmo tempo, surge um forte movimento de resgate consciente de práticas sustentáveis, baseado nos princípios da *Permacultura* (...), de modo a constituir-se em instrumental didático

Tabela 2. Diferenças e complementariedade entre a *Permacultura* e a *Gestão Costeira Integrada*.

Disciplina	Permacultura	Gestão Costeira Integrada
Escala	Local e regional.	Regional, nacional e internacional.
Formas e processos de atuação	Práxis cotidiana.	Campo técnico e político.
	Intervenções diretas.	Negociação, mediação e assessoria.
	Manejo efetivo.	Proposição de modelos de gestão.
	Espaços e recursos agroflorestais.	Espaços e recursos costeiros.
	Resgate e adaptação de conhecimentos ecológicos tradicionais.	Elaboração e difusão de pesquisas aplicáveis, capacitação de gestores, definição de potenciais regramentos.
	Fortalecimento da autonomia, trabalho comunitário e relações interpessoais.	Foco na governança, ética e transparência para a coparticipação e gestão compartilhada, relações político-institucionais.
	Promove a segurança alimentar, a conservação da geobiodiversidade e da identidade cultural.	Visa conciliar a conservação da geobiodiversidade com a eficiência das atividades socioeconômicas.

Fonte: os autores.

nas interfaces da educação ambiental e divulgação científica de diversos modelos, técnicas e processos com vistas à sustentabilidade, passíveis de adaptação e aplicação no contexto socioambiental da zona costeira [Krepelka, Ferreira, Santos, 2011].

Neste contexto, o papel da *Permacultura* pode se mostrar decisivo, ao demonstrar – teórica e empiricamente – a necessidade de tais mudanças, e a viabilidade de estas serem desencadeadas, a partir de experiências vivências cotidianas:

A expansão da cidadania, da liberdade, da criatividade, do raciocínio e do pensamento crítico somente será possível se houver uma conversão de valores da sociedade como um todo. O processo de implementação da Permacultura na Escola (...) tem de ser visto como um movimento em andamento, ou seja, a Educação Ambiental possui uma longa trajetória até chegar à “justiça ambiental” (Herculano *et. al.*, 2004), que introduz no campo ambiental o debate sobre as desigualdades sociais. A Permacultura pode servir, portanto, para observar e mudar os princípios de vida, considerando o cuidado consigo mesmo, com os outros, e com o ambiente como um todo, contribuindo com a construção de visões críticas e criativas [Moraes, Silva, Figueiró, 2012: 69].

O reconhecimento internacional do significado pedagógico da *Permacultura*, e a perspectiva de sua efetiva aproximação com as pesquisas e práticas em gestão ambiental, conduzidas pelas universidades, vem sendo construídos há muito tempo, através da proposta da *Ecoversidade*:

A experiência terá como base o currículo elaborado pela UNESCO; os ecouniversitários não terão aulas convencionais, mas receberão uma série de tarefas, com prioridade para o trabalho junto à comunidade da região (...). Para começar, cada aluno vai receber um pedaço de terra e terá de fazer uma

horta e um abrigo, onde deverá morar. Os alunos vão aprender, desde trabalhar com uma enxada, até o desenho de todo um sistema permacultura, a construção e abrir uma página na internet, ou montar e administrar um pequeno negócio (Bento Filho, 2002: 05).

Esta perspectiva remonta, porém, a própria origem da *Permacultura*, concebida como catalisadora de conhecimentos díspares, sistematizados, adaptados e reprocessados em múltiplos contextos, com trânsito fluente pelos espaços universitários.

As raízes do programa deste treinamento de lideranças da *Ecoversidade* são tão antigas como a própria permacultura. Na verdade, sempre foi o desejo de Bill Mollison para uma escola de permacultura. Nos anos 1990, desenvolveu-se a ideia da academia de permacultura, com um plano de a permacultura emitir sua própria graduação universitária (...). É importante ressaltar que o conceito original de *Ecoversidade* começou em Santa Fé, nos EUA, com a Dra. Francia Harwood, uma antiga diretora executiva da PAI – *Permacultura América Latina*. Em 1999, ela estabeleceu com sucesso uma escola que concedia uma graduação alternativa com currículo em artes, que tinha como base o treinamento em permacultura (SHARIF, 2002: 05).

Estudo de caso no sul do Brasil e no Uruguai

A proximidade territorial, a similaridade geomorfológica e biogeográfica, e a identidade cultural transfronteiriça que permeia os ecossistemas e comunidades localizadas entre o sul do Brasil e o Uruguai constituem elementos facilitadores para a efetividade da aproximação entre as instituições de pesquisa e ensino universitário envolvidas na gestão ambiental, especialmente a *Gestão Costeira Integrada*, e a *Permacultura*. Dentre tais instituições e iniciativas, destacam-se:

Uruguai

Na UDELAR – *Universidad de la República* (Montevideo), a sua FARQ - *Facultad de Arquitectura* sedia o *Proyecto Hornero* (em homenagem a habilidade construtora do pássaro joão-de-barro, cujo ninho lembra um forno), o qual promove a integração dos conhecimentos patrimoniais e acadêmicos na adoção de tecnologias socioambientalmente adequadas. Nesta mesma Universidade, também foi instituído o CURE - *Centro Universitario Regional Este* (Maldonado), com o primeiro curso de mestrado em Gestão Costeira Integrada da América do Sul.

Brasil

No Rio Grande do Sul, a FURG – *Universidade Federal de Rio Grande*, mantém os cursos de graduação em Agroecologia (no campus de São Lourenço do Sul), Gestão Ambiental e Oceanografia, e o mestrado em Gerenciamento Costeiro, no campus de Rio Grande.

Em Santa Catarina, a UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina, no campus de Florianópolis, conta com o NEPerma - *Núcleo de Estudos em Permacultura*⁶, com oferta de cursos de formação de permacultores:

A construção da permacultura na academia brasileira, a partir do *Núcleo de Estudos em Permacultura* – NEPerma, da Universidade Federal de Santa Catarina, resultou na criação da *Rede Brasileira de Núcleos de Permacultura* - Rede NEPerma Brasil (...). Articular e ou visibilizar os aspectos culturais nas atividades do Núcleo é uma “regra” inerente ao planejamento permacultural, o qual pressupõe a

revalorização de culturas e tradições locais, perdidas ou em vias de extinção, que sejam sustentáveis e promovam o equilíbrio dinâmico com o meio (Nanni *et al.*, 2018: 194; 201-202).

A UFSC também conta com o LAGECI – *Laboratório de Gestão Costeira Integrada*, o qual promove o desenvolvimento de pesquisas acadêmicas e formação (graduação e mestrado) em Geografia e Oceanografia.

Para condensar estas informações, procedeu-se a síntese dos programas formativos em *Gestão Costeira Integrada* e as iniciativas de aproximação com a *Permacultura* nas universidades no sul do Brasil e Uruguai (Tabela 3).

Como ambas as disciplinas desenvolvem a geração e difusão de conhecimentos técnicos e científicos direcionados a gestão socioambiental, mas atuam em distintas e complementares escalas geográficas e sociopolíticas, seria oportuno e estratégico desenvolver propostas e iniciativas concretas conjuntas nas suas interfaces territoriais e conceituais. Uma destas possibilidades pode ser demonstrada pela atuação de projetos em parceria com ONGs – Organizações Não Governamentais - de caráter socioambiental, as quais se encontram em um patamar intermediário entre a academia científica e as comunidades, promovendo a fluxo de pessoas e informações entre ambas. Dentre tais ONGs, destaca-se uma série com proximidade conceitual e aproximações já efetivadas com a pesquisa e gestão ambiental universitária (Tabela 4).

⁶ <<http://permacultura.ufsc.br/o-que-e-permacultura/>>

Tabela 3. Conexões entre Permacultura e Gestão Costeira Integrada no sul do Brasil e Uruguai.

País	Universidades	Centros	Extensão	Graduação	Mestrado
Uruguai	Universidad de la Republica	Facultad de Arquitectura	Proyecto Hornero	Arquitetura	
		Centro Universitario Regional Este			Gestão Costeira Integrada do Cone Sul
Brasil	Universidade Federal de Rio Grande	Instituto de Oceanografia		Gestão Ambiental. Oceanografia	Gerenciamento Costeiro
		Instituto de Ciências Biológicas		Biologia Agroecologia	
	Universidade Federal de Santa Catarina	Laboratório de Gestão Costeira Integrada. Núcleo de Estudos em Permacultura	Permacultura	Geografia. Oceanografia	Geografia Oceanografia

Fonte: Os Autores.

4. Considerações finais

Neste contexto e perfil de interfaces, as experiências desenvolvidas por grupos interdisciplinares e transfronteiriços podem aportar exemplos inspiradores.

As aproximações entre ambas as disciplinas situam-se, geralmente, ainda no plano teórico e epistemológico, devido as diferenças nas formas e escalas de atuação, especialmente pela tendência de vinculação da *Gestão Costeira Integrada* com as instituições de pesquisa acadêmica, e da *Permacultura* com os movimentos sociais e iniciativas comunitárias de gestão socioambiental. Uma possibilidade de se efetivar tal proposta de aproximação seria justamente a atuação conjunta e complementar, otimizando o potencial de conhecimentos e habilidades de ambos os níveis e escalas. Tal conexão, já viabilizada empiricamente em pequenos estudos de caso, poderia ser expandida institucionalmente, de modo a possibilitar a apropriação e influência recíproca da academia e dos movimentos sociais, para uma efetiva aproximação das propostas de gestão e manejo participativo, no cotidiano das comunidades.

As convergências e similaridades entre ambas as disciplinas podem contribuir para o seu sucesso, assim

como suas principais diferenças: enquanto a *Gestão Costeira Integrada* atua, predominantemente, na escala regional, nacional ou internacional, no campo técnico e político, promovendo o processo de gestão socioambiental de espaços e recursos costeiros (com foco na governança e participação comunitária, na transparência e na ética na utilização dos recursos públicos), a *Permacultura* incide na escala local ou regional, sobre a práxis cotidiana, promovendo intervenções diretas de manejo, na produção de alimentos, geração de energia, alternativas de circulação de produtos e serviços (pela autonomia e autossuficiência comunitária, segurança alimentar, promoção da biodiversidade e da cultura regional).

Assim, entendemos como pertinente, salutar e crescente a tendência de aproximação entre a *Gestão Costeira Integrada* e a *Permacultura*, enquanto esforço direcionado ao uso e conservação dos serviços ecossistêmicos proporcionados pelos espaços e recursos costeiros.

Tabela 4. ONGs com atuação entre a *Permacultura* e a *Gestão Costeira Integrada*.

ONG	Localização	Atuação	Conexões com <i>Permacultura</i>	Conexões com <i>Gestão Costeira Integrada</i>
Proyecto Karumbe ⁷	Montevideo e La Coronilla (Uruguai).	Conservação de Tartarugas marinhas; manejo da pesca artesanal.	Técnicas e práticas na edificação de alojamentos e centros de visitantes.	Trabalha na conservação, gestão e educação ambiental costeira.
Instituto Ballaena Australis ⁸	Balneário da Barra do Chuí, Santa Vitória do Palmar (RS, Brasil).	Integração entre a conservação ambiental, a produção e difusão artístico-cultural.	Utiliza materiais recicláveis e técnicas de bioconstrução, horta orgânica didática.	Projetos com instituições de pesquisa e gestão, através de monitoramento participativo e educação ambiental.
Instituto de Permacultura da Pampa ⁹	Município de Bagé (RS, Brasil).	Formação profissional e extensão em Permacultura	Promove cursos, seminários, vivências de capacitação prática e assessoria e serviços técnica em permacultura e bioconstrução.	Recebe estudantes e profissionais para cursos, projetos de pesquisa conjuntos e estágios acadêmicos.
ARCA - Instituto Arca Verde ¹⁰	Município de São Francisco de Paula (RS, Brasil).	Centro comunitário de vivências socioambientais.	Promove cursos e seminários de capacitação, e assessoria técnica em permacultura e bioconstrução.	Recebe estudantes e profissionais para cursos, projetos de pesquisa conjuntos e estágios acadêmicos.
Instituto Çarakura ¹¹	Município de Florianópolis (SC, Brasil).	Dedicado à conservação, gestão e educação ambiental.	Promove cursos e seminários em monitoramento, gestão e educação ambiental.	Recebe estudantes e profissionais para cursos, projetos de pesquisa conjuntos e estágios acadêmicos.
Fonte: Os Autores.				

⁷ <<http://www.karumbe.org/>>

⁸ <<https://pt-br.facebook.com/pages/category/Non-Governmental-Organization--NGO-/Instituto-Ballaena-Australis-264358087077533/>>

⁹ <<https://www.ipep.org.br/>>

¹⁰ <<http://www.arcaverde.org/>>

¹¹ <<http://www.institutocarakura.org.br/>>

5. Referencias

- Angelini, R. 1999. Ecossistemas e modelagem ecológica (Cap. 01; 16 p.). In: Pompeo, M.L.M (Ed.). *Perspectivas da Limnologia no Brasil*. São Luís, MA: Gráfica e Editora União, 198 p. Versão digitalizada – São Paulo, SP: IB-USP, sd. Disponível em: <<http://www.ib.usp.br/limnologia/Perspectivas/arquivo%20pdf/Capitulo%201.pdf>>
- Asmus, M., N. Lafourcade; Nicolodi, João; Scherer, Martinez Eymael Garcia; Gianuca, Kahuan; Costa, Juliet Correa; Goersch, Lorena; Hallal, Gabriel; Victor, Kamila Debian; Ferreira, Washington; Ribeiro, Julia N. A.; Pereira, Clara Da Rosa; Barreto, Bruna T.; Torma, Luciano Figueiredo; Souza, Bruno Bauer G.; Mascarello, Marcela; Villwock, Allan. 2018. Simples para ser útil: base ecossistêmica para o gerenciamento costeiro. *Desenvolvimento e Meio Ambiente* (Curitiba, PR), 44: 04-19, Fevereiro/2018 (Edição especial: X Encontro Nacional de Gerenciamento Costeiro). DOI: 10.5380/dma.v44i0.54971. Disponível em: <<https://revistas.ufpr.br/made/article/view/54971/34920>>
- Barragán Munóz, J. M. 2016. Política, Gestão e Litoral: uma nova visão da Gestão Integrada de Áreas Litorais (Tradução: Martinez Eymael Garcia Scherer, Washington Luiz dos Santos Ferreira, Milton Lafourcade Asmus). Madrid (Espanha): Tébar Flores / Escritório da UNESCO para América Latina 685p.
- Barragán Munóz, J. M. (Coord.) 2010. Manejo Costero Integrado y Política Pública en Iberoamérica: un diagnóstico. necesidad de cambio. Cádiz (Espanha): Red IBERMAR (CYTED), 380p. ISBN: 978-8469303559. Disponível em: <<http://hum117.uca.es/ibermar/resultados%20y%20descargas/librodiagnosticoibermar>>
- barragán munóz, J. M.. Las Áreas Litorales de España: del análisis geográfico a la gestión integrada. Barcelona (Espanha): Editorial Ariel S.A., 2004 (214p). ISBN: 9788434480704.
- Bento Filho, W. 2002. Brasil sai na frente com a Ecovercidade. *Permacultura Brasil*, Ano IV, N 10: 05, Setembro. Brasil, 2004. Decreto N° 5.300 (regulamenta a Lei N° 7.661, do PNGC – Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro).
- Canuto, João Carlos; Urchei, Mário Artemio; Camargo, Ricardo Costa Rodrigues. 2017. *Conhecimento como base para construção de sistemas agrícolas biodiversos* (pp: 177- 188). In: Canuto, J. C. (Ed.). *Sistemas Agro-florestais: experiências e reflexões*. Brasília, DF: EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária [EMBRAPA Meio Ambiente]. 216 p. Disponível em: <<http://www.ipe.org.br/downloads/LIVRO-SAF-FINAL.pdf>>
- Capra, Fritjof. O Ponto de Mutação. São Paulo, SP: Cultrix, 1982.
- De Groot, R.S.; Wilson, M.A.; Boumans, R.M.J. 2002. A typology for the classification, description, and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41: 393-408.
- Dixon, M. 2018. Future Care. Permaculture Productions LLC, 2014. Disponível em: <<https://permaculture-productions.com/2014/01/future-care/>> (acesso em: 07/Novembro/2018).
- Diederichsen, Sereno Duprey; Gemaël, Manoela Karam ; Hernandez, Arthur De Oliveira; Oliveira, Allan De Oliveira; Paquette, Marie-Laurence ; Schmidt, Andreoara Deschamps ; Silva, Paula Gomes; Silva, Marcelo Santos; Scherer, Martinez Eymael Garcia. 2013. Gestão costeira no município de Florianópolis, SC, Brasil: um diagnóstico. *Revista da Gestão Costeira Integrada* (Itajaí, SC), 13 (04): 499-512, 2013. Disponível em: <http://www.aprh.pt/rgci/pdf/rgci-425_Diederichsen.pdf>
- FAO. 1996. Agroecological Zoning Guidelines. Rome: FAO Land and Water Development Division. Food and Agriculture Organization of United Nations Soils Bulletin 76.
- Foster, J. B. 2010. A Ecologia de Marx: materialismo e natureza civil (tradução de Maria Tereza Machado). Rio de Janeiro, RJ: Civilização Brasileira.
- Harland, M. 2018. Future Care – redefining the third permaculture ethic. *Permaculture International*, 95 – Spring 2018. Disponível em: <<https://www.permaculture.co.uk/articles/redefining-third-permaculture-ethic-future-care>> (acesso em: 07/Novembro/2018).
- Hawken, P; Lovins, A; Lovins, H. 1999. *Capitalismo Natural: criando a próxima Revolução Industrial*. São Paulo, SP: Cultrix, 1999.
- Herculano, S.; Pádua, J. A.; Acselrad, H. (Orgs.). *Justiça Ambiental e Cidadania*. Rio de Janeiro, RJ: Relume Dumará, 2004.

- Holmgren, D. 2002. *Permacultura: princípios e caminhos além da sustentabilidade* (tradução de Luzia Araújo). Porto Alegre, RS: Via Sapiens. (416 p). [Edição original: *Permaculture: principles and pathways beyond sustainability*. Hepburn, Victoria (Australia): Holmgren Design Services, 2002].
- Holmgren, D. 2006. Tribal conflict proven pattern, dysfunctional inheritance. Hepburn, Victoria (Australia): Holmgren Design Services: *Collected Writings* (1978-2006), N 29.
- Holmgren, D. 2002. 2007 *Fundamentos da Permacultura*. Hepburn, Victoria (Austrália): Holmgren Design Services (tradução de Alexander Vab Parys Piergili e Amantino Ramos de Feitas – *Ecosistemas Design Ecológico*) 14 p.
- Krepelka, Talita Araújo; Ferreira, Washington; Santos, Tiago. 2011. *Análise de modelos e processos com vistas à sustentabilidade socioambiental na zona costeira*. In: *Anais 10ª MPU – Mostra da Produção Universitária “Ciência, Tecnologia e Compromisso Social: um desafio para a Universidade”*. Rio Grande, RS: FURG – Universidade Federal de Rio Grande (24-28/Outubro/2011). Disponível em: <propesp.tmp.furg.br/anaismpu/cd2011/cic/506.doc>
- Lestinge, S. R.. 2004. *Olhares de educadores ambientais para estudo do meio e pertencimento*. Tese de Doutorado (Programa de Pós-Graduação em Recursos Florestais). Piracicaba, SP: ESALC - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, 2004.
- Levins, R; Lewontin, R. 1985. *The Dialectical Biologist*. Harvard University Press, 1985.
- Lourau, R. 1975. *Análise Institucional*. Petrópolis, RJ: Editora Vozes, 1975.
- Lovelock, J. 1979. *Gaia: a New Look at Life*. Oxford: Oxford University Press, 1979.
- Löwy, M. 19985. *Método dialético e teoria política*. São Paulo, SP: Paz e Terra Filosofia, 1985 (3ª ed).
- Mcleod, K.; Leslie, H. 2009. *Ecosystem-based management for the oceans*. Washington: Island Press, 2009.
- MEA – Millennium Ecosystem Assessment. *Ecosystems and human well-being: a framework for assessment*. Washington, DC: Island Press; 2003.
- Mergen, B. O. 2014. *Análise crítica do Zoneamento-Ecológico-Econômico-Costeiro (ZEEC)*. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós-Graduação em Gerenciamento Costeiro). Rio Grande, RS: FURG – Universidade Federal de Rio Grande, 101p. Disponível em: <<https://sistemas.furg.br/sistemas/sab/arquivos/bdtd/0000011014.pdf>>
- MMA. MACROZEEC da Amazônia Legal: estratégias de transição para a sustentabilidade. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2010.
- MMA. Diretrizes metodológicas para o Zoneamento Ecológico-Econômico do Brasil. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Políticas para o Desenvolvimento Sustentável, 2006 (3ª ed.).
- Mollison, B. 1998. *Permaculture: designer’s manual*. Tylagum (Austrália): Tagari Publication, 1998 (676 p).
- Mollison, B., Holmgren, D. 1998. *Permaculture One: a perennial agriculture for human settlements*. Tagari Publications, 1978; International Tree Crop Institute, 1981 (versão brasileira “Introdução a Permacultura”. Brasília: MA-SDR-PNFC, 1998).
- Moraes, R.; Galiuzzi, M. C. 2006. *Análise Textual Discursiva: processo reconstrutivo de múltiplas faces*. *Ciência & Educação*, 12 (01): 117-128, 2006.
- Moraes, T. R.; Silva, G. Kelly P.; Figueiró, A. Severo. 2012. Compreendendo os padrões da natureza: práticas de permacultura e educação ambiental em uma escola rural. *Revista Geonorte, Edição Especial, V.3, N.4*, p. 59-70, 2012.
- Morin, E. 2011. *Introdução ao Pensamento Complexo* (Tradução de Eliane Lisboa). Porto Alegre, RS: ED. Sulina, 2011.
- Nanni, A.S.; Blankensteyn, A.; Sell, R.P.S; Nor, S.; Venturi, M. 2018. Construindo a permacultura na academia brasileira. *Revista Brasileira de Agroecologia* (Online), 13: 193-205. Disponível em: <<http://revistas.aba-agroecologia.org.br/index.php/rbagroecologia/article/view/22439>>
- NEPerma. O que é Permacultura. Florianópolis, SC: UFSC - Núcleo de Estudos em Permacultura. Disponível em: <<http://permacultura.ufsc.br/o-que-e-permacultura/>>
- Nicolodi, J. L.; A., M. L.; Polette, M.; Turra A. 2018. Avaliação dos zoneamentos ecológico-econômicos costeiros (ZEEC) no Brasil. *Desenvolvimento & Meio Ambiente* (Curitiba, PR: UFPR), 44: 378-404, Fevereiro/2018 [Edição especial: Xº Encontro Nacional de Gerenciamento Costeiro]. Disponível em: <<https://revistas.ufpr.br/made/article/view/54865>>

- Odum, H. T. 1971. *Environment, Power and Society*. New York: John Wiley.
- Odum, H. T.; Odum, E. C. 2012. *A prosperous way down: principles and policies*. Colorado: University Press of Colorado, 2001. [versão brasileira *O Declínio Próspero: princípios e políticas* (Tradução: Enrique Ortega). Petrópolis, RJ: Vozes (ISBN: 978-85-326-4475-6)].
- Sambuichi, R. H. R.; Moura, I. F.; Mattos, L. Mansor; Ávila, M. L.; Spinola, P. A. C.; Silva, Ana Paula Moreira (Orgs.) 2017. *A Política Nacional de Agroecologia e a Produção Orgânica no Brasil: uma trajetória de luta pelo desenvolvimento rural sustentável*. Brasília, DF: IPEA – Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, 2017 (470 p). Disponível em: < http://www.agroecologia.org.br/files/2017/09/144174_politica-nacional_WEB.pdf >
- Santos, S. J.. 2006. *Ecovilas e Comunidades Intencionais: Ética e Sustentabilidade no Viver Contemporâneo*. In. III Encontro da ANPPAS - Associação Nacional de Pós-Graduação e Pesquisa em Ambiente e Sociedade. Brasília, DF: 2006.
- Scherer, M. E. G; Asmus, Milton L. 2016. *Gestão Integrada de Áreas Litorais: Governança para os Serviços Ecossistêmicos das Costas e Oceanos*. Desenvolvimento e Meio Ambiente (Curitiba, PR), 38: 09-11, Agosto/2016 [DOI: 10.5380/dma.v38i0.48342]. Disponível em: <<https://revistas.ufpr.br/made/article/download/48342/29111>>
- Sharif, A. 2002. *A Experiência da Ecovercidade*. *Permacultura Brasil*, Ano IV, N 10: 05, Setembro/.
- Soares, A. L. J. 1998. *Conceitos básicos sobre Permacultura*. Brasília, DF: Ministério da Agricultura / Secretaria de Desenvolvimento Rural / PNFC – Projeto Novas Fronteiras da Cooperação para o Desenvolvimento Sustentável, 53 p.
- Vasconcelos, Renan Coelho; Beltrão, Norma Ely Santos. 2018. *Avaliação de prestação de serviços ecossistêmicos em sistemas agroflorestais através de indicadores ambientais*. *Interações* (Campo Grande, MS), 19 (01): 209-220, Janeiro-Março/2018. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/inter/v19n1/1518-7012-inter-19-01-0209.pdf>>
- WITHONEPLANET. 2017. *Permaculture Ethics and Principles* (cap. 01; vol. 1). In: *The Tropical Permaculture Guidebook : A Gift from Timor-Leste International Edition*, 2017. [ISBN: 978-0-6481669-9-3]. Disponível em: <<http://withoneplanet.org.au/permaculture-guidebook/>> (acesso em: 07/Novembro/2018).

Poluição Química em Unidades de Conservação Costeiras e Marinhas do Brasil: Revisão Sistemática e Notas sobre a Produção Científica

Heitor Cavalcanti de Albuquerque e Denis M. de S. Abessa*

*e-mail: denis.abessa@unesp.br

Núcleo de Estudos sobre Poluição e Ecotoxicologia
Aquática - Instituto de Biociências, Câmpus do Litoral
Paulista - Universidade Estadual Paulista "Júlio de
Mesquita Filho" - Praça Infante Dom Henrique s/n,
11330-900 - São Vicente, SP, Brasil

Keywords: Coastal and marine ecosystems; biodiversity
conservation; marine ecotoxicology; scientific
knowledge; empty review.

Abstract

The Brazilian "Coastal and Marine Conservation Units" (UCCM) aim to promote the conservation of the biodiversity and to manage and restore the fish stocks. Therefore, it is essential that the UCCM safeguard the integrity of the ecosystems, avoiding the degradation of the natural areas. Despite the legal guarantee of the conservation of the natural aspects in the UCCM, external stressors can degrade the environment and compromise the determined objectives for the protected area. Pollution caused by chemicals is one of the factors that threaten the integrity of protected coastal and marine ecosystems. However, at the global level, studies evaluating pollution and its impacts within protected areas are scarce. Therefore,

Submitted: September 2018

Reviewed: October 2018

Accepted: February 2019

Associate Editor: Marínez Scherer

through a systematic review of publications indexed on a scientific databases, this work developed an initial diagnosis of the studies that evaluate the environmental quality of the UCCM. We found only 11 studies, concentrated in the Southeast region of Brazil. The studies were carried out in six UCCM, four in São Paulo and two in Rio de Janeiro, of five categories: Environmental Protection Area and Extractive Reserve, classified as Sustainable Use; and among those of Integral Protection, Ecological Station, Park and Biological Reserve. At the national level, the six UCCM studied reach only 3.09% of the existing 194 UCCM. Some type of environmental degradation within the UCCM was reported by seven studies in half of the UCCM studied. By indicating little scientific knowledge about chemical pollution within UCCM and environmental degradation in some of the UCCM studied, the results of this work confirm that the undervalued impacts of chemical pollution are worrying and crucial factors to be overcome in order to achieve biodiversity conservation objectives. It is suggested that existing research groups in the area of ecotoxicology and environmental chemistry should consider the urgent need for environmental assessment studies on chemical pollution in UCCM, possibly incorporating the research line on future projects.

Resumo

As Unidades de Conservação costeiras e marinhas (UCCM) tem como objetivo promover a conservação da biodiversidade e manejar e restaurar os estoques pesqueiros. Para isso, é essencial que as UCCM garantam a integridade dos ecossistemas, evitando a degradação da qualidade ambiental das áreas naturais. Apesar da garantia legal da conservação dos aspectos naturais nas UCCM, fatores de estresse externos podem degradar o ambiente e comprometer os objetivos determinados para a área protegida. A poluição causada por substâncias químicas é um dos fatores que ameaçam a integridade dos ecossistemas costeiros e marinhos protegidos. Entretanto, em âmbito global, estudos avaliando a poluição e seus impactos dentro das áreas protegidas são escassos. Portanto, através de uma revisão sistemática de publicações indexadas em bases científicas, este trabalho desenvolveu um diagnóstico inicial dos estudos que avaliam a qualidade ambiental das UCCM. Foram encontrados somente 11 estudos, concentrados na região Sudeste do Brasil. Os estudos foram realizados em seis UCCM, quatro em São Paulo e duas no Rio de Janeiro, de cinco categorias: Área de Proteção Ambiental e Reserva Extrativista, classificadas como de Uso Sustentável; e, dentre as de Proteção Integral, Estação Ecológica, Parque e Reserva Biológica. Em âmbito nacional, as seis UCCM estudadas atingem somente 3,09% das 194 UCCM existentes. Algum tipo de degradação ambiental dentro das UCCM foi relatado por sete estudos em metade das UCCM estudadas. Ao indicarem escasso conhecimento científico sobre poluição química dentro das UCCM e degradação ambiental em algumas UCCM estudadas, os resultados deste trabalho ratificam que os impactos subavaliados da poluição química são fatores preocupantes e cruciais a serem contornados para que os objetivos de conservação da biodiversidade sejam atingidos. Sugere-se que os grupos de pesquisa já existentes na área da ecotoxicologia e da química ambiental devem atentar para a urgente necessidade de estudos sobre avaliação ambiental quanto à poluição química nas UCCM, possivelmente incorporando a linha de pesquisa em seus questionamentos e em projetos futuros.

Palavras-chave: ecossistemas costeiros e marinhos; conservação da biodiversidade; ecotoxicologia marinha; conhecimento científico; empty review.

1. Áreas Protegidas e Unidades de Conservação

Com o intuito de atingir o objetivo de conservação da biodiversidade e, conseqüentemente, a manutenção dos serviços ecológicos, uma das abordagens práticas criadas foi o estabelecimento de áreas protegidas, as quais são definidas pela União Internacional para a Conservação da Natureza (UICN) como “áreas terrestres e/ou marinhas dedicadas à proteção e manutenção da diversidade biológica, e de recursos naturais e culturais associados, e administrados através de meios legais ou outro efetivo” (UICN, 2008). Elas são consideradas como uma das mais efetivas ferramentas para a conservação da biodiversidade, podendo diminuir significativamente a degradação de habitats, a exploração excessiva, a poluição e a invasão de espécies exóticas (Possingham *et al.*, 2006). Mas sua efetividade depende, essencialmente, da implantação e administração baseadas nos princípios que devem permear os esforços de conservação: a *evolução* é o axioma que une toda a biologia; a *ecologia* é dinâmica e não equilibrada; e a *presença humana* deve ser considerada nos planos de conservação (Meffe *et al.*, 2006). Desta maneira, uma área protegida deve garantir a manutenção dos processos ecológicos e evolutivos enquanto mitiga os efeitos negativos das atividades antropogênicas.

No Brasil, as áreas protegidas são determinadas por um amplo arcabouço jurídico, podendo ser citadas como tais as Áreas de Preservação Permanente, as Reservas Legais, e as Unidades de Conservação (UC) (Ganem, 2010; Brasil, 2012). As UC são definidas pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC), instituído pela Lei nº 9.985 de 2000, como “espaços territoriais e seus recursos ambientais, incluindo águas jurisdicionais, com características naturais relevantes, legalmente instituídos pelo Poder Público, com objetivos de conservação, aos quais se aplicam garantias adequadas de proteção” (Brasil, 2000), e dividem-se em dois grupos, os quais subdividem-se em diferentes categorias com características e objetivos específicos. Um desses grupos constitui as UC de Proteção Integral, que possuem o objetivo de “preservar a natureza, sendo admitido apenas o uso indireto dos seus recursos naturais, com exceção dos casos previstos” (Brasil, 2000). Já o outro grupo, das UC de Uso Sustentável, tem como principal objetivo “compatibilizar a conservação da natureza com o uso sustentável de parcela dos seus recursos naturais” (Brasil, 2000).

2. Unidades de Conservação Costeiras e Marinhas

Apesar do SNUC não diferenciar entre UC terrestres e marinhas, as UC localizadas nas áreas costeiras e marinhas são equivalentes às *Marine and Coastal Protected Areas*, ou, em português, Áreas Marinhas e Costeiras Protegidas (AMCP). As AMCP são definidas de acordo com a Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB), de maneira alinhada com a definição de áreas protegidas da UICN, como:

Áreas dentro ou adjacentes ao ambiente marinho, em conjunto com suas águas sobrepostas e flora e fau-

na associadas, e características históricas e culturais, que têm sido reservadas por legislação ou outros meios eficazes, incluindo personalizado, com efeito de que sua biodiversidade marinha e/ou costeira goze de um nível de proteção mais elevado do que os seus arredores. (UNEP, 2004 – tradução livre dos autores).

Segundo o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro II Decreto nº 5.300 de 2004 (Brasil, 2004), a zona costeira brasileira é o espaço geográfico composto

pela faixa terrestre, delimitada pelos limites dos municípios que sofrem influência direta dos fenômenos que ocorrem na zona costeira, e pela faixa marítima, constituída pelo mar territorial, que possui largura de 12 milhas náuticas a partir das linhas de base. Por sua vez, a zona marinha brasileira é dividida em diferentes espaços marinhos pela Lei do Mar (Lei nº 8.617 de 1993), redigida de acordo com as decisões da Convenção das Nações Unidas sobre o Direito do Mar (1982), e se estende desde as linhas de base, passando pelas 12 milhas náuticas do mar territorial, até 200 milhas náuticas da Zona Econômica Exclusiva, ou até o limite da plataforma continental estendida, e inclui áreas ao redor das ilhas oceânicas brasileiras que estão além desse limite (MMA, 2010; Silva, 2013).

Historicamente no Brasil, assim como em diversos países do mundo, as zonas costeira e marinha têm sido cenário de intenso desenvolvimento urbano e industrial (Moraes, 1995; Egler, 1996) por conta da grande variedade de bens e serviços ambientais obtidos a partir dos processos ecológicos dos seus ecossistemas. Portanto, impactos diretos e indiretos em decorrência desta ocupação e uso têm causado alterações significativas na estrutura desses ecossistemas, afetando a própria provisão dos bens e serviços ambientais (Halpern *et al.*, 2008; Worm *et al.*, 2006; Jackson *et al.*, 2001). Inicialmente, a criação de UCCM no Brasil objetivou estritamente a conservação da biodiversidade e proteção dos ambientes marinhos (Kalikoski e Vasconcellos, 2011). Posteriormente, a fim de responder às demandas socioeconômicas e inserindo mecanismos de conservação para alcançar o desenvolvimento sustentável, as UCCM também assumiram o papel de ferramentas para o manejo e recuperação dos estoques pesqueiros, sendo este objetivo incorporado como diretriz destas áreas no Plano Estratégico Nacional das Áreas Protegidas (PNAP) em 2006.

Segundo o Panorama da Conservação dos Ecossistemas Costeiros e Marinhos do Brasil, publicado pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA) em 2010,

existiam, considerando UC federais e estaduais, 194 UC na zona costeira e marinha do Brasil compostas por variadas categorias de manejo. Essas UCCM são divididas de maneira não uniforme na zona costeira e poucas são as áreas eminentemente marinhas, resultando numa baixa representatividade dos ecossistemas marinhos em proteção (Prates *et al.*, 2007).

Em 2010, o MMA também identificou, observando as UC federais e estaduais com porção marinha ou integralmente marinha, que apenas 1,57% de toda a área do bioma marinho no Brasil estava dentro de UC, dos quais somente 0,13% encontrava-se em UC de Proteção Integral. Considerando a área total das zonas costeira e marinha em conjunto, a porcentagem que estava dentro de algum tipo de UC sobe para 3,14%, porém, um valor ainda abaixo da meta de 10% para 2020 proposta internacionalmente pelas Metas de Aichi de Biodiversidade definidas na 10ª Conferência das Partes de 2010 da CDB e mantida pela Comissão Nacional da Biodiversidade (Conabio), responsável pela implementação dos compromissos assumidos pelo Brasil na CDB. Apesar da criação de grandes UC marinhas desde 2010, como o Refúgio de Vida Silvestre do Arquipélago de Alcatrazes, ao considerar a efetividade das UC, como ressaltado nas metas do Conabio ao mencionar a “conservação efetiva” (MMA, 2010), os dados sobre conservação ficam mais preocupantes.

A diferença entre a representatividade dos ecossistemas e a efetividade de conservação são observáveis de modo exemplar nos dados referentes somente à zona costeira brasileira, que possuía, até 2010, 40,1% da área total dos seus ecossistemas dentro de UC (MMA, 2010), superando a meta proposta pela CDB, mas sujeita a alto nível de degradação e supressão ambiental por conta de intensas atividades costeiras (Prates *et al.*, 2007). Isso porque alcançar os objetivos propostos pela UC depende de diversos fatores que incluem, por exemplo, sua localização, o ecossistema, o processo de implantação da UC e o manejo correto.

3. Influência das pressões externas na efetividade das AMCP

A publicação de Lubchenco et al. (2003), apresentando a edição especial da *Ecological Applications* sobre reservas marinhas (áreas protegidas de qualquer atividade extrativa ou destrutiva) trouxe que alguns pontos relacionados à efetividade delas já poderiam ser considerados consenso científico, como: o aumento na abundância, diversidade e produtividade de organismos marinhos dentro dos limites das reservas, devido à diminuição da mortalidade e da destruição de habitats e aos efeitos ecológicos indiretos; o aumento no tamanho e abundância de espécies exploradas em áreas adjacentes à reserva; a maior efetividade de proteção das redes de reservas, conectadas por dispersão larval e migração de indivíduos; os efeitos positivos apresentados mesmo por reservas pequenas; e o reabastecimento de populações via exportação larval.

É importante atentar que cada AMCP criada, apesar de ter em comum os objetivos de conservação da biodiversidade e dos recursos naturais, possui seus próprios objetivos específicos e características (por exemplo, nível de proteção, tamanho, ecossistema, particularidades do local), os quais irão refletir no modo de manejo e, conseqüentemente, nos resultados obtidos ao longo do tempo (Halpern e Warner, 2003).

O alcance efetivo dos objetivos de cada AMCP está sujeito ao sucesso conjunto de todos os fatores que envolvem sua implantação e administração, e inclusive do manejo das pressões relacionadas aos fatores de estresse externos aos limites da área protegida (Claudet et al., 2011). Entretanto, como destacado por Lubchenco et al. (2003), as AMP não podem aliviar todos os problemas envolvidos na equação que definirá sua efetividade em cumprir com os objetivos propostos, principalmente aqueles originados fora dos seus limites, como a poluição, mudanças climáticas e sobrepesca (Green et al., 2014).

Hockings et al. (2006) apontam que o primeiro passo no ciclo de avaliação da efetividade do manejo de

área de proteção é a interpretação do contexto da área em questão, especialmente das ameaças e das pressões externas. É recomendado que as causas das ameaças existentes e potenciais sejam identificadas para que haja um manejo efetivo ou até prevenção do impacto. Eles ainda comentam que mesmo que os fatores externos e as ameaças que surgem fora da área de proteção estejam além do controle dos gestores, os mesmos devem ser incluídos no ambiente de manejo da área de proteção, pois podem influenciar na efetividade do alcance dos objetivos da área.

Já em 1994, Agardy argumentou sobre as mudanças no pensamento da implantação e manejo de AMP, expondo que para uma conservação marinha realmente efetiva, os esforços deveriam focar na proteção dos processos ecológicos cruciais que são responsáveis pela manutenção de um ambiente natural, e não simplesmente no cercamento da área que se deseja conservar, tratando-a como uma “ilha” que não sofre influência do que está além da fronteira. Ao constatar a importância das AMP como ferramenta de conservação, lembra que, se o mundo fora das AMP continuar a declinar em resposta aos impactos crônicos, até as áreas de proteção mais bem desenhadas e executadas não terão futuro.

Jameson et al. (2002) lembram que muitas AMP falham em atingir seus objetivos de manejo tendo como uma das causas justamente o fato de não conseguirem aliviar as pressões externas. Em geral, esses fatores são de difícil controle, sobretudo se a área de proteção for localizada próxima a regiões com diversos pontos de poluição, como regiões urbanizadas.

Este quadro não está restrito a áreas próximas das fontes de contaminação, áreas de proteção costeiras e marinhas longe das fontes de poluição também estão sujeitas aos impactos antropogênicos, uma vez que correntes marinhas e a dispersão atmosférica são capazes de transportar os poluentes a grandes distâncias (Baztan et al., 2014; Jameson et al., 2002; Heskett et

al., 2012; Hirai *et al.*, 2011). Para AMCP localizadas próximas à costa, a descarga dos rios também pode tra-

zer contaminantes de atividades distantes realizadas à montante (Campos *et al.*, 2016).

4. Escassez de estudos sobre poluição dentro das AMCP e das UCCM

Numa revisão sobre a conservação da biodiversidade costeira e marinha brasileira, Amaral e Jablonski (2005) apontam que a degradação dos habitats e a poluição, principalmente causada por pesticidas, produtos químicos e efluentes industriais, é reconhecida uma das principais ameaças à biodiversidade marinha brasileira, mas que não é possível estabelecer a dimensão do seu impacto em decorrência da falta de entendimento dos efeitos em espécies individuais. Prates *et al.* (2007) relataram a falta de conhecimento nacional na distribuição das ameaças ao ambiente costeiro e marinho, incluindo informações sobre a localização das fontes de poluição costeira.

É importante observar que apesar do reconhecimento do meio científico de que as áreas protegidas podem sofrer pressões significativas devido ao aporte de poluentes externos (Jameson *et al.*, 2002; Hockings *et al.*, 2006), consultando a bibliografia sobre o assunto percebe-se que, em âmbito nacional e internacional, os estudos realizados a fim de entender e avaliar os im-

pactos dentro das AMCP são escassos (Abessa *et al.*, 2018). Portanto, atenta-se para a gama considerável de possíveis impactos que as UCCM do Brasil podem sofrer, dos quais, cientificamente, não existe um histórico e base robusta de dados para subsidiar medidas de manejo voltadas a este objetivo, como o desenvolvimento e integração de variadas ferramentas de conservação (Amaral e Jablonski, 2005; Halpern *et al.*, 2008; Miloslavich *et al.*, 2011; Elfes *et al.*, 2014).

Um dos tipos de poluição é aquela causada por compostos ou substâncias químicas introduzidas em determinado ambiente a partir da atividade humana tendo, portanto, grande potencial tóxico para a biodiversidade (Wilhelmsson *et al.*, 2013). Neste sentido, a produção de um diagnóstico inicial do conhecimento sobre o tema para a zona costeira e marinha do Brasil torna-se essencial para estimular esforços destinados a identificar os possíveis poluentes provenientes de fontes externas às UCCM e seus impactos aos objetivos de conservação da área protegida.

5. Método

As revisões sistemáticas diferenciam-se das revisões narrativas por delinear uma estrutura de pesquisa de modo que os resultados sejam objetivos e replicáveis por qualquer outro pesquisador. A inclusão de um método objetivo para escolha dos estudos que irão compor a revisão confere ao trabalho maior rigor científico e, portanto, torna os resultados mais confiáveis. Pullin e Knight (2001) expõem que a revisão sistemática pode melhorar significativamente a identificação e provisão

de evidências para suportar práticas e políticas na conservação e no manejo ambiental, mas evidenciam que ainda é pouco utilizada em estudos relacionados à conservação dos ambientes naturais.

Portanto, este trabalho é composto por duas etapas principais: a) o levantamento bibliográfico realizado a partir do método delineado, que permitirá selecionar os trabalhos publicados sobre poluição química nas UCCM; b) e, através de uma síntese narrativa, o agru-

pamento, a análise e a interpretação dos trabalhos publicados selecionados na primeira etapa, que permitirá uma síntese do conhecimento sobre o tema.

Levantamento bibliográfico e seleção dos estudos

Os resultados foram desenvolvidos em dois momentos: o primeiro, em 2016 a partir de pesquisa nas bases de dados científica *Web of Science* (que inclui a *Scielo*) e *Scopus*. Em cada rodada de pesquisa foi utilizado o operador booleano “AND” para cruzar duas entradas: uma entrada com os termos associados aos estudos que objetivam investigar a poluição química marinha, conectados pelo operador booleano “OR”, (*pol\$u*, para *Web of Science*, e *pollu*, para *Scopus*; *toxi*; *contamina*) e a outra entrada com o nome particular da UC sem a categoria; e o segundo em 2019 a partir de pesquisa na base de dados científica *Web of Science* com os mesmos critérios destacados anteriormente, mas considerando somente os estudos publicados a partir de 2016.

Os termos foram criados para selecionar trabalhos que mencionem qualquer uma das seguintes palavras e suas derivadas, tanto em inglês quanto em português: *pollution* – poluição, *toxicity* – toxicidade ou *ecotoxicology* – ecotoxicologia, e *contamination* – contaminação. Na *Web of Science* os termos foram procurados no campo “Topic” e na *Scopus* no campo “Abstract, Article Title and Keywords”. As 194 UCCM federais e estaduais consideradas neste estudo foram extraídas do Panorama da Conservação dos Ecossistemas Costeiros e Marinhos no Brasil (2010) desenvolvido pelo MMA.

Os trabalhos encontrados foram avaliados quanto à sua compatibilidade com o tema de interesse deste trabalho: poluição química dentro dos limites da UCCM pesquisada. Portanto, foram considerados nos resultados finais somente os trabalhos desenvolvidos em matrizes do ambiente marinho ou de ambiente costeiro alagável (manguezais, por exemplo) que investigaram a presença ou os efeitos de elementos ou compostos químicos.

Os estudos encontrados que não mencionaram sobre a UCCM pesquisada foram excluídos na consideração dos resultados, pois passaram no filtro da pesquisa porque a área de estudo possui o mesmo nome da UC (por exemplo, a Baía de Todos os Santos e a Área de Proteção Ambiental Baía de Todos os Santos), mas não citam o nome da UC.

Em pesquisas que retornaram mais de cem estudos (o que foi observado somente para a Refúgio de Vida Silvestre do Una, Reserva Biológica do Una e Estação Ecológica de Guanabara), o termo “protect* area*” foi adicionado em conjunto com os outros termos através do uso do operador booleano “AND” com o intuito de excluir da pesquisa estudos que não eram o foco deste trabalho e para facilitar o seu desenvolvimento. Este método não foi usado em todas as pesquisas porque um estudo poderia mencionar o exato nome da UCCM sem mencionar os termos associados à “protect* area*”.

Análise dos estudos

Os trabalhos encontrados foram avaliados através de uma síntese narrativa que permite a ampla exploração dos estudos selecionados na primeira etapa ao prever a extração, organização e comparação de dados diversos (*Collaboration for Environmental Evidence* - CEE, 2013). A síntese narrativa é proposta dentro da revisão sistemática e é adequada para a análise de questões abrangentes (CEE, 2013).

Dados auxiliares

A quantidade aproximada do universo total de estudos sobre o tema no Brasil também foi obtida para auxiliar na discussão dos resultados. Foi realizada pesquisa simples em 2019 na base de dados científica *Scopus* dentro de publicações classificadas nas áreas de *Environmental Science*; *Agricultural and Biological Sciences*; *Earth and Planetary Sciences*; *Chemistry*; *Biochemistry*, *Genetics and Molecular Biology* com o seguinte critério: *pollu* or *contamina* or *toxic* AND “marine” or

“coast*” or “estuar*” or “mangrove*” or “bay*” or “island*” AND Brazil. Essa pesquisa utilizou termos com a intenção de recuperar estudos sobre poluição, contaminação ou toxicidade nos mais variados ecossistemas costeiros e marinhos brasileiros.

Também foram pesquisados em 2019, no Diretório de Grupos de Pesquisa no Brasil do Conselho Na-

cional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), grupos de pesquisa que podem ter foco de estudo relacionados com o tema, utilizando os termos: “ecotoxicologia”, “ecotoxicologia aquática”, “ecotoxicologia marinha” e “poluição marinha”.

6. Resultados

Somente 11 estudos atenderam aos critérios do método aplicado por este trabalho, ou seja, investigaram poluição química dentro de UCCM informando, nos tópicos pesquisados, o nome da UC onde realizou as análises. Os estudos analisaram seis UCCM, quatro em São Paulo e duas no Rio de Janeiro, de cinco categorias: Área de Proteção Ambiental (APA) e Reserva Extrativista (RESEX), classificadas como de Uso Sustentável; e, dentre as de Proteção Integral, Estação Ecológica (ESEC), Parque (PARQUE) e Reserva Biológica (REBIO) (Tabela 1). Em âmbito nacional, as seis UCCM estudadas atingem somente 3,09% das 194 UCCM extraídas da publicação do MMA (2010). Apesar de servir como um indicativo do nível de conhecimento, o uso da porcentagem para o número das UCCM estudadas, mesmo apresentando valores baixos, ainda superestima o conhecimento sobre o assunto, uma vez que somente um estudo não esgota a ampla gama de questionamentos sobre a poluição química em determinada UCCM. Dos 15 estados costeiros onde não foram verificados estudos, vale destacar os estados com alto número de UCCM, como: o Pará, que conta com 19 UCCM, 14 das quais são Reservas Extrativistas, importantes áreas de subsistência para as populações tradicionais a que são destinadas; e a Bahia, que possui 29 UCCM e rica biodiversidade costeira e marinha, destacando os recifes de corais compartilhados com outros estados do Nordeste.

O número de estudos que objetivaram avaliar a qualidade ambiental de UCCM em relação aos poluentes

químicos se mostrou ínfimo frente aos 2.023 trabalhos encontrados pelo método aplicado para representar o universo dos estudos que mencionam sobre poluição costeira e marinha no Brasil (1.373 em *Environmental Science*; 827 em *Agricultural and Biological Sciences*; 749 em *Earth and Planetary Sciences*; 178 em *Chemistry*; 165 em *Biochemistry, Genetics and Molecular Biology*).

Desde 2001, ano do primeiro estudo publicado encontrado, apesar dos 10 anos de hiato na produção, houve evolução considerável nas publicações, com o restante dos estudos sendo publicados entre 2011 e 2018, o que aponta possível tendência de crescimento de interesse no tema.

Quanto aos dados obtidos no Diretório de Grupos de Pesquisa no Brasil do CNPq, foi observada concentração dos grupos de pesquisas nas regiões Sudeste e Sul (Tabela 2).

Para “ecotoxicologia marinha”, somente os estados de São Paulo e Rio de Janeiro possuíam grupos de pesquisa no tema em 2016, com um grupo surgindo na Paraíba posteriormente, possivelmente sendo um fator que contribui para explicação da distribuição regional dos estudos.

Ainda, a existência, por exemplo, de nove grupos ou linhas de pesquisa sobre “poluição marinha” no Nordeste, mas nenhum estudo encontrado para a região, indica que a poluição química nas UCCM não é tema incorporado em muitos grupos de pesquisas focados em estudos marinhos. A desigualdade de acesso a re-

Tabela 1. : Estudos selecionados que avaliaram a qualidade ambiental das UCCM em relação a possíveis poluentes químicos. – (Selected studies that evaluated the environmental quality of the UCCM in relation to possible chemical pollutants).

UF	Nome da uc	Referência	Elementos e compostos químicos		Avaliação do estudo	Matriz de estudo	Qualidade ambiental	Aspectos sobre conservação
			Pesquisados	Contaminantes				
RJ	REBIO Estadual da Praia do Sul	DePaula e Mozeto 2001	Metais (Al, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb e Zn) e C	-	Presença	Sedimento	-	Não discutiu
	RESEX Marinha do Arraial do Cabo	Toste <i>et al.</i> , 2011	Organo-estânicos (Tributilestanho)	Organo-estânicos (Tributilestanho)	Efeito biológico (biomarcador)	Stramonita haemastoma	Degradada	Não discutiu
SP	APA Cananéia-Iguape-Peruíbe	Cruz <i>et al.</i> , 2014	Metais (Cd, Cu, Fe e Zn) e Total Recoverable Oils and Greases	Cd e Cu	Presença e Teste de toxicidade	Sedimento, <i>Tiburionella viscana</i> e <i>Nitocra</i> sp.	Degradada	Discutiu extensivamente
		Campos <i>et al.</i> , 2016	Metais (Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb e Zn) e Amônia	Cd, Cr, Cu, Pb e Amônia	Presença, Teste de toxicidade e TIE	Sedimento, <i>Tiburionella viscana</i> e <i>Nitocra</i> sp.	Degradada	Discutiu extensivamente
		Gusso-Choueri <i>et al.</i> , 2015	Metais (Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb e Zn), As e Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos (PAH)	Pb e Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos (PAH)	Presença e Efeito biológico (biomarcador)	<i>Cathorops spixii</i>	Degradada	Discutiu extensivamente
		Gusso-Choueri <i>et al.</i> , 2018	Metais (Cd, Pb e Zn) e As	Cd, Pb e As	Presença	<i>Cathorops spixii</i>	Degradada	Discutiu extensivamente
	ESEC Juréia-Itatins	Pinheiro <i>et al.</i> , 2013	Metais (Cd, Cr, Cu, Hg e Pb)	-	Presença e Efeito biológico (micronúcleos)	Água, Sedimento e <i>Ucides cordatus</i>	-	Não discutiu
	ESEC Tupinambás	Hoff <i>et al.</i> , 2015	Metais (Al, Cr, Cu, Fe, Hg, Ni, Pb, Zn), As e P	-	Presença	Sedimento	-	Discutiu extensivamente
	PARQUE Estadual Xixová-Japuí	Araujo <i>et al.</i> , 2013	Metais (Cd, Cu, Zn) e Amônia	Cd, Cu, Zn e Amônia	Presença, Teste de toxicidade e TIE	Sedimento, <i>Tiburionella viscana</i> e <i>Tisbe biminensis</i>	Degradada	Discutiu extensivamente
		Abessa <i>et al.</i> , 2017	Metais (Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Ni, Pb e Zn), Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos (PAH) e Hidrocarbonetos Alifáticos (AH)	-	Presença e Teste de toxicidade	Sedimento, <i>Lytechinus variegatus</i> e <i>Tiburionella viscana</i>	-	Discutiu
		Moreira <i>et al.</i> , 2017	Metais (Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Ni, Pb e Zn), Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos (PAH) e Hidrocarbonetos Alifáticos (AH)	Al, Fe, Cr, Co, Zn e Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos (PAH)	Presença	Sedimento	Degradada	Discutiu

Tabela 2. Quantidade por região de grupos e linhas de pesquisas encontrados no Diretório de Grupos de Pesquisa do Brasil do CNPq em 2019. – (Quantity per region of groups and research lines found in the Directory of Brazilian Research Groups of CNPq in 2019).

Região	Ecotoxicologia	Ecotoxicologia Aquática	Ecotoxicologia Marinha	Poluição Marinha
Sudeste	98	13	5	5
Sul	67	6	0	4
Nordeste	40	7	1	9
Norte	26	7	0	0

curso financeiro para pesquisas científicas entre as regiões brasileiras também é um fator importante a ser considerado na diferença no número de grupos de pesquisa e de estudos.

Dentre os estudos selecionados foram observados abordagens e métodos distintos. Somente um trabalho não avaliou a presença ou os efeitos tóxicos dos metais, enquanto a matriz mais estudada foi o sedimento, sendo objeto em oito estudos. Algum tipo de degradação ambiental dentro das UCCM foi relatado por sete estudos em metade das UCCM estudadas (Tabela 1).

A RESEX Marinha Arraial do Cabo, apesar de estar localizada numa área interpretada a primeiro momento como livre de impactos significativos, sofre influência de organo-estânicos, contaminante associado às atividades portuárias, que afetam indivíduos e populações de gastrópodes dos costões rochosos, levando, inclusive, a extinção local de algumas populações (Toste et al., 2011).

Já a APA Cananéia-Iguape-Peruíbe, a UCCM mais estudada, conta com três estudos recentes que avaliaram os impactos causados pelas atividades industriais e pela zona urbana adjacentes à costa (Cruz et al., 2014; Campos et al., 2016; Gusso-Choueri et al., 2016). Os estudos demonstram que apesar do estuário estar localizado numa das regiões consideradas como mais conservadas do litoral paulista, a UCCM apresenta degradação causada por poluentes químicos diversos. Cruz et al., (2014) e Campos et al. (2016), ao estudarem o

sedimento da APA, identificaram a presença de metais e, através de testes laboratoriais, observaram os efeitos tóxicos em invertebrados aquáticos. Ambos os trabalhos destacaram a degradação ambiental causada pelos metais originados de atividades de mineração distantes e pretéritas e trazidos ao estuário pelo rio Ribeira de Iguape. Além disso, Campos et al. (2016) observaram que a amônia, proveniente da área urbana, também estaria contribuindo para a toxicidade do sedimento.

Gusso-Choueri et al. (2016), utilizando análise de biomarcadores, observaram a presença de metais e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, e os consequentes efeitos biológicos danosos, em indivíduos de uma espécie de bagre (*Cathorops spixii*) consumida por moradores locais. Gusso-Choueri et al. (2018), investigando a presença de metais e arsênio nos tecidos de bagres (*Cathorops spixii*), relataram os riscos de saúde ao qual a população local está sujeita. Os resultados obtidos através do esforço científico dedicado à avaliação da região da APA Cananéia-Iguape-Peruíbe colocam em questionamento a qualidade ambiental de outras áreas consideradas conservadas, mesmo aquelas que não tiveram degradação reportada para certo elemento ou composto químico, mas que podem estar sendo degradadas por outro contaminante.

Além dessas UC de Uso Sustentável, no Parque Estadual Xixová-Japuí (PEXJ), UC de Proteção Integral localizada na Baía de Santos, o sedimento marinho apresentou contaminação por metais e toxicidade

para crustáceos bentônicos, indicando a amônia como principal contribuinte para a toxicidade (Araujo *et al.*, 2013). Portanto, além da contaminação por metais decorrente das diversas atividades portuárias e industriais no Sistema Estuarino de Santos, a qualidade ambiental do PEXJ também é prejudicada pelo despejo de resíduos domésticos por conta do grande adensamento urbano em suas proximidades. Abessa *et al.* (2017) e Buruaem *et al.* (2017) investigaram a contaminação por metais e hidrocarbonetos na costa de São Paulo incluindo um ponto amostral no PEXJ. Enquanto Buruaem *et al.* (2017) apontaram níveis de contaminação baixos para alguns compostos estudados, Abessa *et al.* (2017) encontraram pouca evidência de contaminação e toxicidade para o ponto amostrado destacando possivelmente a influência temporal e espacial de fatores naturais, uma vez que diversos estudos apontam contaminação histórica na área.

Nas UCCM localizadas em ilhas mais afastadas do continente e de centros urbanos, DePaula e Mozeto (2001) e Hoff *et al.* (2014), ao investigarem a presença de metais nos sedimentos, respectivamente, da REBIO Praia do Sul e da ESEC Tupinambás, não observaram degradação ambiental e recomendaram que as áreas sejam consideradas pontos de referência.

Pinheiro *et al.* (2013), utilizou a UCCM estudada, ESEC Juréia-Itatins, como referência ao comparar os níveis de metais na água e no sedimento e os efeitos biológicos em caranguejos com o estudado na cidade de Cubatão, localizada no estado de São Paulo. A ESEC Juréia-Itatins apresentou valores mais baixos nos níveis de metais na água e no sedimento e também

menos efeitos biológicos danosos observados nos caranguejos, não sendo relatada degradação ambiental no estudo dentro da UCCM.

É notável que a diferença na qualidade ambiental das UCCM observadas pelos estudos selecionados possa estar relacionada com a distância em relação à zona costeira e a centros urbanos e industriais, como destacado por Hoff *et al.* (2014) para explicar as condições pristinas encontradas na ESEC Tupinambás. O tipo de categoria de proteção da UC provavelmente não é imperativo na qualidade ambiental encontrada, pois, de maneira geral, as UCCM possuem baixa efetividade em atingir seus objetivos de conservação, sendo indicativo disso, por exemplo, a inexistência até 2016 de Plano de Manejo para cinco das seis UCCM, e a degradação ambiental observada no Parque Xixová-Japuí, UC de Proteção Integral e única do estudo que conta com Plano de Manejo (Araujo *et al.*, 2013). O Plano de Manejo tem sua importância descrita no SNUC que o destaca como documento essencial para definição das normas que devem presidir o uso da área e o manejo dos recursos naturais da UC, portanto, sua ausência tem grande relevância na gestão da UC.

Apesar dos 11 estudos citarem as UCCM, três não discutiram os resultados encontrados com os objetivos da UCCM, enquanto cinco estudos discutiram extensivamente (Tabela 1). Poucos grupos de pesquisa que cooperam entre si assumiram como tipo de discurso nos trabalhos publicados maior destaque para as questões de conservação do local estudado e, portanto, concentram grande parte da produção encontrada segundo o método utilizado.

7. Considerações finais e recomendações

Os resultados compilados dos poucos estudos apontam que poluentes químicos são ameaças reais à qualidade ambiental das UCCM, tornando os impactos subavaliados da poluição química fatores preocupan-

tes e cruciais a serem contornados para que os objetivos dessas áreas protegidas possam ser atingidos. A importância deste breve diagnóstico é ressaltada quando os resultados obtidos são comparados com o que Yaffe *et*

al. (2012) chamaram de *empty reviews* (revisões vazias, em português), ou seja, revisões sistemáticas que não encontram estudos elegíveis para inclusão. Os autores explicam que uma das causas para isso é a realização da busca em áreas de estudo incipientes. Apesar do presente estudo não se enquadrar integralmente como uma *empty review*, os resultados apresentados também conseguem alertar para a necessidade de investimentos em projetos que proponham suprir as lacunas no conhecimento do tema pesquisado.

É evidente que os resultados apresentam uma sub-representação da literatura científica que se enquadra no tema. Porém, justamente devido ao caráter restritivo do critério da pesquisa, os resultados obtidos também permitem demonstrar um desacoplamento de modo geral entre os estudos sobre poluição química em suas diversas vertentes de investigação e as considerações dos aspectos de conservação das regiões estudadas pelos autores que publicam os resultados. Há diferença relevante na construção do desenho da investigação e na apresentação dos resultados entre estudos sobre poluição química realizados dentro de UCCM e estudos que avaliam a qualidade ambiental das UCCM. Isso ocorre possivelmente por receio da comunidade científica de conferirem caráter local ao estudo podendo culminar em dificuldades para publicação em periódicos internacionais e também pela formulação da pergunta científica inicial não acoplar noções dos instrumentos para conservação da biodiversidade.

Em pesquisas paralelas e por conhecimento da literatura é possível constatar que há estudos sobre poluição química dentro de UCCM que não estão representados nos resultados deste trabalho (Abessa *et al.*, 2018; Barletta *et al.*, 2019); em alguns casos porque o nome oficial da UCCM não foi citado e em outros porque a feição geomorfológica junto ao nome da UCCM (por exemplo, rio, delta ou baía) foi traduzida do português. A variedade de maneiras de citação dos nomes das UC prejudicou o trabalho justamente por se tratar de uma revisão sistemática, onde critérios fixos esta-

belecidos buscam por padrões para dar objetividade e replicabilidade aos resultados apresentados. Porém, o método aplicado neste trabalho considerou critérios oficiais, adotando na pesquisa os nomes das UC da maneira como constam no Cadastro Nacional de Unidades de Conservação do MMA para o português e, utilizando como exemplo na tradução para o inglês, a base mundial de áreas marinhas protegidas, MPAtlas do *Marine Conservation Institute*, na qual a única parte do nome da UCCM traduzida é a que se refere ao tipo de UC (por exemplo, Área de Proteção Ambiental Plataforma Continental do Litoral Norte, em português, e Plataforma Continental do Litoral Norte *Environmental Protection Area*, em inglês), critério também utilizado na *World Database on Protected Area*, projeto da IUCN (*International Union for Conservation of Nature*) e da UNEP (*United Nations Environmental Programme*).

Existem também muitos trabalhos que foram realizados dentro de UCCM ou áreas adjacentes, mas que não mencionam sobre qualquer questão associada à conservação da biodiversidade ou sobre as características da área protegida. Esses casos são conhecidos pelos autores por acontecerem principalmente nas Áreas de Proteção Ambiental que costumam ter grandes tamanhos e critérios de proteção menos rigorosos que outras categorias de UC. Como exemplo temos que a maioria dos trabalhos sobre ecotoxicologia ou química ambiental realizados na zona costeira e marinha do estado de São Paulo estão sendo realizados dentro de UCCM, visto que três grandes APA (APA Marinha Litoral Sul, APA Marinha Litoral Centro e APA Marinha Litoral Norte) cobrem quase todo o litoral paulista e a área marinha adjacente (Sousa *et al.*, 2014). Portanto, os autores não mencionarem o nome da UC ou os aspectos de conservação da região nas estruturas principais de apresentação do estudo (título, resumo, palavras-chave) de fato demonstra que esses não tem sido um dos focos principais a serem discutidos.

Sugere-se que os grupos de pesquisa já existentes na área da ecotoxicologia e química ambiental atentem para a urgente necessidade de estudos sobre avaliação ambiental quanto à poluição química nas UCCM, possivelmente incorporando a linha de pesquisa em seus questionamentos e em projetos futuros (Rodríguez-Jorquera *et al.*, 2016; Abessa *et al.*, 2018), publicando e posteriormente comunicando de modo acessível os resultados aos responsáveis pela gestão de determinada UCCM e aos influenciados diretamente pela mesma (instituições, comunidades e pessoas).

Propõe-se que os esforços iniciais de estudos foquem em todos os tipos de UC costeiras de Proteção Integral, nas RESEX costeiras e nas RDS costeiras, subsidiando e auxiliando na garantia das suas previsões legais. Esta proposta considera a vulnerabilidade observada nos resultados dessas áreas protegidas assim como a importância das mesmas para a conservação da biodiversidade e para a garantia da manutenção dos estoques de peixe e dos recursos de subsistência. Também é sugerido que os estudos avaliem a presença dos contaminantes no ambiente em consonância com abordagens ecotoxicológicas e avaliação dos possíveis efeitos biológicos em organismos distintos, como é recomendado por Gusso-Choueri *et al.*, 2016, e também sobre os riscos à saúde humana (Gusso-Choueri *et al.*, 2018).

A construção de um histórico de estudos no tema para as UCCM tem a capacidade de subsidiar medidas de manejo efetivas que objetivem o controle e remediação dos impactos, assim como o ordenamento correto das atividades costeiras e marinhas através do Gerenciamento Costeiro Integrado e do Planejamento Espacial Marinho (Belfiore *et al.*, 2004). Cabe também aos gestores das UCCM e às instituições gestoras das UCCM estabelecerem contato e parcerias com instituições universitárias e de pesquisa a fim de fomentar a produção de conhecimento necessária para avaliar e monitorar a qualidade ambiental da UCCM.

A vertente de “Pesquisa, Monitoramento e Avaliação”, num estudo sobre efetividade de manejo da APA Costa dos Corais (Araújo e Bernard, 2016), em Alagoas, foi aquela que apresentou menor progresso ao longo dos anos de estudo e as principais causas identificadas pelos autores foram: a falta de prioridade de pesquisa definidas pelos gestores e a falta de retorno por parte dos pesquisadores dos resultados obtidos. O interessante é que os autores do estudo apontam que a APACC está entre as UCCM mais pesquisadas, mas sublinham a falta de relação entre a produção dos estudos (muitas vezes incluindo apenas dados brutos) e informações úteis para o manejo focado nos objetivos da área de proteção.

Durante o trabalho foi observada diferença na capacidade das duas bases de dados em encontrar estudos a partir das pesquisas. A *Web of Science* demonstrou alguns problemas quanto a acentuação utilizada na língua portuguesa não conseguindo recuperar alguns trabalhos pois, por exemplo, quando extraía informações da publicação para a base, mudava o acento para vírgula e, portanto, alterava a palavra de interesse da pesquisa. No caso da *Scopus*, as palavras pesquisadas com acento não encontravam a mesma palavra sem acento, portanto explicitando a necessidade de se fazer a pesquisa sem o uso de acento. Foi identificado também que apesar da *Web of Science* englobar estudos indexados na Scielo em sua base, a *Scopus* recuperava mais trabalhos nas buscas porque anexa aos estudos mais palavras-chave geradas pela própria base (*Indexed Keywords*) do que a *Web of Science* (*KeyWords Plus*). Ao longo das pesquisas realizadas, esporadicamente, ambas as bases, apresentavam resultados fora do comum e não confiáveis pois não obedeciam aos critérios da pesquisa.

Conforme o número de estudos científicos publicados de modo geral aumenta consideravelmente, é essencial que seja dada atenção especial à organização e à comunicação dos resultados reportados para facilitar possíveis compilações sobre determinado tema ou

UCCM de interesse. Desta maneira, as possibilidades proporcionadas pela facilidade e amplo acesso aos estudos produzidos através das bases de dados serão exploradas na capacidade máxima garantindo que os resultados recuperados por pesquisas nas bases científicas, ou mesmo em ferramentas de busca simples como o *Google*, sejam precisos e retornem resultados que confluem o interesse de quem pesquisa com o trabalho realizado. Para isso, dentro do tema deste estudo e em decorrência dos resultados obtidos, algumas considerações precisam ser feitas quanto ao método de citação dos nomes da UC e de suas traduções. Propõe-se um padrão de citação para os autores utilizarem dentro do título, resumo ou palavras-chave:

- citar o nome oficial da área protegida em português, segundo o Cadastro Nacional de UC, e em inglês, traduzindo somente as palavras que se referem ao tipo de UC, seguindo exemplo do MPAtlas;
- citar que a UC se trata de uma “área marinha protegida” (*marine protected area*) ou “área costeira protegida” (*coastal protected area*) ou ambas, “área marinha e costeira protegida” (*marine and coastal protected area*);
- citar que o estudo avaliou poluição, contaminação ou toxicidade.

Ao longo da produção dos resultados deste trabalho também foi observada falta de coordenadas geográficas de alguns pontos amostrados. Portanto, para facilitar a incorporação dos resultados, recomenda-se que os autores apresentem as coordenadas de todos os pontos amostrais junto aos mapas ou em anexo junto ao material suplementar da publicação.

Considerando a dispersão de trabalhos que fornecem informações importantes sobre a qualidade ambiental das UCCM e a dificuldade de compilação de todos esses resultados, sugerimos, e já começamos a elaborar, a construção de um repositório padronizado para facilitar o acesso aos dados sobre poluição e contaminação nas UCCM. Sendo constantemente atualizado a intenção deste repositório de resultados é atuar como ponte entre os resultados produzidos pela academia e as ações de conservação da biodiversidade dos ecossistemas costeiros e marinhos do Brasil. Como exemplo de base de compilação semelhante e muito utilizada há o *Global Environmental Justice Atlas*, que destaca casos de conflitos ecológicos pelo mundo (Temper et al., 2018). Ainda está sendo observada a possibilidade de disponibilização através de sítio na internet para facilitar a ampla consulta (por enquanto, recomenda-se que os interessados entrem em contato com os autores).

8. Agradecimentos

Agradecemos à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo pelo financiamento deste trabalho através da bolsa de iniciação científica (Processo

2015/14652-5) conferida a Heitor Cavalcanti de Albuquerque.

9. Referências

- Abessa, D., Vicente, T.M., Moreira, L.B., Morais, L.G., Cruz, A.C.F., Massonetto, M., Campos, B.G.D., Bicego, M.C., Taniguchi, S., Hortellani, M.A., Sarkis, J.E.D.S., 2017. Assessing the sediment quality of the Laje de Santos marine state park and other marine protected areas of the central coast of São Paulo (Brazil). *Brazilian Journal of Oceanography*, 65(4): 532-548. <http://dx.doi.org/10.1590/s1679-87592017128606504>
- Abessa, D.M., Albuquerque, H.C., Morais, L.G., Araujo, G.S., Fonseca, T.G., Cruz, A.C., Campos, B.G., Camargo, J.B., Gusso-Choueri, P.K., Perina, F.C., Choueri, R.B., 2018. Pollution status of marine protected areas worldwide and the consequent toxic effects are unknown. *Environmental Pollution*, 243: 1450-1459. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.09.129>
- Agardy, M.T., 1994. Advances in marine conservation: the role of marine protected areas. *Trends in Ecology & Evolution*, 9(7): 267-270. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(94\)90297-6](https://doi.org/10.1016/0169-5347(94)90297-6)
- Amaral, A.C.Z., Jablonski, S., 2005. Conservation of marine and coastal biodiversity in Brazil. *Conservation Biology*, 19(3): 625-631. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00692.x>
- Araujo, G.S., Moreira, L.B., Morais, R.D., Davanzo, M.B., Garcia, T.F., Cruz, A.C.F., Abessa, D.M.S., 2013. Ecotoxicological assessment of sediments from an urban marine protected area (Xixová-Japuí State Park, SP, Brazil). *Marine Pollution Bulletin*, 75(1-2): 62-68. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.08.005>
- Araújo, J.L., Bernard, E., 2016. Management effectiveness of a large marine protected area in Northeastern Brazil. *Ocean & Coastal Management*, 130: 43-49. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.05.009>
- Barletta, M., Lima, A.R., Costa, M.F., 2019. Distribution, sources and consequences of nutrients, persistent organic pollutants, metals and microplastics in South American estuaries. *Science of the Total Environment*, 651(1): 1199-1218. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.276>
- Baztan, J., Carrasco, A., Chouinard, O., Cleaud, M., Gabaldon, J.E., Huck, T., Jaffrès, L., Jorgensen, B., Miguez, A., Paillard, C., Vanderlinden, J.P., 2014. Protected areas in the Atlantic facing the hazards of micro-plastic pollution: First diagnosis of three islands in the Canary Current. *Marine Pollution Bulletin*, 80(1-2): 302-311. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.12.052>
- Brasil, 2000. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, §1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências.
- Brasil, 2004. Decreto nº 5.300, de 7 de dezembro de 2004. Regulamenta a Lei nº 7.661, de 16 de maio de 1988, que institui o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro – PNGC, dispõe sobre regras de uso e ocupação da zona costeira e estabelece critérios de gestão da orla marítima, e dá outras providências.
- Brasil, 2012. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências.
- Campos, B.G., Cruz, A.C.F., Buruaem, L.M., Rodrigues, A.P.C., Machado, W.T.V., Abessa, D.M.S., 2016. Using a tiered approach based on ecotoxicological techniques to assess the ecological risks of contamination in a subtropical estuarine protected area. *Science of the Total Environment*, 544: 564-573. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.124>
- Claudet, J., Guidetti, P., Mouillot, D., Shears, N.T., Micheli, F., 2011. Ecology – Ecological effects of marine protected areas: conservation, restoration, and functioning. In: Claudet, J. (Ed.). *Marine Protected Areas – A multidisciplinary approach. Ecology, Biodiversity and Conservation*. Cambridge University Press. p. 37-71.
- Collaboration for Environmental Evidence, 2013. Guidelines for systematic reviews in environmental management. Version 4.2. Bangor: Centre for Evidence-Based Conservation, Bangor University.
- Cruz, A.C.F., Davanzo, M.B., Araujo, G.S., Buruaem, L.M., Santaella, S.T., de Morais, R.D., Abessa, D.M., 2014. Cumulative influences of a small city and former mining activities on the sediment quality of a subtropical estuarine protected area. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(11): 7035-7046. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-3908-1>

- DePaula, F.C., Mozeto, A.A., 2001. Biogeochemical evolution of trace elements in a pristine watershed in the Brazilian southeastern coastal region. *Applied Geochemistry*, 16(9-10): 1139-1151. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(00\)00084-6](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(00)00084-6)
- Egler, C.A.G. 1996. Os impactos da política industrial sobre a zona costeira. Brasília: MMA / Secretaria de Coordenação dos Assuntos do Meio Ambiente.
- Elfes, C.T., Longo, C., Halpern, B.S., Hardy, D., Scarborough, C., Best, B.D., Pinheiro, T., Dutra, G.F., 2014. A regional-scale ocean health index for Brazil. *PLoS One*, 9(4): p.e92589. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0092589>
- Ervin, J., 2003. WWF: Rapid Assessment and Prioritization of Protected Area Management (RAPAM) Methodology. Gland: WWF.
- Ganem, R.S., 2010. Conservação da Biodiversidade: Legislação e Políticas Públicas. 1a edição. Brasília: Edições Câmara.
- Gusso-Choueri, P.K., Choueri, R.B., de Araújo, G.S., Cruz, A.C.F., Stremel, T., Campos, S., de Sousa Abessa, D.M., Ribeiro, C.A.O., 2015. Assessing pollution in marine protected areas: the role of a multi-biomarker and multi-organ approach. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(22): 18047-18065. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4911-y>
- Gusso-Choueri, P.K., de Araújo, G.S., Cruz, A.C.F., de Oliveira Stremel, T.R., de Campos, S.X., de Souza Abessa, D.M., de Oliveira Ribeiro, C.A., Choueri, R.B., 2018. Metals and arsenic in fish from a Ramsar site under past and present human pressures: Consumption risk factors to the local population. *Science of the Total Environment*, 628: 621-630. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.005>
- Halpern, B.S., Walbridge, S., Selkoe, K.A., Kappel, C.V., Micheli, F., D'agrosa, C., Bruno, J.F., Casey, K.S., Ebert, C., Fox, H.E., Fujita, R., 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, 319(5865): 948-952. <https://doi.org/10.1126/science.1149345>
- Heskett, M., Takada, H., Yamashita, R., Yuyama, M., Ito, M., Geok, Y.B., Ogata, Y., Kwan, C., Heckhausen, A., Taylor, H., Powell, T., 2012. Measurement of persistent organic pollutants (POPs) in plastic resin pellets from remote islands: Toward establishment of background concentrations for International Pellet Watch. *Marine Pollution Bulletin*, 64(2): 445-448. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.11.004>
- Hirai, H., Takada, H., Ogata, Y., Yamashita, R., Mizukawa, K., Saha, M., Kwan, C., Moore, C., Gray, H., Laursen, D., Zettler, E.R., 2011. Organic micropollutants in marine plastics debris from the open ocean and remote and urban beaches. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8): 1683-1692. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.06.004>
- Hockings, M., Stolton, S., Leverington, F., Dudley, N., Courrau, J. 2006. Evaluating Effectiveness: A framework for assessing management effectiveness of protected areas. 2nd edition. Gland and Cambridge: IUCN.
- Hoff, N.T., Figueira, R.C., Abessa, D.M., 2015. Levels of metals, arsenic and phosphorus in sediments from two sectors of a Brazilian Marine Protected Area (Tupinambás Ecological Station). *Marine Pollution Bulletin*, 91(2): 403-409. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.10.044>
- IUCN, 2008. Guidelines for applying protected area management categories. Gland: IUCN.
- Jackson, J.B., Kirby, M.X., Berger, W.H., Bjorndal, K.A., Botsford, L.W., Bourque, B.J., Bradbury, R.H., Cooke, R., Erlandson, J., Estes, J.A., Hughes, T.P., 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science*, 293(5530): 629-637. <https://doi.org/10.1126/science.1059199>
- Jameson, S.C., Tupper, M.H., Ridley, J.M., 2002. The three screen doors: can marine "protected" areas be effective? *Marine Pollution Bulletin*, 44(11): 1177-1183. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00258-8](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00258-8)
- Kalikoski, D.C., Vasconcellos, M., 2011. Brazil. In: Sanders, J.S., Gréboval, D., Hjort, A. (Comp.). Marine protected areas. Country case studies on policy, governance and institutional issues. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper, No. 556/1. Rome: FAO. p. 5-32.
- Lubchenco, J., Palumbi, S.R., Gaines, S.D., Andelman, S., 2003. Plugging a hole in the ocean: the emerging science of marine reserves. *Ecological Applications*, 13(sp1): 3-7. <https://www.jstor.org/stable/3099993>
- Meffe, G.K., Carroll, C.R., Groom, M.J. 2006. What is Conservation Biology? In: Groom, M.J., Meffe, G.K., Carroll, C.R. (Eds.). Principles of Conservation Biology. 3rd edition. Sunderland: Sinauer Associates, Inc. p. 3-25.
- Miloslavich, P., Klein, E., Díaz, J.M., Hernandez, C.E., Bigatti, G., Campos, L., Artigas, F., Castillo, J., Pen-

- chaszadeh, P.E., Neill, P.E., Carranza, A., Retana, M.V., Astarloa, J.M.D., Lewis, M., Yorio, P., Piriz, M.L., Rodríguez, D., Yoneshigue-Valentin, Y., Gamboa, L., Martín, A., 2011. Marine biodiversity in the Atlantic and Pacific coasts of South America: knowledge and gaps. *PLoS One*, 6(1): p.e14631. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0014631>
- MMA (Ministério do Meio Ambiente) - Gerência de Biodiversidade Aquática e Recursos Pesqueiros, 2010. Panorama da Conservação dos Ecossistemas Costeiros e Marinhos no Brasil. Brasília: MMA/SBF/GBA.
- Moraes, A.C.R. 1995. Os impactos da política urbana sobre a zona costeira. Brasília: MMA / Secretaria de Coordenação dos Assuntos do Meio Ambiente.
- Moreira, L.B., Vicente, T.M., Taniguchi, S., Hortellani, M.A., Sarkis, J.E.S., Bicego, M.C., Abessa, D.M.D.S., 2017. Assessing legacy contaminants in sediments from marine protected areas of the central coast of São Paulo (Brazil). *Brazilian Journal of Oceanography*, 65(4): 549-563. <http://dx.doi.org/10.1590/s1679-87592017128806504>
- Pinheiro, M.A.A., Duarte, L.F.A., Toledo, T.R., Adam, M.L., Torres, R.A., 2013. Habitat monitoring and genotoxicity in *Ucides cordatus* (Crustacea: Ucidiidae), as tools to manage a mangrove reserve in south-eastern Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(10): 8273-8285. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3172-9>
- Possingham, H.P., Wilson, K.A., Andelman, S.J., Vynne, C.H. 2006. Protected areas: goals, limitation and design. In: Groom, M.J., Meffe, G.K., Carroll, C. R. (Eds.). *Principles of Conservation Biology*. 3rd edition. Sunderland: Sinauer Associates, Inc. p. 509–533.
- Prates, A.P., Lima, L.H., Chatwin, A., 2007. Coastal and Marine Conservation Priorities for Brazil. In: Chatwin, A. (Ed.). *Priorities for Coastal and Marine Conservation in South America*. Virginia: The Nature Conservancy. p. 15-24.
- Pullin, A.S., Knight, T.M., 2001. Effectiveness in conservation practice: pointers from medicine and public health. *Conservation Biology*, 15(1): 50-54. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2001.99499.x>
- Rodríguez Jorquera, I.A., Siroski, P., Espejo, W., Nimptsch, J., Choueri, P.G., Choueri, R.B., Moraga, C.A., Mora, M., Toor, G.S., 2017. Latin American protected areas: Protected from chemical pollution? *Integrated Environmental Assessment and Management*, 13(2): 360-370. <https://doi.org/10.1002/ieam.1839>
- Silva, A.P., 2013. O novo pleito brasileiro no mar: a plataforma continental estendida e o Projeto Amazônia Azul. *Revista Brasileira de Política Internacional*, 56(1): 104-121. <http://dx.doi.org/10.1590/S0034-73292013000100006>
- Sousa, E.C.P.M.D., Zaroni, L.P., Gasparro, M.R., Pereira, C.D.S., 2014. Review of ecotoxicological studies of the marine and estuarine environments of the Baixada Santista (São Paulo, Brazil). *Brazilian Journal of Oceanography*, 62(2): 133-147. <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-87592014063006202>
- Temper, L., Demaria, F., Scheidel, A., Del Bene, D., Martinez-Alier, J., 2018. The Global Environmental Justice Atlas (EJAtlas): ecological distribution conflicts as forces for sustainability. *Sustainability Science*, 13(3): 573-584. <https://doi.org/10.1007/s11625-018-0563-4>
- Toste, R., Fernandez, M.A., Pessoa, I.D.A., Parahyba, M.A., Dore, M.P., 2011. Organotin pollution at Arraial do Cabo, Rio de Janeiro State, Brazil: increasing levels after the TBT ban. *Brazilian Journal of Oceanography*, 59(1): 111-117. <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-87592011000100008>
- UNEP, 2004. Convention on Biological Diversity, Conference of the Parties 7, Decision VII/5. Marine and coastal biological diversity.
- Wilhelmsson, D., Thompson, R.C., Holmström, K., Lindén, O., Eriksson-Hägg, H., 2013. Marine pollution. In: Noone, K.J., Sumaila, U.R., Diaz, R.J., Managing ocean environments in a changing climate: sustainability and economic perspectives. Amsterdam: Elsevier. p. 127-169
- Worm, B., Barbier, E.B., Beaumont, N., Duffy, J.E., Folke, C., Halpern, B.S., Jackson, J.B., Lotze, H.K., Micheli, F., Palumbi, S.R., Sala, E., 2006. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science*, 314(5800): 787-790. <https://doi.org/10.1126/science.1132294>
- Yaffe, J., Montgomery, P., Hopewell, S., Shepard, L.D., 2012. Empty reviews: a description and consideration of Cochrane systematic reviews with no included studies. *PLoS One*, 7(5): p.e36626. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0036626>



Abrahão, G.R., M.L. Asmus, & W. Ferreira. 2019. Dinâmica da Governança em Unidades de Conservação: Estudo de Caso da Estação Ecológica de Carijós, Florianópolis, Brasil. *Revista Costas*, 1(1): 59-86. doi: 10.26359/costas.0104

Dinâmica da Governança em Unidades de Conservação: Estudo de Caso da Estação Ecológica de Carijós, Florianópolis, Brasil

G. R. Abrahão^{1*}, M.L. Asmus² e W. Ferreira³

*e-mail: gisele.rosa.abrahao@gmail.com

¹ Universidade Federal de Santa Catarina
Florianópolis, SC.

² Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, RS
e-mail: docasmus@furg.br

³ Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, RS
e-mail: thalassoaching@yahoo.com.br

Keywords: Governance, participatory management, environmental education, protected areas, ESEC.

Abstract

The subject of this article is the Governance Dynamics of Conservation Units (CUs). This subject is analyzed with reference to a case study of the Carijós Ecological Station (ESEC Carijós), which is located in South coast of Brazil, on the Island of Santa Catarina - Florianópolis, in an area of urban growth. The great majority of PAs in Brazil have governance problems. In principal, these problems could be related to lack of good management; of an adequate infrastructure at the unit; and of effective environmental education of the local community, and participatory management that involves it. The case study, using the timeline since its creation 1987 by 2016, surveyed, endogenous elements with influence and exogenous elements that can interfere in the process of governance of these

Submitted: September 2018

Reviewed: October 2018

Accepted: February 2019

Associate Editor: Marinez Scherer

Units. The fruit of this study was two sets of results. The first set, comprising a Basic Analytical Model, provides a framework for organization of the data to be collected and how they change and adapt – or not – over time. This model showed that throughout the history of ESEC Carijós, its infrastructure has never exceeded the level of “regular”; environmental education has varied from “negative”, when the unit was created, to “favorable” during two different periods, and participatory management achieved a “regular” rating in just one period and was “nonexistent” in all others. There were elements in favor of the managers analyzed, who administered the unit well, in the context of the conditions they were faced with. The second set of results, comprising a Functional Model, is a representation that combines temporal elements (successive facts related to formation/construction) with processes of influence/control (both endogenous and exogenous). This model showed that no administration is exclusively the result of the intentions of the local manager and the surrounding community, since the results are dependent on external factors which, very often, are beyond their control. The exogenous factors are determinant in a CU, very often making the local management needed in each location very difficult to achieve. This research project has clearly shown that analysis of a system for good governance is much more complex than initially considered and that endogenous and exogenous factors influence the types of results achieved in very different ways. Finally, it also indicates the need for a dynamic/functional (systemic) perspective to comprehend the structural and controlling elements of governance in PAs.

Resumo

O tema deste trabalho é a dinâmica da Governança em Unidades de Conservação (UC), tendo como estudo de caso a Estação Ecológica de Carijós (ESEC Carijós), localizada no litoral sul do Brasil, na Ilha de Santa Catarina – Florianópolis, em uma área de crescimento urbano. No Brasil, as UCs, em sua grande maioria, apresentam problemas de governança. Esses problemas, a princípio, podem estar relacionados à falta de uma boa gestão, de uma estrutura adequada da Unidade e de uma efetiva educação ambiental e gestão participativa da comunidade local. No estudo de caso analisado, utilizando a linha do tempo de seu histórico, desde sua criação em 1987 até o ano de 2016, foram detalhados os aspectos endógenos de influência, além daqueles aspectos exógenos, que podem interferir no processo de governança dessas Unidades. A pesquisa apresentou dois conjuntos de resultados: o primeiro, denominado Modelo de Análise Básico, serviu de base para a organização dos dados e como eles se moldam e se modificam – ou não – ao longo do tempo. Este demonstrou que a estrutura em todo o histórico da ESEC Carijós não avançou do patamar de “regular”; a educação ambiental variou de “negativa” a “favorável” em dois períodos, sendo a gestão participativa regular em somente um período e inexistente nos demais. Ponto favorável para as gestões analisadas, realizando uma boa gestão, dentro da condição apresentada. O segundo conjunto de resultados, chamado de Modelo Funcional, é uma representação que combina aspectos temporais (fatos sucessivos de formação/construção) com processos e influência/controla (endógenos e exógenos). Este demonstrou que uma gestão não se define somente devido à vontade de um gestor local e sua comunidade de entorno, dependendo de fatores externos e, muitas vezes, alheios a sua vontade. Os fatores exógenos são preponderantes em uma UC, dificultando, muitas vezes, o processo de gestão local, necessário de cada localidade. Nesta pesquisa, ficou evidente que a análise de um sistema para a boa governança é bem mais complexa do que inicialmente presumido, e que fatores endógenos e exógenos influenciam, de forma consideravelmente diferenciada, o tipo de resultado alcançado. Finalmente, fica indicada como necessária uma visão dinâmica/funcional (sistêmica) para a compreensão dos aspectos estruturantes e de controle da governança em UC.

Palavras Chave: governança, gestão participativa, educação ambiental, unidades de conservação, ESEC Carijós.

1. Introdução

O movimento moderno para a delimitação de áreas protegidas originou-se no século XIX, com motivadores diversos e específicos para cada região do planeta, aumentando seu número de forma exponencial durante o século XX (Dudley *et al.*, 2005; IUCN, 2010). Inicialmente criadas para conservação de áreas naturais, fundamentais para proteção da biodiversidade, a partir do século XXI as áreas protegidas ganham outro status e abordagens importantes, como o uso para o bem-estar humano, suporte para proteger espécies e diversidade, manutenção de serviços ecossistêmicos, apoio aos meios de subsistência para as populações locais, além do uso do espaço para atividades recreativas, espirituais e de bem-estar (Barragán, 2014; Dick *et al.*, 2012; Dudley *et al.*, 2005; IUCN, 2010; WWF, 2014).

Nas áreas costeiras, a realidade não é diferente. Muitas áreas importantes para a biodiversidade estão inseridas Áreas Marinhas Protegidas (AMP), sendo essa uma estratégia fundamental para a sua proteção. Em zonas costeiras vivem cerca de 40% da população mundial e é onde ocorrem 38% do valor dos serviços ecossistêmicos de todos os ambientes do mundo (Barragán, 2014). No Brasil, um dos países com maior biodiversidade no planeta, essas áreas também vêm sendo uma estratégia para conservação da natureza, sendo denominadas Unidades de Conservação (UC). As UCs atingem cerca de 20% do território brasileiro, em diferentes categorias e modos de gestão (Arruda, 1999, IBAMA, 2001; WWF, 2014).

No entanto, há alguns desafios quanto ao papel das UCs como ferramentas de conservação no Brasil, assim como em outras áreas protegidas no mundo. Merecem destaque a falta de participação efetiva da população de entorno na gestão destas áreas e a ausência de uma boa governança, dificultando a implementação, de fato, dessas unidades – realidade que ainda persiste nos dias atuais (Tozzo e Marchi, 2014).

Para Pomeroy *et al.* (2004), as Áreas Marinhas Protegidas (AMP) são instrumentos de governança, que limitam, proíbem ou controlam os padrões de utilização das atividades humanas, utilizando leis, direitos, normas e estratégias sociais compartilhadas. A governança de recursos naturais inclui maneiras formais e informais de posse do recurso; uso correto e as leis que suportem esse uso; regra e regulamentação que ditam quais recursos podem ou não ser utilizados (Pomeroy *et al.*, 2004). A governança dos recursos naturais é definida pelas organizações formais e pela lei, organizações tradicionais e/ou práticas aceitas.

O tema governança é amplo e complexo, significando mais do que o governo propriamente dito. Refere-se às leis e tradições formais e informais de uma sociedade, e – em uma definição operacional –, seria a “direção do comportamento humano através de combinações de sociedade civil, estado e incentivos de mercado para alcançar os objetivos estratégicos” (Jones, 2002). Quanto a Governança em áreas protegidas alguns conceitos a definem. Pode ser a “situação ideal de uma boa administração” (Nginguiri, 2003, p. 16) ou ainda as interações entre estruturas, processos e tradições que determinam como o poder é exercido, como as decisões são tomadas sobre questões de interesse público e como cidadãos ou outras partes interessadas têm uma palavra a dizer, ou sua opinião sobre o assunto abordado (Borrini-Feyerabend, 2003; Graham, 2003). Também se afirma que “a boa governança baseia-se em uma mistura sutil entre democracia eletiva e democracia participativa” (Puz *et al.*, 2003).

Uma análise da Governança em AMPs realizado pela *United Nations Environment Programme* (UNEP) sugere que a efetividade do sistema de governança depende da diversidade de instituições (McCay e Jones, 2011). Um exemplo é a participação da comunidade local, quando é incentivada a mostrar seus conhecimentos, apoiada pelo governo e outras instituições en-

volvidas no processo de gestão (Mccay e Jones, 2011). Esse estudo da UNEP identificou cinco categorias de incentivo ao melhoramento da governança em áreas protegidas: participação, legislação, interpretação, conhecimento e economia; sendo que a participação de uma ampla diversidade de atores para colaborar com o planejamento é encorajada, garantindo uma cooperação mais ampla (Mccay e Jones, 2011). Na mesma linha Himes (2007), discute a importância do papel das partes interessadas para atingir o sucesso na proteção dessas áreas.

Com este olhar sobre a governança, pode-se afirmar que problemas com as UCs no Brasil podem estar relacionados à ausência de alguns fatores como: uma gestão adequada que garanta a manutenção de serviços ecossistêmicos oferecidos e que contenha: (1) instrumentos de suporte à gestão e sua base legal e política (incluindo zona de amortecimento, ordenamento territorial, plano de manejo realizado pelo órgão competente – com participação efetiva dos atores interessados no processo, conselho gestor, entre outros); (2) uma estrutura adequada (física e humana), para o bom funcionamento da UC, com investimento e sustentabilidade efetiva, necessários para uma boa gestão (Jones *et al.*, 2013; Mccay e Jones, 2011; Pomeroy *et al.*, 2004); e (3) uma efetiva relação com a comunidade, capaz de envolver, fortalecer e sensibilizar estes sujeitos, trocando experiências, trazendo informações pertinentes, dando um sentido de pertencimento aos envolvidos, valorizando sua participação nos processos de tomada de decisões (Barragán, 2014; Dick *et al.*, 2012, Mccay e Jones, 2011). Nesse sentido, uma boa governança pode ser interpretada como uma relação equilibrada entre Gestão, Estrutura e Relação com a Comunidade, com enfoque na preservação dos seus serviços ecossistêmicos.

Um exemplo representativo da situação considerada pode ser observado na Estação Ecológica de Carijós (ESEC Carijós), uma UC Federal que tem como objetivo a preservação da natureza e a realização de pesquisas científicas (Brasil, 1987). Sua área compreende duas glebas (Ratones e Saco Grande), sendo o bioma local de domínio da Mata Atlântica, predominando o ecossistema manguezal com pequenas áreas de restinga, em bom estado de preservação, incluindo três sítios arqueológicos, abrangendo uma área de 720 ha, (IBAMA, 2001). Atualmente, restam apenas 38% da área original do manguezal de Ratones e 68% do manguezal do Saco Grande (IBAMA, 2001; Junior *et al.*, 2015) (Figura 1) sendo que toda esta área se encontra em local de expressivo valor imobiliário e expansão urbana na Ilha de Santa Catarina.

Outro fator determinante para a importância deste estudo é o Conselho Consultivo da ESEC Carijós (CONSECA), que desde sua criação, em 2001, até o ano de 2018, quase sempre apresentou uma baixa representatividade da comunidade em geral na gestão da Unidade (IBAMA, 2001; ICMBio/MMA, 2010). Essa falta de participação da comunidade dificulta que a mesma possa contribuir efetivamente nas decisões para um uso sustentável dessa área.

Assume-se, então, a ESEC Carijós como um caso representativo em relação à situação de outras UCs do Brasil, por apresentar indícios de problemas de governança. Além de ser representativo, apresenta características significativas a serem consideradas, por estar situada em uma região costeira urbana, que sofre pressão de avanço e degradação de suas áreas (IBAMA, 2001; Junior *et al.*, 2015). Sendo assim, este trabalho tem como objetivo a realização de uma análise da Governança Socioambiental de Unidades de Conservação, com base em um Estudo de Caso, indicando os elementos e processos que a limitam, assim como aqueles que possam melhorar seu nível de eficiência.

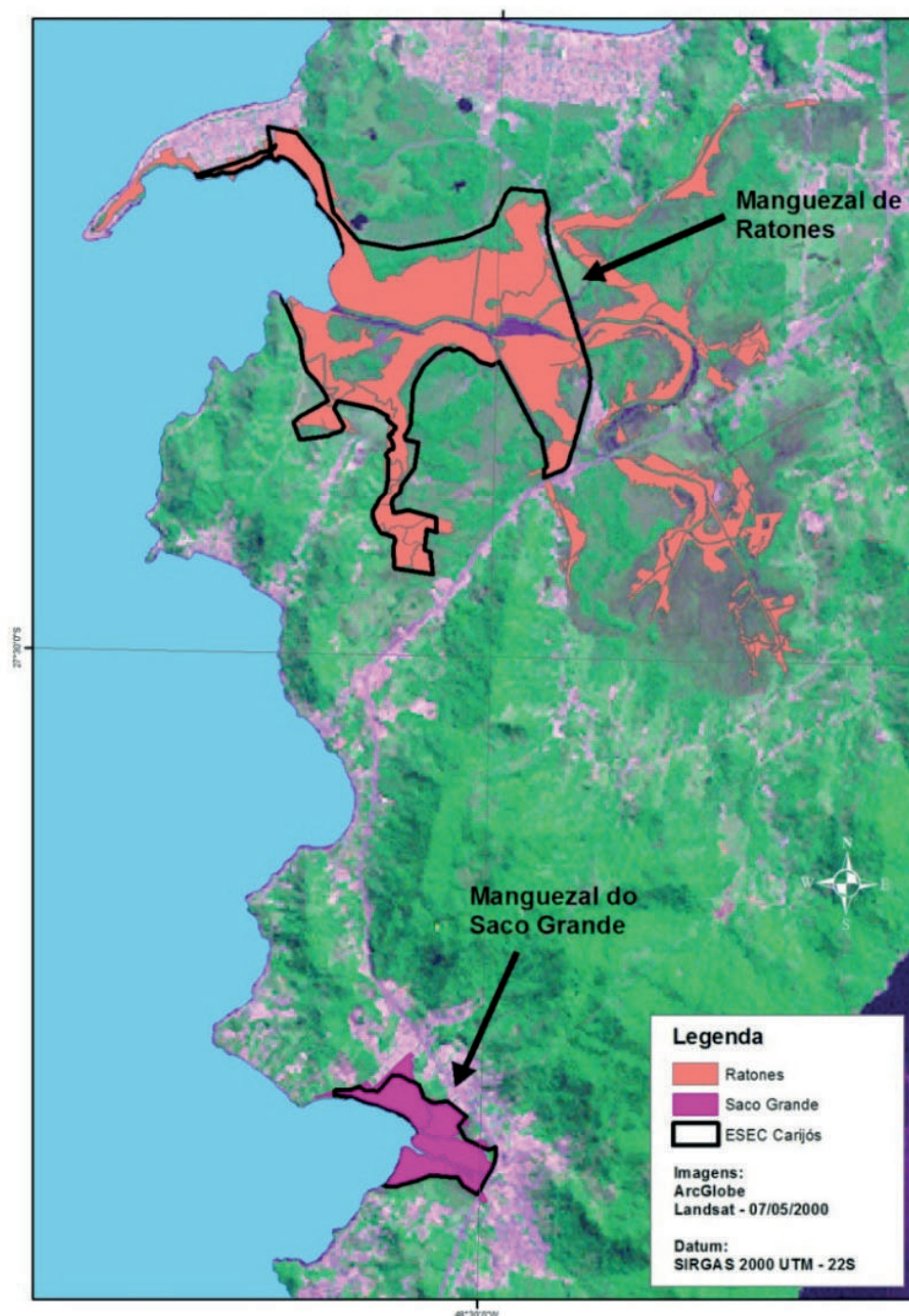


Figura 1. Mapa de localização da Estação Ecológica de Carijós . Fonte: Baseado em ICMBio/MMA (2010).

2. Materiais e métodos

Para a análise proposta foram realizados os seguintes passos:

Definição de um Modelo de Análise Básico – Estrutura de partida análise da governança em Unidades de Conservação

A pesquisa apresentou, inicialmente, um modelo de avaliação propositiva da governança em UC, considerando como aspectos gerais a Estrutura (E), Gestão (G) e Relação com a Comunidade (RC) – incluindo Educação Ambiental (EA) e Gestão Participativa (GP). Esse modelo, identificado como Modelo de Análise Básico (MAB) permitiu uma aquisição e sistematização dos resultados e da evolução que o mesmo apresenta ao longo da linha do tempo do histórico da Unidade, desde sua criação – em 1987 – até o ano de 2016, sob o ponto de vista de sua governança socioambiental. Nesse intervalo de tempo, foram definidos quatro períodos (Figura 2), sendo denominados:

- Pré-período (P0): 1987 a 1998 - criação da ESEC, importante sob o ponto de vista histórico e de contextualização da UC.

- 1o período (P1): 1998 a 2002 - primeira Gestão efetiva da Unidade, sendo designada para o cargo a Gestora 1.
- 2o período (P2): 2002 a 2010 - contou com a gestão do Gestor 2, entre outros gestores interinos.
- 3o período (P3): 2011 a 2016 - marcado pelo período do Gestor 3.

O MAB foi inspirado nos conceitos do modelo desenvolvido pelo Ministério da Educação (MEC) para as escolas do Brasil (Borges 2011). No caso das UCs, o modelo proposto foi adaptado a sua realidade, inserindo no seu pilar aspectos de: Gestão (G), Estrutura (E) e Relação com Comunidade (RC). Seguem seus significados, segundo (Borges, 2011), adaptados para UC, e uma figura esquemática do modelo proposto (Figura 3).

- Estrutura (E): a estrutura se refere à estrutura institucional, incluindo seus espaços físicos e equipe técnica, o cuidado com estes espaços, como investimento e com a sustentabilidade necessária.

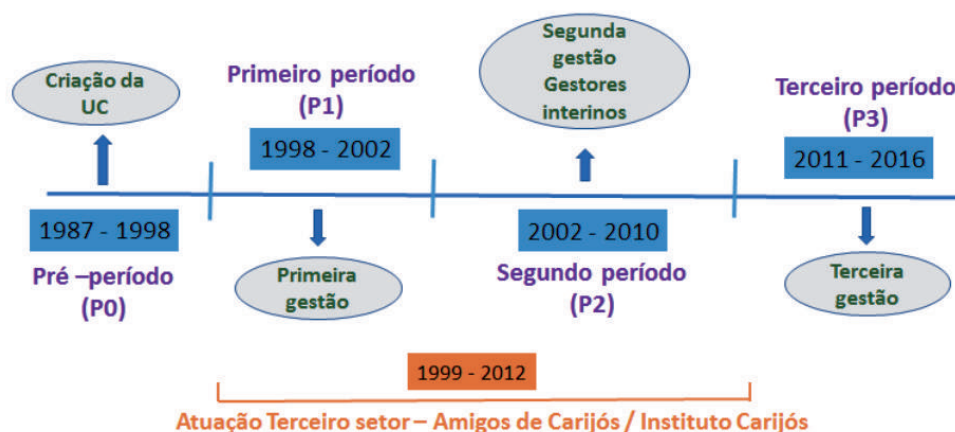


Figura 2. Esquema da avaliação Temporal de análise da ESEC Carijós: 1987 a 2016.

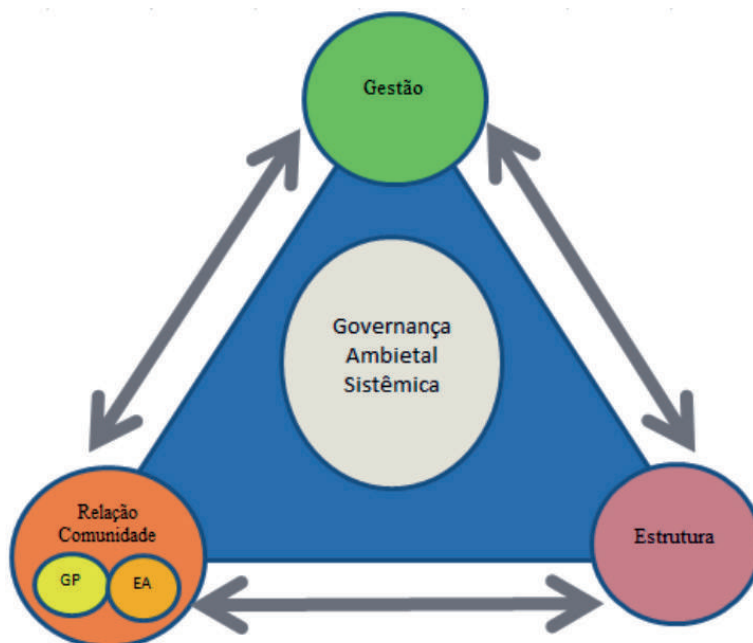


Figura 3. Modelo de Análise Básico – estrutura de partida para Governança Ambiental Sistêmica de uma UC, compreendendo G, E e RC, inseridos nesta última GP e EA.

G: Gestão; EA: Educação Ambiental; E: Estrutura; GP: Gestão participativa; RC: Relação com a comunidade; G: Management; EA: Environmental Education; E: Infrastructure; GP: Participatory Management; RC: Community Relations,

- **Gestão (G):** baseia-se nos instrumentos de suporte e gestão e sua base legal e política. Ela deve ser participativa, usar como ferramentas a legislação vigente, a educação ambiental e suas estruturas locais (naturais e modificadas/inseridas pelo ser humano).
- **Relação com Comunidade (RC):** base estrutural importante para gestão de uma UC. Deve ser a soma do conhecimento popular associado ao conhecimento técnico e científico. Aqui podem estar inseridos projetos e programas de Educação Ambiental (EA) e de Gestão Participativa (GP), entre outros. O conhecimento deve ser estruturado, de forma a atender aos interesses da UC e seus atores envolvidos, com enfoque para a efetivação de uma gestão integrada e participativa, capaz de promover a proteção de seus serviços ambientais.

A fim de representar o resultado de maneira mais lógica e objetiva, foi definida uma classificação numérica e simbólica (Tabela 1) para avaliar os resultados do MAB para a UC analisada por período, e em cada vértice do seu respectivo período analisado.

Identificar e descrever, ao longo do tempo, os Componentes Básicos de governança na ESEC Carijós – tomada como Estudo de Caso – considerando o Modelo de Análise Básico, definido nesta pesquisa

Nesta etapa, apresentam-se os processos e os resultados da coleta dos dados primários (entrevistas), e secundários (pesquisa bibliográfica), identificando como se estruturaram os Componentes Básicos de Governança na ESEC Carijós.

Tabela 1. Classificação numérica e sua descrição para avaliar os resultados do MAB.

-3	Desfavorável	Acriação da UC não trouxe nenhum tipo de benefício, além de prejuízos socioambientais
-2	Inadequado	Realização de ações que prejudicaram a UC e seu entorno
-1	Negativo	Investimento na UC sem uso
0	Inexistente	Não ocorreu nenhuma ação neste quesito
1	Regular	Ocorreu de forma inicial, primeiros passos no processo
2	Favorável	Teve um bom avanço, com resultados significativos, mas não alcançou o ideal
3	Efetivo	Atinguiu seu ideal com o olhar na boa Governança

As entrevistas¹ foram realizadas no ano de 2016, utilizando o modelo de exploratórias individual, qualitativas, com representantes de atores-chave da ESEC Carijós (19 entrevistados), tendo como ponto focal informantes qualificados, com relação direta e indireta com a área. As entrevistas levaram em consideração o conhecimento e a relação do entrevistado com a área de estudo, sendo de fundamental importância para o

complemento da pesquisa científica, trazendo o olhar das pessoas em relação a um fato ou situação dentro do contexto apresentado (Alberti 2010; Minayo 1999).

Os entrevistados (com idade entre 30 a 59 anos) foram inseridos em dois grupos distintos (Lista dos entrevistados - Apêndice 1) - Grupo 1: Sociedade civil – informantes-chave, cidadãos da comunidade ou representantes das associações de moradores e pescadores localizados na área de influência da ESEC Carijós; Representantes do terceiro setor (ONGs e/ou OSCIPs) com atuação na ESEC Carijós e sua área de influência, e que têm ou tiveram alguma relação com a ESEC Carijós no período pesquisado (1987 a 2016). Esse grupo também foi classificado pela sua origem (nascido e residente - ou não – na área de influência da ESEC Carijós). Grupo 2: Integrantes do ICMBio (ESEC Carijós), que atuam ou já atuaram em cargos de chefia e/ou conhecem o histórico da Unidade (incluindo os três principais gestores da UC no período analisado); e órgãos públicos ligados à ESEC Carijós.

Foi elaborado um roteiro de perguntas norteadoras, indicadas como entrevista semiestruturada², sendo diferenciado para os funcionários do ICMBio e órgãos ambientais, com foco nos temas de relevância para a pesquisa incluindo: estrutura e gestão da ESEC Carijós, projetos e programas de educação ambiental, relação da UC com a comunidade, governança e proteção dos ambientes naturais e seus serviços ambientais.

¹Autorização para a entrevista realizada junto à Plataforma Brasil dentro do projeto “Serviços Ecológicos e Governança na Bacia do Rio Raton, Florianópolis/SC”, sob a responsabilidade da professora Natalia Hanazaki - Departamento de Ecologia e Zoologia (ECZ) e do professor Nivaldo Peroni - Programa de Pós-Graduação em Ecologia do Centro de Ciências Biológicas (PPGECO/CCB), UFSC (Resolução CNS 466/12, 01/07/2016; Plataforma Brasil. Ministério da Saúde. Comissão Nacional de ética em pesquisa – CONEP, 01.07.2016; Plataforma Brasil, UFSC, Parecer no 1.691.956).

²As entrevistas semiestruturadas combinam perguntas abertas e fechadas, nas quais o pesquisador deve seguir um conjunto de questões previamente definidas, mas seguindo a conversa de maneira informal. A principal vantagem das entrevistas semiestruturadas é que quase sempre produzem uma melhor amostra da população de interesse, além da possibilidade de estender a conversa para uma cobertura mais aprofundada sobre determinado assunto (Boni; Quaresma, 2005).

Definição de um Modelo Funcional com os principais aspectos de influência e controle de uma Governança Ambiental Sistêmica para a ESEC Carijós

Com o aprofundamento da análise das entrevistas, juntamente com referências e documentos comprobatórios analisados, percebeu-se que existem fatores de influência e controle que determinam um caminho para a governança da ESEC Carijós, não expressos no MAB. Estes fatores foram identificados e adicionados ao MAB, surgindo um novo modelo denominado Modelo Funcional. Para representar figurativamente os resultados deste Modelo Funcional foi utilizada a mes-

ma base estrutural do MAB inserindo novos elementos agora identificados: aspectos de influência e controle e seu respectivo nível de influência (alto, médio e baixo; positivos e/ou negativos; e endógenos e/ou exógenos). O nível do grau de influência foi determinado por diversos fatores (apresentados na descrição a seguir e de forma resumido no Tabela 8), identificados pelo tamanho e cor de cada flecha indicada nos Modelo Funcional, sendo que os aspectos endógenos são representados por flechas dentro do triângulo, apontando para os aspectos identificados; e os exógenos fora do triângulo (Tabela 2).

3. Resultados e discussões

A pesquisa apresentou dois conjuntos de resultados







A. Primeiro Conjunto De Resultados - Modelo de Análise Básico (MAB): estrutura de partida – base de dados para governança em Unidades de Conservação.

Por meio desse modelo, obtiveram-se os resultados básicos, importantes como ponto de partida em cada período de estudo na ESEC Carijós. Nele, são descritos o modelo de aquisição e sistematização dos resultados e a evolução que o modelo apresenta ao longo do histórico da Unidade.

B. Segundo Conjunto De Resultados - Modelo Funcional: aspectos de influência e controle de uma Governança Socioambiental Sistêmica.

Esse resultado surge ao longo da avaliação dos resultados obtidos por meio do Modelo de Análise Básico, quando fica claro que há uma possível forma organizada e lógica de representar a governança, e que vai além do modelo inicial, evoluindo para uma visão sistêmico e complexo de uma organização estrutural para outra, de caráter funcional. Além disso, os resultados combi-

Tabela 2. Figuras representativas do Modelo Funcional, demonstrando o nível do grau de influência: alto, médio e baixo, aspectos endógenos e/ou exógeno, positivos e/ou negativos.

Aspectos/Grau de influência	Endógenos (EN) e Exógenos (EX)		Número de aspectos identificados
	Positivos	Negativos	
Alto			Major de 4
Médio			03 a 04
Baixo			01 a 02
Ausente/ não identificado	Sem símbolo		Zero

nam aspectos temporais (fatos sucessivos de formação/construção) com processos de influência/control (endógenos e exógenos).

Modelo de Análise Básico (MAB)

Modelo de Análise Básico: estrutura de partida – base de dados para governança em Unidades de Conservação

3.1.1 Pré-período (P0) → 1987 a 1998

ESEC Carijós foi criada no ano de 1987, para proteger remanescentes de manguezais na Ilha de Santa Catarina, evidenciando os objetivos de conservação de seus ambientes naturais por meio de criação de áreas protegidas (Brasil, 2002; IBAMA, 2001).

O porquê da criação da UC é compreendido com clareza entre a maioria dos entrevistados, quanto à relevância da área sob o ponto de vista da proteção dos seus serviços ambientais, com foco nos manguezais. No entanto, alguns pontos devem ser destacados: Os relatos e documentos avaliados demonstram uma falta de planejamento para o uso de recursos públicos, sendo que, de maneira geral, apresentaram um resultado negativo para a UC analisada; a ausência do envolvimento das comunidades locais, desde a proposta de criação da Unidade associada à falta de uma gestão local, trouxe prejuízos para todo o processo, deixando um legado negativo no histórico da ESEC Carijós, prejudicando, inclusive o processo de proteção efetiva desta área. Ou seja, existe a percepção de que, além de não ter trazido benefícios para a região, a criação da UC foi inadequada, prejudicando a própria área protegida e sua comunidade de entorno.

Primeiro Período (P1) → 1998 a 2002

A Gestora 1 assumiu a ESEC Carijós em 1998, tendo como principais desafios: efetivar a elaboração do

Plano de Manejo e inserir a comunidade do entorno no processo de gestão. Nesse período, a estrutura apresentada se mostrou aquém do desejado, ocorrendo avanços no que tange aos primeiros passos no processo de estruturação da UC, porém com necessidade de melhoras. Houve aspecto positivo e relevante quanto à busca de apoio e suporte de outras fontes de recurso por meio do terceiro setor e entidades privadas para realização das ações junto à UC e seu entorno.

Destaque para um grupo de estudantes e profissionais voluntários, que passam a atuar junto à Unidade na elaboração do Plano de Manejo e em ações de educação ambiental e gestão participativa (Gestora 1, Entrevistada 7; IBAMA, 2001), fato inédito e ousado para a época, destacando-se ainda nos dias atuais como um fator determinante para efetivação da primeira gestão. Desse grupo, nasceu, em 1999, a Associação Amigos Pró-Conservação da Estação Ecológica de Carijós (Amigos de Carijós)³ (Entrevistadas 1, 4 e 5; Florianópolis, 1999; ICMBio, 2010; IBAMA, 2001).

Identifica-se no P1 um salto relevante referente à governança em geral, partindo de uma situação de estrutura precária, sem gestão local, para um olhar atento às necessidades da UC e seu entorno, envolvendo os atores sociais locais. Em 2001, é criado o Conselho Consultivo da ESEC Carijós (CONSECA), estrutura que contribui com a elaboração do Plano de Manejo de forma participativa.

Segundo Período (P2) → 2002 a 2010

Entre os anos de 2002 e 2004, a ESEC Carijós passou por diversas gestões, sem destaque nas entrevistas. No ano de 2004, o Gestor 2 é designado, por um processo de seleção interna, chefe efetivo da UC. O Instituto Carijós (IC) segue dando continuidade às ações de Educação Ambiental no início do P2, com apoio da

³Amigos de Carijós foi criada em 1999 (P1), sendo que sofreu alteração estatutária em 2005 (P2), passando a ser chamada de Instituto Carijós Pró-Conservação da Natureza (IC), atuando até 2012 junto à UC (Entrevistados 4, 6 e 7, 2016, ICMBio, 2010; IBAMA, 2001), conforme será visto ao longo da apresentação dos resultados.

gestão da ESEC Carijós, viabilizando recursos e projetos.

Esse período é bem-visto pela comunidade, mas há uma percepção, por parte dos entrevistados (Entrevistados 1, 2, 3, 4, 7, 8, 9, 16 e 17) da falta de uma gestão participativa, quando comparada com o P1. O destaque deste período (P2) se deu pela atuação junto aos pescadores, levando em conta a pesca tradicional local, além da fiscalização e uma preocupação quanto a definição da zona de amortecimento da UC (Entrevistados 2, 3, 4, 6, 7, 8 e 17). O tema “Conselho Gestor” é comentado por todos os entrevistados, principalmente sob o aspecto negativo da sua falta de funcionalidade e de sua importância como ferramenta de Governança. No entanto o CONSECA ganhou destaque no final do P2, quando a comunidade se uniu para discutir o impacto socioambiental de um empreendimento na região, influenciando na não execução do mesmo. O Gestor 2 foi exonerado do seu cargo de chefia logo após a inviabilização deste empreendimento, sem justificativa, conotando uma motivação política e causando indignação tanto dos servidores públicos federais, quanto da sociedade civil organizada (Entrevistados 2, 3, 7, 17, 18; Ascema 2010; Movimento em Defesa das Baías de Florianópolis 2010; Pereira 2010; Floripa Amanhã 2010; Unidades de Conservação no Brasil 2010).

O IC (terceiro setor) também deixa de atuar como parceiro da ESEC Carijós na fase final do P2, perdendo apoio e estrutura física. Esta foi uma perda relevante para a gestão da UC, principalmente na captação de recursos e ações junto à comunidade. O IBAMA também sofre uma relevante alteração em 2007, quando o órgão governamental se divide, sendo criado o ICM-BIO (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade), ficando este Instituto o responsável pelas UCs federais do país.

Terceiro Período (P3) → 2011 a 2016

O P3 da ESEC Carijós teve início com a chefia do Gestor 3, período que se priorizou a organização estrutural da Unidade e a fiscalização na UC e seu entorno. Esse período reforçou a realidade das UCs, que se mostra aquém do ideal para uma gestão local efetiva e de qualidade, reforçando a realidade até então já identificada na ESEC Carijós com a falta de estrutura compatível com as necessidades da mesma, sendo sempre necessária a busca de apoio externo com outras entidades, com destaque para acordos com empresas locais (Entrevistados 5, 7, 12 e 15).

Registrou-se neste período, maior redução quanto ao apoio institucional, agravado pela falta de suporte do terceiro setor na viabilização de recurso e de pessoal designado para projetos e programas de educação ambiental entre outras ações junto à comunidade (Entrevistados 5, 7, 12 e 15). Destaque para educação ambiental interna, movimento que não encontra eco na comunidade. O P3 também se destaca pela fiscalização e estruturação predial. Não se identifica nesta gestão olhar para funcionalidade do CONSECA, fator que reforça os prejuízos para uma governança efetiva que priorize a participação dos atores sociais locais (Entrevistados 2, 3, 5, 7, 9, 11, 14, 15, 16, 17, 18 e 19). Ações junto aos pescadores seguem ocorrendo, os quais, mesmo não estando de acordo com algumas definições da UC, são beneficiados com a melhoria da condição de funcionalidade natural do ecossistema, com ênfase para o Rio Raton. Assim como no caso do Gestor 2, ocorreu a exoneração do Gestor 3, sem apresentar motivação clara e deixando uma insatisfação na comunidade interna e externa à Unidade, identificadas no relato dos entrevistados, além de manifestações na mídia, que expressam indignação e repúdio ao fato ocorrido (Entrevistados 2, 3, 4, 5, 7, 9, 12 e 15 Bispo 2016, Florianópolis 2016, Maretti 2016, Notícias do dia 2016, Peres 2017, Projeto com a cidade 2016).

Apresentação figurada e resumo dos resultados

– Modelo de Análise Básico

Os resultados de pesquisa foram organizados de forma figurada e resumida. A apresentação de *forma figurada* usou como referencial básico a Figura 3 e para sua classificação de *forma resumida por meio de uma classificação numérica*, o Tabela 1. É importante salientar que os valores máximos propostos na metodologia tanto positivos como negativos (-3 e +3), que descrevem e classificam situações ideais (+3), até as mais desfavoreáveis (-3) de governança, não foram identificados nos resultados do caso analisado, mas que são importantes como base metodológica para análise para outras UC.

Nas tabela 3 e 4 apresentam, de forma resumida, os principais resultados que surgiram a partir do Modelo de Análise básico, sendo o tabela 3 um resumo descritivo desses resultados e o tabela 4 o resultado numérico, demonstrado na forma do modelo proposto para cada fase no tabela 5.

Tabela 3. Resumo descritivo dos resultados obtidos do Modelo de Análise Básico.

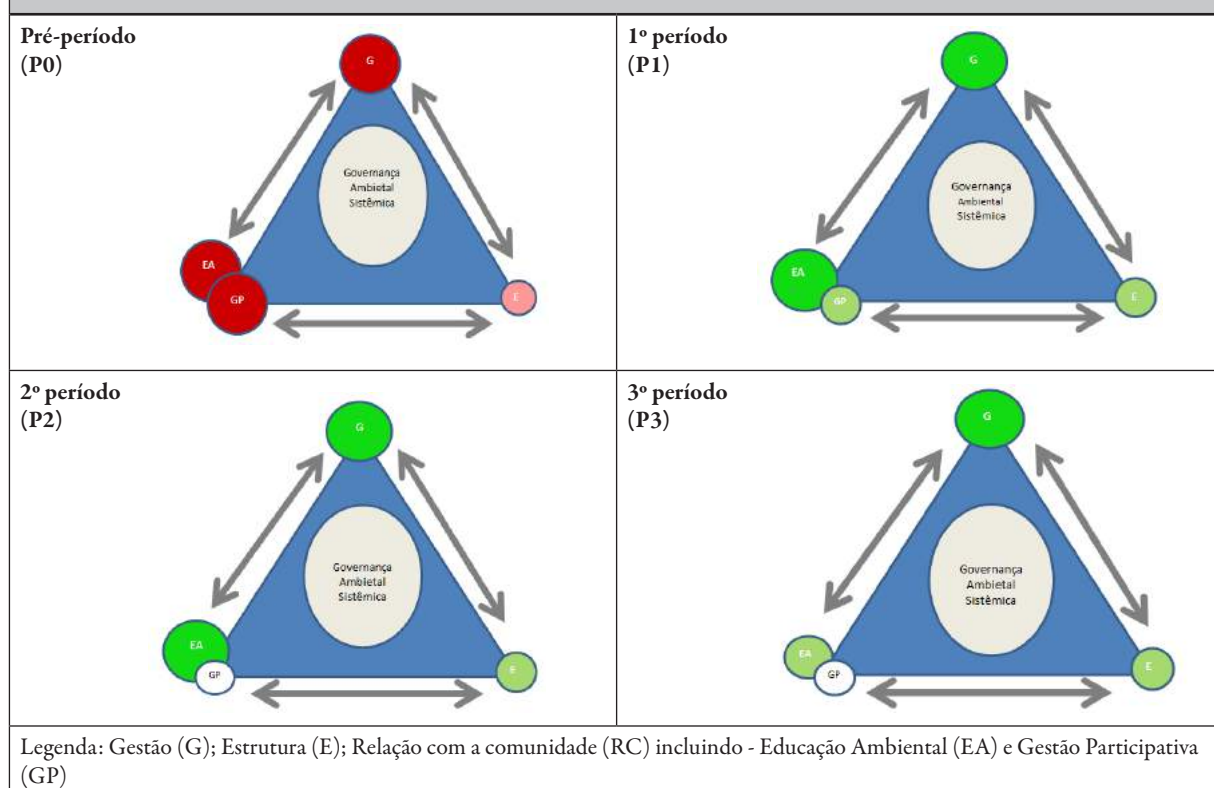
Nº	Período/ Aspecto	E	G	RC		Destaque do período
				EA	GP	
P0	1987-1998	Carros foram designados; casa foi construída; mas ambos não foram utilizados	A UC não saiu do papel, e sua gestão não ocorreu de maneira efetiva	Nenhuma ação educativa	Criação sem participação da comunidade do entorno	Criação da UC; foco na fiscalização sobre a pesca
P1	1998-2002	Melhoria na estrutura física; falta pessoal do IBAMA; Apoio de voluntários	Gestora com foco na gestão participativa e na implantação do Plano de Manejo	Ações de EA desenvolvidas juntamente à comunidade	Início da inserção da comunidade no processo de gestão participativa	Criação da Associação Amigos de Carijós; plano de manejo com gestão participativa; criação do CONSECA
P2	2002-2010	Aporte de recurso por meio de projetos do IC; boa equipe de trabalho	Gestor com perfil técnico, voltado para a fiscalização e para o reordenamento do uso do solo	IC atuando nas ações de EA junto à comunidade	Retrocesso nas ações de gestão participativa; boa relação com os pescadores	CONSECA: se destaca por interesses em comum entre ICMBio e comunidade; ações de EA na comunidade; Gestor exonerado
P3	2011-2016	Foco em melhorias estruturais	Gestor com experiência em gestão de UC, perfil técnico; foco na fiscalização e na estrutura interna	Ações pontuais de EA na sede da ESEC Carijós; Apoio ONG Guardiões do Mar	Retrocesso nas ações de gestão participativa; boa relação com os pescadores	Melhorias estruturais e fiscalização; Gestor exonerado

Períodos e respectivos aspectos identificados (P): Estrutura (E); Gestão (G); e Relação com a Comunidade (RC) – incluindo Educação Ambiental (EA) e Gestão Participativa (GP).

Tabela 4. Resultado numérico Modelo de Análise Básico.

Nº	Período/ Aspecto	E	G	RC	
				EA	GP
P0	1987-1998	-1	-2	-2	-2
P1	1998 - 2002	+1	+2	+2	+1
P2	2002 - 2010	+1	+2	+2	0
P3	2012 - 2016	+1	+2	+1	0

Períodos (P) e respectivos aspectos identificados: Estrutura (E); Gestão (G); e Relação com Comunidade (RC) – incluindo Educação Ambiental (EA) e Gestão Participativa (GP).

Tabela 5. Resultado dos 4 períodos Analisados (Modelo de análise Básico).

Modelo Funcional: aspectos de influência e controle de uma governança socioambiental sistêmica

Modelo Funcional: aspectos de influência e controle de uma Governança Socioambiental Sistêmica

Na avaliação dos resultados obtidos no MAB, fica evidente uma possível forma organizada e lógica de representar a governança além do modelo inicial. Esta apresenta um caráter sistêmico e complexo de uma organização estrutural (de caráter funcional), que combinam aspectos temporais (fatos sucessivos de formação/construção) com processos e influência/controle (endógenos e exógenos).

Nos períodos analisados os componentes de maior significado da governança nem sempre foram constantes. Sua mudança pode refletir o grau de maturidade do processo de implantação e gestão da Unidade (endógeno), e/ou aspectos exógenos, alheios à vontade e aos processos endógenos, mas que influenciam diretamente na governança da UC. Ou seja, o peso e os aspectos podem ser diferenciados, em função de fatores que podem influenciar nesse processo, resultado apresentado nesta etapa da pesquisa, com uma visão mais aprofundada e sistêmica. A forma de avaliação deste modelo é definida por conceitos que os norteiam, conforme apresentado (Tabela 6).

Panorama geral

O sistema global de áreas protegidas pode ser considerado inadequado sob alguns aspectos, o que no caso da ESEC Carijós se destaca a pouca participação das comunidades locais na participação da gestão e; recursos inadequados para estas áreas com destaque para os países em desenvolvimento. Como a resolução desse problema não está nas mãos dos gestores nas UCs em geral no Brasil, sendo uma condição que depende de muitos fatores exógenos, há necessidade de definição de políticas públicas que subsidiem alternativas de mudanças nesse cenário, capazes de atender as necessidades de cada Unidade em um país continental, mas que

Tabela 6. Definição de influente e controladora elementos (endógenos e exógenos).

Aspectos	Endógenos
Definição	Iniciativas, aspectos ou fatores relacionados aos interesses da comunidade local e à proteção da UC, em consonância com sua proposta. Devem partir da vontade do gestor local, da sua equipe e da relação com o entorno, com foco no bem-estar socioambiental.
Como se determinam	Seu limite é determinado pela vontade local, incluindo a comunidade de entorno, técnicos e gestores que atuam diretamente na UC (nesse caso, na ESEC Carijós), excluindo a Gestão externa, como regional, estadual ou nacional.
Aspectos	Exógenos
Definição	Referem-se a decisões e interferências externas à vontade da gestão da Unidade e da comunidade do entorno. Essas decisões geralmente vêm do órgão gestor a nível regional, estadual ou nacional. São classificados e analisados em diferentes escalas: Regionais, Estaduais, Nacionais e internacionais.
Como se determinam	Por decisões determinadas por uma escolha externa a UC e comunidade local. Podem ocorrer por diversos fatores com ênfase em interesses econômicos e políticos externos e alheios à realidade local. São olhados e analisados sob diferentes aspectos, como: econômico, cultura, político, ambiental, de gestão, entre outros.

não mostra prioridade, pelos números apresentados, no que concerne ao investimento em áreas protegidas.

Quanto à participação das comunidades locais, os processos são recentes. Os congressos mundiais sobre parques tiveram somente a partir dos anos 1990 um olhar mais voltado para os atores que vivem nessas regiões, trazendo à tona os conflitos de comunidades tradicionais e áreas protegidas (IUCN, 2010). Destaque para o Quarto Congresso Mundial de Parques Nacionais e Áreas Protegidas (Caracas/1992), com inclusão de outros setores da sociedade como ONGs, populações indígenas e proprietários privados, além do

foco no bem-estar humano (Diegues, 2000; Mcneely, 1994; Souza, 2003). O Primeiro Congresso Latino-Americano de Parques, ocorrido na Colômbia - 1997, cita as comunidades tradicionais, como pescadores e a importância do respeito às terras indígenas, e o favorecimento ao desenvolvimento social (Colômbia, 1998), sendo inspirador para a Gestora 1, que afirma a influência do evento na sua trajetória. Nele foram apresentados os princípios da governança de áreas protegidas para o século 21 (legitimidade e voz, direção, desempenho, Accountability e equidade), sendo a base para a implantação do Conselho Gestor da ESEC Carijós (Graham *et al.*, 2003; Gestora 1). Mas o que se observa em quase todo o histórico da ESEC Carijós, com exceção da P1, é uma pouca efetivação desta proposta de governança para a Unidade.

Recursos e autonomia dos gestores da ESEC Carijós

Fatores evidenciam que a estrutura da ESEC Carijós está distante da ideal, condicionada a um número representativo de fatores exógenos. Um destaque na UC foi a realização de parcerias (endógenas e exógenas) que possibilitaram o aporte de recursos advindos de compensações ambientais, acordos de cooperação, parcerias nacionais e internacionais⁴.

O terceiro setor se destaca como um movimento endógeno positivo de participação social, podendo gerar bons frutos na gestão de uma UC. A gestão, que deveria ser estruturada pelo órgão responsável pelas UC (fator exógeno), demonstra instabilidade e diminuição dos seus recursos (físicos e de pessoal) de maneira alarmante. Somado a isso, é visível o declínio no apoio à gestão pelo órgão governamental responsável (fator externo negativo). Relatos dos entrevistados apontam dificuldades para governança local, ocasionados por uma gestão externa que muitas vezes: (i) não conhece a realidade local; (ii) não possui estrutura suficiente para

tal conhecimento; e/ou (iii) não consegue entender as necessidades da UC e seu entorno.

Importante frisar que é necessária uma autarquia capaz de estabelecer critérios e normas para a funcionalidade legal das UC, mas necessidades e interesses locais (endógenos) devem ser considerados, condição assegurada pelo próprio SNUC (Sistema Nacional de Unidades de Conservação).

Gestão e relação com a comunidade

Optou-se por discutir os temas gestão e relação com a comunidade de maneira integrada, pois os mesmos apareceram diretamente interligados na fala dos entrevistados.

Participação das comunidades locais

Na ESEC Carijós foi identificado que, além do desafio da realização do Plano de Manejo, em função de a UC estar localizada em área de interesses especulativos (pela valorização ambiental e econômica), a P1 enfrentou um passivo em relação à falta de participação da comunidade (fator endógeno), ocasionado pela forma como a UC foi criada (fator exógeno). O Plano de Manejo da Unidade foi elaborado 14 anos após a sua criação (fator exógeno), realidade comum no país.

Conselho Gestor da ESEC Carijós

O CONSECA teve uma atuação pontual e pouco representativa desde sua criação devido a um somatório de fatores endógenos e exógenos como: (i) distância da comunidade na criação da UC; (ii) categoria da Unidade de caráter proibitivo; (iii) composição do Conselho com pouca representação da comunidade de entorno; (iv) órgãos governamentais favorecendo interesses de uma minoria; (v) temas pouco relevantes para a comunidade; (vi) e o Conselho com atuação pontual a favor da comunidade local, podem ser apontado como pro-

⁴GEF-MAR, GEF-terrestre, PNUD/MMA, WWF/Brasil e KfW Entwicklungsbank.

váveis motivadores de insucesso desse espaço de governança. Esses pontos mencionados estão na fala de 90% dos entrevistados. A proposta da Gestora 1 de fazer do Conselho um *locus* de participação e controle social da comunidade termina com o final da P1 (Entrevistados 1 e 4), não conseguindo atingir seus objetivos. Mesmo atendendo a determinação do SNUC, muitas brechas são possíveis no formato da composição de um Conselho de forma equivocada, podendo enfraquecer a participação local e a Gestão Participativa.

Gestão de conflitos na ESEC Carijós

Na ESEC Carijós, são visíveis as relações de conflito desde o início do processo de criação da Unidade, principalmente em relação à fiscalização sobre as comuni-

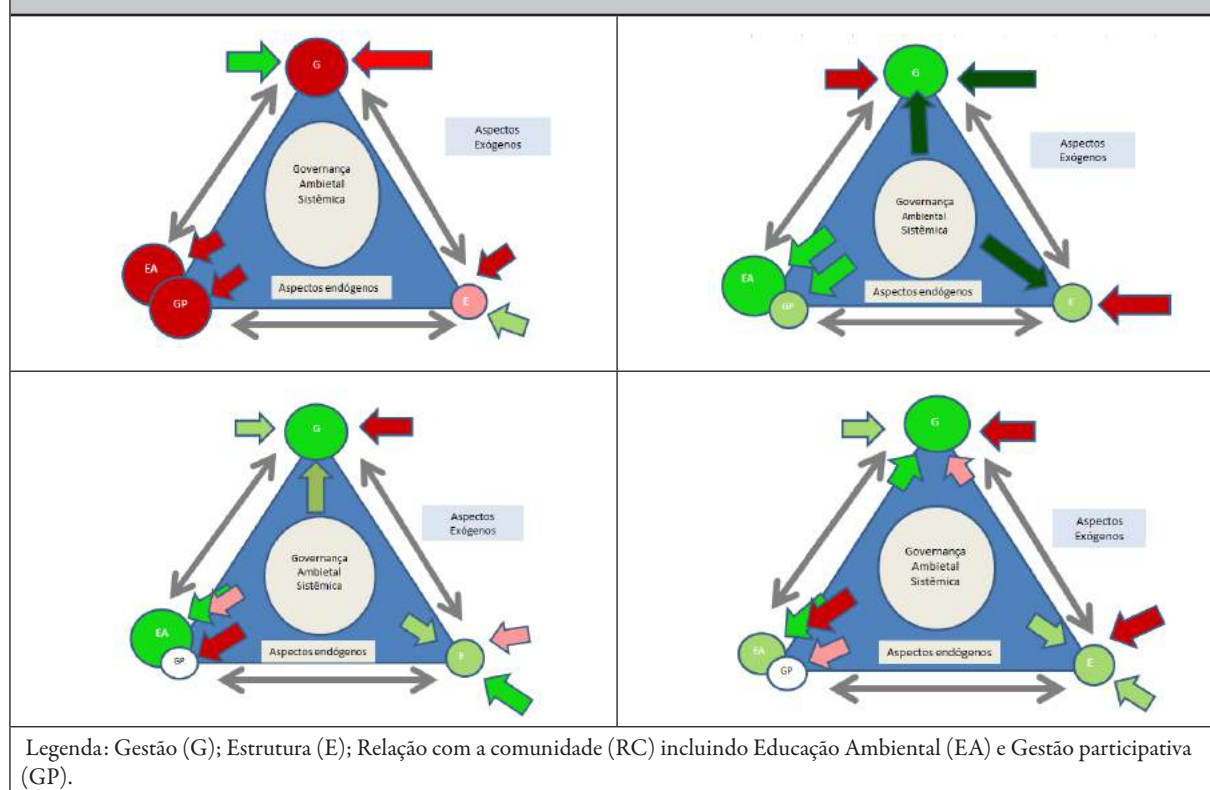
dades tradicionais de pesca (fator exógeno). A partir desta realidade, há necessidade de ganhar a confiança desses atores que ficaram à margem desse processo (fator endógeno).

No P1 dois fatores exógenos contribuem para iniciar um processo de mudança da relação de conflito entre UC e a comunidade do entorno: a inserção da Gestora 1 na Unidade, associada ao momento do país e do mundo, com olhar para as comunidades tradicionais.

Apresentação figurada e resumo dos resultados – Modelo Funcional

A seguir os resultados do Modelo Funcional de maneira figurada, apresentado os quatro períodos de maneira separada (P0, P1, P2 e P3) inseridas na tabela 7. Levar

Tabela 5. Resultado dos 4 períodos -Modelo Funcional.



o olhar sobre esses aspectos permite uma percepção da dimensão desse sistema, demonstrado a seguir.

O Tabela 8 apresenta um resultado analítico resumido dos aspectos de influência e controle de destaque na ESEC Carijós, identificando os principais resultados da pesquisa. Os aspectos foram divididos e apresentados conforme o que foi sendo evidenciado de mais relevante em relação ao caminho tomado para a governança em cada um dos períodos da UC, variando entre um período e outro. Dessa forma, os aspectos Endógenos ficaram divididos em: (I) relação com a co-

munidade; (II) gestão da ESEC Carijós, (III) recurso de empreendimentos locais. Já os aspectos Exógenos sofreram algumas subdivisões:

Estaduais, regionais ou nacionais, incluído nestes: (I) sociedade civil e/ou imprensa; (II) órgão gestor responsável, de alguma forma, pelas tomadas de decisões da UC, variando ao longo do histórico, incluindo SEMA, Polícia Ambiental, IPUF, FATMA, IBAMA e ICMBio⁵; (III) Recursos e instituições nacionais; Instituições internacionais.

Tabela 8. Quadro analítico resumido dos principais aspectos de influência e controle (endógenos e exógenos) de cada período na ESEC Carijós (1987 a 2016).			
	Aspectos Endógenos		
	Locais	Positivos	Negativos
P0 → 1987 -1998	Relação com a Comunidade	Inexistente e/ou não identificado.	Comunidade não participa do processo de criação da UC; reação negativa da comunidade em função de fiscalização intensa no local.
	Gestão ESEC Carijós (IBAMA)	Inexistente e/ou não identificado.	Inexistente e/ou não identificado.
	Recursos empreendimentos locais	Inexistente e/ou não identificado.	Inexistente e/ou não identificado.
	Aspectos Exógenos		
	Regional, estadual e nacional	Positivos	Negativos
P0 → 1987-1998	Sociedade civil e imprensa em geral	Inexistente e/ou não identificado.	Inexistente e/ou não identificado.
	SEMA, FATMA, SPU e IPUF	Criação da ESEC Carijós para proteção das áreas remanescentes de manguezais da Ilha.	Ausência de olhar para a comunidade local e sua inserção no processo de criação da UC.
	Regional, estadual e nacional	Inexistente e/ou não identificado.	Inexistente e/ou não identificado.
	Aspectos Exógenos		
	Internacional	Positivos	Negativos
PO		Movimento internacional para criação de áreas protegidas	Movimento internacional para criação de áreas protegidas

⁵IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis; SEMA – Secretaria Especial do Meio Ambiente; IPUF – Instituto de Planejamento Urbano de Florianópolis; FATMA – Fundação do Meio Ambiente; ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade

Tabela 8. Quadro analítico resumido dos principais aspectos de influência e controle (endógenos e exógenos) de cada período na ESEC Carijós (1987 a 2016).

	Aspectos Endógenos		
	Locais	Positivos	Negativos
P1 → 1998-2002	Relação com a Comunidade	Olhar para a comunidade; gestão participativa envolvendo comunidade; ações de EA; criação do CONSECA.	Parte da comunidade local resistente ao processo de gestão participativa.
	Gestão ESEC Carijós (IBAMA)	Foco na Gestão Participativa; Plano de Manejo participativo; grupo de voluntários atua na UC (Amigos de Carijós); parceria com empresas e ONGs locais; ações de EA comunidade; criação do CONSECA	Desconhecimento (pela gestão) de parte dos atores sociais locais; CONSECA com pouca participação da comunidade local.
	Recursos empreendimentos locais	Parceria com empresas locais e TAC (Termo de ajustamento de conduta) viabilizam ações na UC e entorno.	Inexistente e/ou não identificado.
	Aspectos Exógenos		
	Regional, estadual e nacional	Positivos	Negativos
P1 → 1998-2002	Sociedade civil/ imprensa em geral	Inexistente e/ou não identificado.	Inexistente e/ou não identificado.
	IBAMA	Determinação primeira gestão para UC; criação da Lei do SNUC; consolidação legal dos Conselhos Gestores; capacitação equipe atuação UC; determinação para elaboração do Plano de Manejo; convênio IBAMA implementação Programa EA para ESEC Carijós.	Estrutura precária física e de pessoal; contratação de pessoal cancelada, corte de recursos do Governo Federal para as UCs.
	Recurso Instituições Nacionais	Inexistente e/ou não identificado.	Inexistente e/ou não identificado.
	Aspecto Exógeno		
	Internacional	Positivos	Negativos
P1		Olhar para comunidades que vivem em áreas protegidas ou seu entorno.	Inexistente e/ou não identificado.

Tabela 8. Quadro analítico resumido dos principais aspectos de influência e controle (endógenos e exógenos) de cada período na ESEC Carijós (1987 a 2016).

	Aspectos Endógenos		
	Locais	Positivos	Negativos
P2 → 2002-2010	Relação com a comunidade	Destaque para a relação positiva com Comunidade de pescadores; continuidade de projetos de EA; inserção de novas entidades locais no CONSECA.	Insatisfação com a falta de gestão participativa; Comunidade insatisfeita com a exoneração do Gestor.
	Gestão ESEC Carijós IBAMA até 2007 ICMBIO a partir de 2007	Gestão comprometida com a UC; atenção para os pescadores e pesca na região; apoio ao IC que segue atuando em projetos de EA; monitoria e avaliação do Plano de Manejo; inserção de novas entidades locais no CONSECA; Gestão da ESEC Carijós aliada à comunidade local derubam empreendimento de interesse econômico e alto impacto ambiental na região; CONSECA se destaca como fórum de debate e tomada de decisões no momento mais relevante desde sua criação.	Gestão sem participação da comunidade; IC não consegue dar continuidade às suas ações sem suporte do ICMBio; pouca efetividade do CONSECA: entidades que não representam comunidades locais e interesses difusos dificultam a funcionalidade do mesmo;
	Recursos de empreendimentos locais	TAC com <i>Shopping Florianópolis</i> e empresa <i>Habitasul</i> – projetos de EA e compra de equipamentos para a sede.	Inexistente e/ou não identificado.
	Aspectos Exógenos		
	Regional, estadual e nacional	Positivos	Negativos
P2 → 2002-2010	Sociedade civil ou imprensa em geral	Nota de apoio e repúdio aos servidores do ICMBio em Santa Catarina pela exoneração do Gestor 2.	Insatisfação sociedade civil em geral, entidades locais e regionais pela Exoneração Gestor 2.
	IBAMA/ICMBio	Contratação de Gestor, por meio de processo seletivo, com capacidade técnica para sua função; equipe técnica qualificada para atuar na UC; notas de apoio (por parte dos servidores federais) aos servidores do ICMBio em SC em função da exoneração do chefe da Unidade.	ICMBio estrutura física e de pessoal precária; Mudança estrutural (IBAMA para ICMBio); IC não consegue dar continuidade às suas ações; exoneração do Gestor 2 após a derrubada do empreendimento de grande porte, dá conotação de motivação política.
	Recursos Instituições nacionais	Recurso nacional para execução dos projetos e suporte institucional (PMNA, PDA).	Inexistente e/ou não identificado

Tabela 8. Quadro analítico resumido dos principais aspectos de influência e controle (endógenos e exógenos) de cada período na ESEC Carijós (1987 a 2016).

	Aspectos Exógenos		
	Regional, estadual e nacional	Positivos	Negativos
P2 → 2002-2010	Sociedade civil ou imprensa em geral	Nota de apoio e repúdio aos servidores do ICMBio em Santa Catarina pela exoneração do Gestor 2.	Insatisfação sociedade civil em geral, entidades locais e regionais pela Exoneração Gestor 2.
	IBAMA/ICMBio	Contratação de Gestor, por meio de processo seletivo, com capacidade técnica para sua função; equipe técnica qualificada para atuar na UC; notas de apoio (por parte dos servidores federais) aos servidores do ICMBio em SC em função da exoneração do chefe da Unidade.	ICMBio estrutura física e de pessoal precária; Mudança estrutural (IBA-MA para ICMBio); IC não consegue dar continuidade às suas ações; exoneração do Gestor 2 após a derrubada do empreendimento de grande porte, dá conotação de motivação política.
	Recursos Instituições nacionais	Recurso nacional para execução dos projetos e suporte institucional (PMNA, PDA).	Inexistente e/ou não identificado
	Aspectos Exógenos		
	Internacional	Positivos	Negativos
P2		Recurso internacional para projeto.	Inexistente e/ou não identificado.
	Aspectos Endógenos		
	Locais	Positivos	Negativos
P3 → 2011-2016	Relação com a comunidade	Comunidade entende a importância da UC; boa relação com pescadores.	Exoneração do Gestor causa repúdio por parte da comunidade.
	Gestão ESEC Carijós	Gestão sem gestão participativa; forte fiscalização na região e falta de comunicação com a comunidade; ações internas e pontuais de EA; pouca funcionalidade de CONSECA; insatisfação pela exoneração do Gestor 3, principalmente pelos analistas ambientais da ESEC Carijós.	Gestão sem gestão participativa; forte fiscalização na região e falta de comunicação com a comunidade; ações internas e pontuais de EA; pouca funcionalidade de CONSECA; insatisfação pela exoneração do Gestor 3, principalmente pelos analistas ambientais da ESEC Carijós.
	Aspectos Endógenos		
	Locais	Positivos	Negativos
P3 → 2011-2016	Recursos empreendimentos locais	TAC com Shopping Florianópolis permite melhoria da estrutura predial da sede da UC.	Inexistente e/ou não identificado.

Tabela 8. Quadro analítico resumido dos principais aspectos de influência e controle (endógenos e exógenos) de cada período na ESEC Carijós (1987 a 2016).

	Aspectos Exógenos		
	Regionais, estaduais e nacionais	Positivos	Negativos
P3 → 2011-2016	Sociedade civil Imprensa em geral	Notas de repúdio pela exoneração do Gestor 3; E notas de apoio aos servidores do ICMBio em Santa Catarina.	Inexistente e/ou não identificado.
	IBAMA / ICMBio	Contratação de Gestor 3, por meio de processo seletivo, com capacidade técnica para sua função; equipe técnica qualificada para atuar na UC em ações técnicas e de fiscalização.	Estrutura física predial precária; falta de apoio institucional e burocracia para recurso; falta de pessoal para atuar em projetos de EA; exoneração do Gestor 3.
	Recurso Instituições Nacionais	Inexistente e/ou não identificado.	Inexistente e/ou não identificado.
	Aspectos Exógenos		
	Internacional	Positivos	Negativos
P3		Inexistente e/ou não identificado.	Inexistente e/ou não identificado.

4. Conclusões

Este trabalho foi desenvolvido com o propósito de identificar e avaliar a dinâmica da governança ambiental em UC, tendo como principal elemento a análise prospectiva do âmbito sistêmico desta governança, por meio de um Estudo de Caso. A pesquisa demonstrou que a gestão da ESEC Carijós só se estabeleceu, de forma significativa, 11 anos após sua criação. Antes deste período, não houve um gestor local, tampouco a participação da comunidade do entorno com um olhar para as necessidades e perspectivas da Unidade.

Desde a primeira gestão, a governança foi balizada pelo perfil do gestor que estava à frente da Unidade, principalmente no que concerne à sua relação com a comunidade do entorno. Por outro lado, fatores externos (exógenos) às suas decisões conseguiram caminhar para outros resultados não tão desejados, tanto pela Gestão da Unidade, como pela comunidade interna e/ou do entorno da mesma. Aqui pode ser citada a escolha e/ou exoneração do gestor local, recursos para a UC, políticas externas e tomadas de decisões, princi-

palmente por interesses econômicos e políticos, muitas vezes, sem levar em consideração a realidade local. Destaque positivo exógeno para a qualidade técnica dos analistas ambientais no quesito fiscalização e projetos de conservação, mesmo com um número de funcionários aquém do desejado, com foco na proteção do ecossistema manguezal.

Sob o aspecto da governança, partindo-se do pressuposto de que uma boa governança pode ser definida como um sistema complexo de interações, com foco no bem-estar humano, na Educação Ambiental e na Gestão Participativa, percebe-se que há um longo caminho a ser percorrido nos processos de melhorias neste quesito fundamental para as UC, como a analisada. Mais do que isso, há evidências claras que esse tripé não atua com autonomia. Existe um componente complexo e subjetivo – os fatores exógenos – que determinam diretrizes para esse processo, na forma de decisões políticas não facilmente mensuradas e não alinhadas às necessidades que surgem nesses espaços de governança.

Ou seja, a pesquisa aponta que, além dos fatores endógenos, fatores exógenos influenciam diretamente no tipo de resultado alcançado, tornando necessária uma visão dinâmica/funcional (sistêmica) para a compreensão dos aspectos estruturantes e de controle da governança. É esse o caminho aqui proposto para analisar a governança de uma UC.

Uma boa constatação ou recomendação, nesse caso, é a de não tratar a governança como algo característico e permanente a uma determinada UC. Ela pode apresentar uma variação temporal que reflete o nível de maturidade do processo e a dinâmica do contexto histórico, político e socioeconômico. Uma análise interessante da governança deve ser feita considerando os elementos intrínsecos (endógenos) evolutivos e os de controle exógenos (que refletem as conexões socio-culturais, políticas, econômicas etc.). Ou seja, as possíveis críticas e sugestões para a melhoria da governança devem considerar de forma realística essa combinação funcional.

Para orientar os níveis de factibilidade das sugestões, elencaram-se os resultados analíticos em forma de tabelas e figuras, o que pode contribuir com a análise crítica da governança de determinada UC. Com essa proposta, tem-se a intensão de diagnosticar a governança, levando em conta não somente uma macro visão, mas também analisando os detalhes de uma Unidade, cujos fatores, que não estão tão visíveis, possam ser observados mais próximos da realidade discutida.

Alguns pontos merecem destaque e devem ser analisados com atenção. Como já mencionado, um fator exógeno positivo, relativo às políticas públicas de criação de áreas protegidas no final dos anos 1980, permitiu a criação da ESEC Carijós e a proteção dos manguezais do Norte da Ilha de SC (resultado endógeno positivo). No entanto, a falta de atenção para as comunidades locais, dificultou e segue interferindo negativamente a inserção das mesmas na Gestão Participativa da UC. No final dos anos 1990, o mundo passou a discutir de maneira mais atenta a participa-

ção destas comunidades na gestão das áreas protegidas, favorecendo a boa governança sob esse aspecto pouco analisado até então, fator exógeno positivo evidente nesse período. Aliado a isso, fatores endógenos, como o perfil da Primeira Gestão e um grupo de apoio de técnicos voluntários, foram fundamentais neste processo, tendo como suporte legal a criação do SNUC e suas deliberações para a implantação do Plano de Manejo e do Conselho Gestor de forma participativa (fator externo positivo). A falta de estrutura oferecida pelo órgão gestor responsável das UC no país influencia negativamente neste processo, situação que se agrava pelos cortes de orçamento que vem ocorrendo a cada ano nas UC do Brasil de maneira geral. Merece destaque o terceiro setor, como facilitador de aporte de recursos, de forma menos burocrática, contribuindo significativamente neste quesito. Ações que envolvem a relação com a comunidade, apesar de determinadas pelo SNUC, mostram-se ainda um tanto tímidas, já que não há uma cobrança efetiva na prática acerca desse aspecto. Exemplos de ações de Gestão Participativa e Educação Ambiental, assim como reflexões sobre elas, vêm sendo discutidas de maneira mais específica pelo órgão gestor nos últimos anos, importante fator exógeno, contribuindo para resultados significativos e imprescindíveis para o processo de uma boa governança, mesmo que de maneira lenta e com necessidade de avanços mais expressivos na prática.

Sobre este aspecto, é importante reforçar que ações de Educação Ambiental e Gestão Participativa demoram a se efetivar na prática, apresentando especificidades de cada região, fator endógeno que deve ser considerado, entendendo que os bons frutos levam tempo para serem colhidos e mensurados. Além disso, não se deve ignorar o fato de que há uma defasagem na educação de maneira geral no Brasil, além de diferenças sociais, econômicas e culturais significativas num país continental, com um longo caminho a ser percorrido até que se possa chegar a discutir questões ambientais com a sociedade de maneira efetiva, com um olhar

crítico capaz de subsidiar resultados promissores para uma boa governança.

O CONSECA, mesmo apresentando uma proposta de caráter participativo, a princípio positiva para a sua implantação, parece não funcionar tão bem na prática. Uma soma de fatores internos e externos apresentados nesta pesquisa pode evidenciar a realidade do Conselho ao longo de toda a trajetória da ESEC Carijós. Nesse sentido, podem ser citadas: falta de cultura de participação, modelo dos conselhos gestores, estrutura funcional e falta de incentivo à participação de políticas públicas voltadas às tomadas de decisões em geral no país (fatores internos e externos).

Por fim, cabe destacar a necessidade de fazer-se a reflexão de que tomadas de decisões e movimentos em áreas protegidas sofrem interferências exógenas fortes, que podem dificultar e/ou impedir uma caminhada endógena mais linear e de maior sucesso, tanto para a preservação dos recursos naturais e seus serviços ambientais, como para a participação efetiva dessas comunidades locais nos processos de tomada de decisão. Cada mudança abrupta de um gestor, que não é de desejo interno, por exemplo, tende a reduzir o processo quase à estaca zero. Uma relação de confiança precisa ser reconstruída, pessoas devem ser estimuladas a continuar participando e, talvez, novos grupos de trabalho precisem ser constituídos para participar das decisões de maneira afetiva e efetiva em todo o processo. Como a resolução desse problema não está totalmente nas mãos dos gestores nas UCs em geral no Brasil, sendo uma condição que depende de muitos fatores exógenos, há necessidade de definição de políticas públicas que subsidiem alternativas de mudanças nesse cenário, capazes de atender as necessidades de cada Unidade.

A pesquisa propõe uma análise da governança de forma sistêmica e reconhece a inexistência de uma escola consolidada com essa perspectiva na análise da funcionalidade objetiva das UCs. Não há como reconhecer o processo dinâmico da evolução do padrão de governança com base em métodos tradicionais de análise.

Governança é e deve ser considerada como um “sistema vivo”, dinâmico e mutável, com elementos típicos, mas também – aqui destacado nesta pesquisa – por processos de existência e/ou intensidades controladas por fatores internos e externos. A determinação de tais fatores de controle e dos também elementos e processos que os controlam é concebida aqui como imperativa, não apenas na compreensão da governança, mas na possibilidade objetiva de regulá-la e geri-la.

Desse modo, fica evidente nesta pesquisa que qualquer política voltada à melhoria da gestão de UC não pode estar centrada ou focada unicamente em seus elementos estruturantes (como aqueles modelados no arcabouço do Modelo Analítico). Políticas com tais características apresentariam um caráter reducionista, reativo e focado na manutenção de elementos, sem levar em conta os processos internos e externos de influência e controle. Esse, infelizmente tem sido o modo dominante das políticas de gestão no Brasil e no mundo, configurando uma ação reativa e setorizada, com baixa eficiência. Por outro lado, a pesquisa aponta para um sistema integrado de processos que permite depreender o sentido das ações de gestão e da política para tais ações, possibilitando uma ação proativa, integrada ou sistêmica, que leva em consideração os fatores de controle endógenos e exógenos, como tipicamente ocorre nos sistemas socioambientais. A compreensão integrada dos fatores modeladores da governança expõe, claramente, os possíveis espaços para as ações de gestão em diferentes âmbitos, como indica o acompanhamento cronológico na UC estudada. São espaços que, devidamente compreendidos, podem levar a uma condição de boa governança, participativa, integrada e eficaz.

Entendendo que esta metodologia se mostra adequada ao sistema de análise para as UC, propõe-se a aplicação deste modelo analisando os aspectos indicados na pesquisa, potencializando os positivos e procurando analisar os negativos, buscando possibilidade de minimização e/ou ajustes necessários do processo ao longo

do tempo. Entendendo a importância de considerar: contexto histórico, políticas públicas, realidade local, potencializando o conhecimento técnico dos analistas ambientais, aliados aos saberes local e trazendo a comunidade junto à UC, na busca de soluções de forma compartilhada. A transparência no processo deve ser a chave para trazer repostas e soluções salutaras para a maioria. Uma forma proposta para Carijós é levar o resultado para o CONSECA ou instituições representantes da comunidade de entorno à UC, juntamente com a equipe de gestão da Unidade, apresentando os resultados e debatendo supostas soluções cabíveis e possíveis com a realidade e necessidade local. Após esta etapa, a proposta elaborada deve ser encaminhada para o órgão gestor externa à UC, propondo que o mesmo também esteja em algum momento debatendo a busca de soluções para os desafios apresentados.

Em outras UCs, o processo de avaliação dos fatores de interferência pode ser avaliado juntamente à comunidade interna e de entorno à UC, enriquecendo o processo de construção de busca de soluções. A proposta caracterizar-se-ia como uma ferramenta aplicada, dependendo da etapa da Unidade, desde sua proposta de criação, diretrizes para elaboração e execução do Plano de Manejo e condução dos processos de acompanhamento da gestão da UC, por meio do Conselho

Gestor. Na mesma linha, há potencial para apoiar outros projetos que venham a ser implementados dentro de uma câmara técnica de planejamento e gestão, potencializando os aspectos positivos e indicando risco de aspectos negativos e sua possível busca de soluções.

As UC são bens públicos e devem exercer sua função de servir à sociedade e contar com a sociedade. É somente por meio desse processo que os atores interessados poderão efetivamente compreender sua relevância e participar do processo de conservação da Unidade. Para que se possa efetivar as necessidades de conservação dos ambientes naturais, assim como das pessoas que vivem nesses locais, é fundamental e urgente que haja uma aproximação entre UC e seu entorno, entre os tomadores de decisão e os que estão à linha de frente dessas áreas protegidas, buscando soluções para os conflitos que possam surgir ao longo do caminho. Enquanto houver um distanciamento entre UC e seu entorno, entre os tomadores de decisão e os que estão à linha de frente dessas áreas protegidas, os conflitos estarão se sobrepondo às necessidades tanto de conservação dos ambientes naturais como das pessoas que vivem nesses locais. Esta é, com certeza, a chave do sucesso desta importante ferramenta de preservação socioambiental para o nosso ambiente.

5. Agradecimentos

Ao LAGECI – Laboratório de Gestão Costeira Integrada da Universidade Federal de Santa Catarina (apoio técnico e financeiro para eventos).

Ao CNPq – Bolsa de estudo do doutorado.

Aos entrevistados que se disponibilizaram a contribuir de forma valiosa para esta pesquisa.

6. Referências

- Ascema Nacional. 2010. Nota de apoio aos servidores do Instituto Chico Mendes em Santa Catarina. 2010. [acessado em 2017 out 02] /www.ascemanacional.org.br/nota-de-apoio-aos-servidores-do-instituto-chico-mendes-em-santa-catarina/.
- Alberti V. Histórias dentro da História. 2010. In: Pinsky, C. (Org.). Fontes históricas. São Paulo: Editora Contexto: 155 - 202.
- Arruda R. 1999. Populações Tradicionais e a Proteção dos Recursos Naturais em Unidades de Conservação. Ambiente & Sociedade. Universidade de São Paulo, São Paulo: 79 - 92.
- Barragán MJ. 2014. Política, Gestión y Litoral: Una nueva visión de la Gestión Integrada de áreas Litorales. Espanha: Tébar Flores.
- Bispo F. 2016. Organizações Cíveis repudiam troca de comando na ESEC de Carijós, 2016. [acessado em 2017 fev 10] <https://ndonline.com.br/florianopolis/noticias/org>.
- Boni V, Quaresma S. J. 2018. Aprendendo a entrevistar: como fazer entrevistas em ciências sociais. Revista Eletrônica dos Pós-Graduandos em Sociologia Política da UFSC, Vol. 2 nº 1 (3), janeiro-julho/2005. p. 68-80. Disponível em: <www.emtese.ufsc.br>. Acesso: 22 out. 2018.
- Borges C. 2011. O que são espaços educadores sustentáveis. in: Espaços educadores sustentáveis. Salto para o Futuro: TV Escola, Rio de Janeiro. Ano XXI, Boletim 07 - Junho 2011. 29 p.
- Borrini-Feyerabend, G.2003. Governance of protected areas: innovations in the air. In: Commission on Environmental, Economic & Social Policy. Community, Empowerment for conservation. Policy Matters (Org). Durban: IUCN. p. 92-101.
- Brasil. 1987. Decreto nº 94.656, de 20 de julho de 1987. Cria as Estações Ecológicas de Carijós, Pirapitinga e Tupinambás, e dá outras providências. Brasília.
- Brasil. 2002. Decreto nº 4.340, de 22 de agosto de 2002. Regulamenta artigos da Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000, que dispõe sobre o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza - SNUC, e dá outras providências. Brasília.
- Colombia. 1998. Ministerio Del Medio Ambiente. Memorias del primer Congreso Latinoamericano de Parques Nacionales y otras áreas protegidas. El Selo Editorial, Colombia.
- Dick E, Danieli MA, Zanini AM. 2012. Gestão participativa em Unidades de Conservação: uma experiência na Mata Atlântica. Rio do Sul: Editora APREMAVI.
- Diegues ACS. (org.). 2000. Saberes tradicionais e biodiversidade no Brasil. Brasília – DF: Ministério do Meio Ambiente; São Paulo: Ed. da USP.
- Dudley N, Mulongoy KJ, Cohen S, Stolton S, Barber CV, Gidda SB. 2005. Towards Effective Protected Area Systems: An Action Guide To Implement The Convention On Biological Diversity Programme Of Work On Protected Areas. Montreal: Convention on Biological Diversity.
- Florianópolis. 1999. Estatuto Associação de Amigos Pró-Conservação da Estação Ecológica de Carijós, de 9 de junho de 1999.
- Florianópolis. 2016. Em 08 de abril de 2016. Carta dos Servidores de Estação Ecológica de Carijós ao Presidente do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade: Florianópolis.
- Floripa Amanhã. 2010. Os bastidores da multa do ICM-Bio. Em 17 de setembro de 2010. [acessado em 2017 out 02] <https://uc.socioambiental.org/noticia/tecnicos-do-icmbio-de-santa-catarina-pedem-exoneracao-de-cargos>.
- Graham J; Amos B.; Plumptre, T. 2003. Governance principles for protected areas in the 21st century prepared for the fifth world parks Congress Durban, South Africa. Ontario: Institute On Governance.
- Himes AH. 2007. Performance indicators in MPA management : Using questionnaires to analyze stakeholder preferences. University of Portsmouth, UK: Elsevier.
- [IBAMA] Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 2001. Plano de Manejo da Estação Ecológica de Carijós. Florianópolis, SC, Brasil.
- [ICMBio] Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, [MMA] Ministério do Meio Ambiente. 2010. Monitoria e avaliação assistida ao Plano de Manejo da Estação Ecológica de Carijós, ICMBio/MMA, Brasília.
- Jones PJS 2002. Marine protected area strategies: issues, divergences and the search for middle ground. Reviews in fish biology and fisheries, v. 11, no 3, p. 197–216.

- Jones PJS, Qiu W, De Santo EM. 2013. Governing marine protected areas: Social-ecological resilience through institutional diversity. *Marine Policy*, 41: 5 - 13.
- Junior SD, Lopes LJS, Correia EC, Macedo HS, Floriani DC, Silva LZ, Cataneo VT, Serafini PP, Pretto DJ, Campos A, et al. 2015. Conservação da Biodiversidade na Zona Costeira e Marinha de Santa Catarina. Florianópolis: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade.
- Maretti C. 2016. ESEC Carijós - Mudança de Chefia. Mensagem recebida por < leandro.silva@icmbio.gov.br; edineia.correia@icmbio.gov.br; eliane.hirai@icmbio.gov.br; apoena.figueiroa@icmbio.gov.br; claudio.maretti@icmbio.gov.br; Lilian Leticia Mitiko; lilian.hangae@icmbio.gov.br; claudinei.rodrigues@icmbio.gov.br; luisa.lopes@icmbio.gov.br; daniel.pentead@icmbio.gov.br; silvio.souza@icmbio.gov.br; luis.rocha@icmbio.gov.br; renato.sales@icmbio.gov.br; paulo.souza@icmbio.gov.br; rogerio.guimaraes@icmbio.gov.br > 12 de abril de 2016.
- Mccay BJ, Jones PJS. 2011. Marine Protected Areas and the Governance of Marine Ecosystems and Fisheries. *Conservation Biology*, 25(6): 1130 - 1133.
- Mcneely JA. 1994. Protected areas for the 21st century: working to provide benefits to society. Biodiversity and Conservation 3. IUCN: Switzerland, 1994: 390 - 405.
- Minayo MCS. 1999. O desafio do conhecimento. São Paulo, Rio de Janeiro: Abrasco.
- Movimento em Defesa das Baías de Florianópolis. 2010. Servidores do ICMBio solidários com Apoena, após exoneração sem justa causa (25 de setembro de 2010). [acessado em 2017 out 02] http://baiasdeflorianopolis.blogspot.com.br/2010/09/blog-post_6388.html.
- Nguingui J C. 2003. Gouvernance des aires protégées - 'importance des «normes pratiques» de régulation de la gestion locale pour la faisabilité des réformes dans le Bassin du Congo. IUCN - Commission on Environmental, economic and social policy. Community, Empowerment for Conservation. Congo: [s.n.], p. 16 - 21.
- Notícias do Dia. 2016. Organizações Civis repudiam troca de comando na ESEC de Carijós. [acessado em 2017 out 02] <https://ndonline.com.br/florianopolis/noticias/org>.
- Peres, L. 2017. Mandato repudia a Exoneração do Servidor Silvio de Souza da Chefia da Esec Carijós. [acessado em 30/17 mar 30] <http://www.professorlinoperes.com.br//pagina/522/mandato-repudia-a-exoneraccedilatildeo-do-servidor-silvio-de-souza-da-chefia-da-esec-carijoacutes>.
- Pereira M. 2010. Servidores do ICMBio emitem nota sobre demissão (17 de setembro de 2010). [acessado em 2017 out 02] <http://floripamanha.org/2010/09/os-bastidores-da-multa-do-icmbio/>.
- Pomeroy RS, Parks JE, Watson LM. 2004. How is your MPA doing? A Guidebook of Natural and Social Indicators for Evaluating Marine Protected Area Management Effectiveness. IUCN: Gland, Switzerland and Cambridge.
- Projeto com a cidade. 2016. Mandato Repudia a Exoneração do Servidor Silvio de Souza da Chefia da ESEC Carijós, em 14 de abril de 2016. [acessado 2017 out 02] <http://www.professorlinoperes.com.br//pagina/522/mandato-repudia-a-exoneraccedilatildeo-do-servidor-silvio-de-souza-da-chefia-da-esec-carijoacutes>.
- Puz HÁ, BÉchaux E, Jenkins C. 2003. Gouvernance et démocratie locale dans les Parcs Naturels Régionaux de. In: Commission on Environmental, Economic and Social Policy. Community, Empowerment for Conservation. IUCN, n° 12, p. 225 - 237.
- Tozzo RA, Marchi EC. 2014. Unidades de Conservação no Brasil: Uma Visão. Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade: Curitiba: 508 - 523.
- [IUCN] União Internacional para a Conservação da Natureza. 2010. World Commission on Protected Areas. 50 Years of Working for Protected Areas A brief history of IUCN World Commission on Protected Areas. IUCN: Gland, Switzerland.
- Unidades de Conservação no Brasil. 2010. Técnicos do ICMBio de Santa Catarina pedem exoneração de cargos. [acessado em 2017 out 02] <https://uc.socioambiental.org/noticia/tecnicos-do-icmbio-de-santa-catarina-pedem-exoneracao-de-cargos>.
- WWF. 2014. Observatório de UC's: biodiversidade em unidades de conservação. Mariana Napolitano Ferreira e Paula Hanna Valdujo, coord. [WWF-Brasil. Relatório]. Brasília: WWF-Brasil. **Apêndice**

Apêndice 1

Apêndice 1: Lista dos Sujeitos de Pesquisa				
Identificação	Relação com área/objeto da pesquisa	Idade	Sexo	Data da entrevista
Gestor 1	Não nascida, residente na área de influência da ESEC Carijós	52	F	15/09/2016
Gestor 2	Não nascido, residente na área de influência da ESEC Carijós	39	M	16/08/2016
Gestor 3	Nascido, residente na área de influência da ESEC Carijós	41	M	17/08/2016
Entrevistado 1	Não nascida, residente na área de influência da ESEC Carijós	52	F	15/09/2016
Entrevistado 2	Não nascido, residente na área de influência da ESEC Carijós	52	M	13/09/2016
Entrevistado 3	Não nascido, residente na área de influência da ESEC Carijós	54	M	13/09/2016
Entrevistado 4	Não nascida e não residente na área de influência da ESEC Carijós	39	F	23/08/2016
Entrevistado 5	Não nascido, residente na área de influência da ESEC Carijós	39	M	16/08/2016
Entrevistado 6	Não nascida, residente na área de influência da ESEC Carijós	37	F	21/08/2016
Entrevistado 7	Não nascida, residente na área de influência da ESEC Carijós	47	F	13/09/2016
Entrevistada 8	Não nascida, residente na área de influência da ESEC Carijós	43	F	30/08/2016
Entrevistada 9	Nascida, residente na área de influência da ESEC Carijós	59	F	22/08/2016
Entrevistado 10	Nascido, residente na área de influência da ESEC Carijós	42	M	24/08/2016
Entrevistada 11	Nascida, residente na área de influência da ESEC Carijós	34	F	23/08/2-16
Entrevistado 12	Nascido, residente na área de influência da ESEC Carijós	41	M	17/08/2016
Entrevistado 13	Não nascido, residente na área de influência da ESEC Carijós	57	M	24/08/2016
Entrevistado 14	Nascido e residente na área de influência da ESEC Carijós	42	M	30/08/2016
Entrevistado 15	Não nascida, residente na área de influência da ESEC Carijós	30	F	31/08/2016
Entrevistado 16	Não nascido, residente na área de influência da ESEC Carijós	52	M	25/08/2016
Entrevistado 17	Não nascida, residente na área de influência da ESEC Carijós	39	F	26/08/2016
Entrevistado 18	Não nascido, residente na área de influência da ESEC Carijós	59	M	26/08/2016
Entrevistado 19	Não nascido, residente na área de influência da ESEC Carijós	31	M	26/08/2016



Carvalho Jr. O. & A. B. Birolo. 2019. Conservation Tourism for the Sustainability of Coastal Areas. Case Study: Otter Project. *Revista Costas*, 1(1): 87-106. doi: 10.26359/costas.0105

Conservation Tourism for the Sustainability of Coastal Areas. Case Study: Otter Project

Oldemar Carvalho Junior* & Alesandra Bez Birolo

*e-mail: ocjunior@ekkobrasil.org.br

Ekko Brasil Institute, Florianópolis, SC Brazil
(corresponding author, phone: 55 48 3237-5071.

Keywords: Biodiversity, ecotourism, ecovolunteer, energy analysis, modelling.

Abstract

Conservation Tourism can be defined as the segment of tourism that uses natural and cultural heritage, through a socio-environmental research project that promotes the social entrepreneurship of the communities involved. It involves the participation of ecovolunteers and focuses on the experience and education of protected areas, contributing to the planning, use, sustainability and conservation of these regions. This concept is new and does justice to a type of tourism that, although still incipient in Brazil, has been practiced by serious projects of research and conservation for years. Their purpose is self-sustainability, based on social entrepreneurship. The actions focused on conservation tourism described here, have the support of several partner organizations such as *Cybèlle Planète*

Submitted: September 2018

Reviewed: October 2018

Accepted: February 2019

Associate Editor: Marínez Scherer

and *Secret Planet* in France, *Frontier* in the United Kingdom, *ie3Global* in the United States, *Volunteer World* in Germany, *Ecojourney* and *Intern Brazil* in Brazil. The Otter Project is a unique program because it involves the participation of ecovolunteers. In Brazil, this is rare. Most of the ecovolunteers participating in the Otter Project come from Europe and the United States. The profile of the ecovolunteer is presented, in order to better understand this niche market. The main objective of the Otter Project's Ecovolunteer Program is to obtain labor and financial help in order to be sustainable and independent from government funds. The Ecovolunteer Program is an important financial source for the research, operations, and maintenance of the facilities located in the protected area. This work is based on data acquired from 2002 to 2017, in Santa Catarina Island, from the Otter Project. The most significant non-renewable resources are the inflow from ecovolunteers and the labor they provide - ecovolunteers with ^{em}\$66,114.18 and ^{em}\$25,643.65 to the labor. The research activities at the Project are mainly sustained through the participation of ecovolunteers from different countries, including Brazil. In this way, the ecovolunteers can also contribute, not only with financial donation, but also through monitoring of the visited areas. The regular presence of groups formed by researchers, students, and ecovolunteers, provides collaborative monitoring within protected areas.

Resumo

Turismo de Conservação pode ser definido como o segmento do turismo que utiliza o patrimônio natural e cultural, através de um projeto de pesquisa socioambiental, com a participação de ecovoluntários, promovendo o empreendedorismo social das comunidades envolvidas, focado na experiência e aprendizado em áreas protegidas, contribuindo para o planejamento, uso, sustentabilidade e conservação destas, com responsabilidade social. Esse conceito é novo e faz justiça a um tipo de turismo que, embora ainda incipiente no Brasil, tem sido praticado por projetos sérios de pesquisa e conservação, cuja proposta é a auto-sustentabilidade, baseada no empreendedorismo social. As ações focadas no turismo de conservação descritas aqui, contam com o apoio de diversas organizações parceiras como Cybèlle Planète e Secret Planet na França, Frontier no Reino Unido, ie3Global nos Estados Unidos, Volunteer World na Alemanha, Ecojourney e Intern Brasil no Brasil. No Brasil, projetos com perfil de pesquisa e conservação, com participação de ecovoluntários, são raros, com exceção do Projeto Lontra. A maioria dos ecovoluntários participantes do Projeto Lontra vem da Europa e dos Estados Unidos. O perfil do ecovoluntário é apresentado, a fim de melhor entender esse nicho de mercado. O principal objetivo do Programa de Ecovoluntários do Projeto Lontra é obter ajuda por meio da mão de obra e financeira, para ser sustentável e independente dos recursos do governo. Um Programa de Ecovoluntários constitui uma fonte financeira importante para a pesquisa, funcionamento e manutenção das instalações localizadas em uma área protegida. Este trabalho é baseado em dados adquiridos de 2002 a 2017, na Ilha de Santa Catarina, a partir de um Projeto do Programa Internacional de Ecovoluntários, o Projeto Lontra. As fontes não renováveis mais significativas são a entrada de ecovoluntários e mão de obra, dominada pelo fluxo de ecovoluntários com ^{em}\$66.114,18 e ^{em}\$25.643,65 com o trabalho. As atividades de pesquisa no Projeto são sustentadas principalmente pela participação de ecovoluntários de diferentes países, incluindo o Brasil. Desta forma, os ecovoluntários também podem contribuir, não apenas com doações financeiras, mas também através do monitoramento das áreas visitadas. A presença regular de grupos formados por pesquisadores, estudantes e ecovoluntários, pode ser uma forma alternativa de monitoramento colaborativo dentro de áreas protegidas.

Palavras-chave: Biodiversidade, ecoturismo, ecovoluntário, análise emergética, modelagem.

1. Introduction

Conservation Tourism can be defined as the segment of tourism that uses natural and cultural heritage, through a socio-environmental research project, with the participation of ecovolunteers, promoting the social entrepreneurship of the communities involved, focused on the experience and learning in protected areas, contributing to the planning, use, sustainability and conservation of these, with social responsibility. This concept is new, and does justice to a type of tourism that, although still incipient in Brazil, has been practiced by serious projects of research and conservation, whose proposal is self-sustainability, based on social entrepreneurship. It can represent a real option for the sustainability of protected areas, without burdening the taxpayer.

According to the Brazilian System of Protected Areas (SNUC), in Brazil there are 324 federal protected areas managed by the Chico Mendes Institute for Biodiversity Conservation. In Santa Catarina State, there are 65 municipal, 10 state, 56 private, and 16 federal protected areas (Martins *et al.*, 2015). There are 27 protected municipal areas on the Island of Santa Catarina, 2 federal protected areas, and 2 state protected areas (Figure 1). These represent about 27.46% of the territory of the municipality as free from occupation areas. This proportion can be considered great or good at first glance. However, it is necessary to take into account the number of people affected, the social conflicts generated and management plans that normally fail in the connectivity and maintenance of ecological processes.

Florianópolis represents one of the most important tourist centers in Brazil and South America. Tourism has a positive impact on the entire economy of the municipality, including helping to generate and maintain small businesses. In the period between 1970 and 1985, there was an increase of 150% in the number of establishments, small to medium size, represented by hotels, restaurants and bars (IBGE, 1985). The State

received 2.8 million tourists annually, accounting for about 7% of its GDP. Florianópolis was responsible for 20% of this total. On the other hand, from 2008 to 2016, the State received an average 20.6 million tourists, 10% from other countries (Santur, 2017). For the

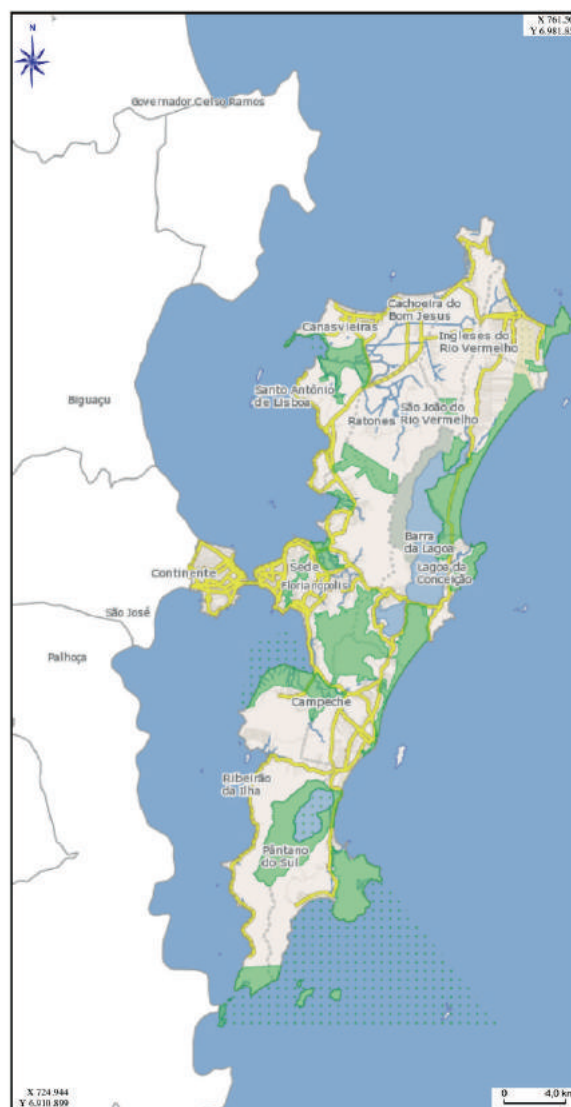


Figure 1. Distribution of protected areas on the Santa Catarina Island, South Brazil. Source: Fortkamp (2011).

same period, the average annual revenue was US\$ 3.6 billion, 18.6% of this total from international tourists.

Despite the numbers, only the Municipal Tourism Council allows some participation of civil society. Just as sustainable tourism depends on the protection of socio-environmental assets, it is necessary to implement different forms of tourism, such as Conservation Tourism. An example of this is the Ecovolunteer Program of the Ekko Brazil Institute, which attracts tourists from Europe and the United States to work for a cause, in the protection of biodiversity and the Neotropical otter. Initiatives like the Otter Project help tourists to understand and respect the historical and

environmental aspects of Brazil and can contribute to local development.

However, several problems can be related to the difficulty of implementing these sustainability projects. These include inoperative governmental environmental agencies, lack of interdisciplinarity of government tourism and environmental offices, the inflexibility of the Brazilian legislation in developing activities within protected areas, and the costs, related to the conduction of activities. The main objective here is to show how an Ecovolunteer Program can be useful to generate sustainability to research and protected areas.

2. The study area

The Peri Lake and its fauna and flora is a result of millions of years of adaptation of physical, chemical and biological processes. The beginning of its existence can be traced back to the Proterozoic/Pre-Cambrian era, 600 million years ago, when the intrusive granite geological arc was formed, creating a small protected marine bay. About 500 million years later, already in the Quaternary, this bay was closed off by a sand barrier, as a result of the oscillation of the sea level, waves and winds (Santa Catarina, 1986). The ecological services of today are fruits of this evolutionary process, just as biodiversity carries in its DNA all this information, keeping the services in operation. For example, in the Peri Lake, the mountains around are formed by Guabiruba intrusive granite, a common rocky formation along the Brazilian south coast. This formation results in semi-closed environments, that provides caves and shelters for many species, such as the Neotropical otter (*Lontra longicaudis*), with the outside covered by typical Atlantic Forest vegetation.

Lagoa do Peri is located at 27°42'S and 48°30'W, in the southeast of Santa Catarina Island, South Brazil. It has approximately 5 km² of water surface, maintained

mainly by precipitation. Depth average is 7 meters with a maximum of 11 meters. It has a contact with the Atlantic Ocean through a narrow 4 km long channel, parallel to the coast, not affected by tides. This channel represents a vital ecological corridor for the *Lontra longicaudis* to reach the ocean and, at least, two other important areas, Lagoinha do Leste Beach and Naufragados Beach (Carvalho Junior, 2007) (Figure 2). The species is organized as a metapopulation, small subpopulations separated by geographic barriers, but that maintain contact between themselves. The individuals need to migrate from one place to another in order to guarantee the genetic flow and keep a viable and healthy population (Carvalho Junior *et al.*, 2004, Carvalho Junior, 2007; Carvalho Junior *et al.*, 2010).

According to Köppen classification, the climate is defined as humid mesothermal, with rains distributed throughout the year. Total annual precipitation is 128.5 mm, with a minimum of 78 mm in June and a maximum of 189 mm in February. Monthly average temperature is 20.50 (+/-3.09)°C, a minimum of 16.4°C in July, and a 24.6°C maximum during February (Wrege *et al.*, 2012). The water temperature rang-

es from 15°C in June to 30°C during January, with a monthly average of 19.2 (+/-2.06)°C (Simonassi et al. 2010). Average annual insolation is 14.65 (+/-3.51) MJ/m²/day (Wrege *et al.*, 2012).

The crystalline complex that border the Peri Lake is waterproof material that promotes rapid drainage of water into the lagoon. As a consequence, the geomorphological compartments present in the area are represented by rocky shores, sand dunes and small wetlands, influenced by creeks and streams. On the west side of the basin, the streams have a strong longitudinal profile in fairly steep slopes. This slope results in occurrences of several waterfalls and rapids. In lower areas, where

the waters run through the plains, they form meanders and the small wetlands (Carvalho Junior, 2016).

The streams in the watershed depend on rainfall. The majority are considered intermittent, disappearing in the absence of rains. However, regular rainfall distributed throughout the year, guarantee the supply of these sources. These watercourses have two maximums, spring and late summer, and two minima in early summer and fall. The drainage system of the lake occupies an area of 20 km². This area is equivalent to 4.66% of the territory of the Santa Catarina Island, representing one of the most important ecological features in the south of the Island (Carvalho Junior, 2016; Oliveira, 2002; Santos *et al.*, 1989).

Ecosystems within the Atlantic Rain Forest, such as the Peri Lake, are known by the high biodiversity. The area is home to numerous species (Table 1), however, indices of richness, such as Shannon and Simpson formulae, have not yet been employed to define local species diversity. We can find in the Peri Lake 19 species of amphibians (Laudares Silva, 1999), 7 species of phytoplankton (Assis, 2012), 18 species of zooplankton (Figueiredo & Giani, 2009), 17 species of butterflies (Nemar, 1999), 244 species of birds, 7 species of fish (Carvalho Junior, 1990), 3 species of crustacean (Figueiredo & Giani), and 13 species of mammals (Silva, 2008; Carvalho Junior, 2007; Graipel *et al.*, 2006).

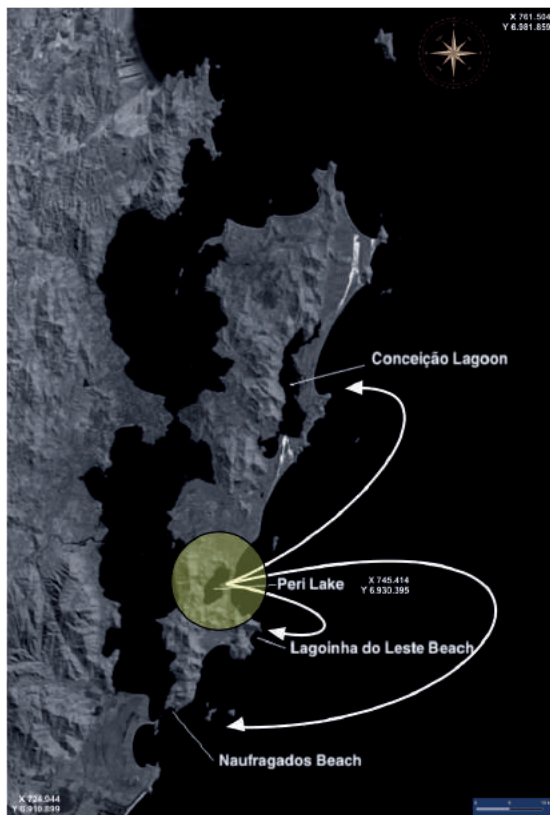


Figure 2. Connectivity of the Peri Lake with the surrounding areas. Arrows show the ecological connectivity of the Peri Lake, related to the distribution of *Lontra longicaudis*, with the other study areas (Conceição Lagoon, Lagoinha do Leste Beach, and Naufragados Beach). Source: Modified from CBERS Satellite raw (INPE 2011).

Table 1. Number of species in Peri Lake System. Due to the lack of inventories in the area this number is probably underestimated.

Group	# Species
Plants	80
Invertebrates	53
Reptiles	6
Birds	244
Fish	7
Amphibians	19
Mammals	13
Total	422

3. Methods

First, a system diagram is constructed to organize the thinking and relationships between components and pathways of exchange and resource flow (Brown & Campbell, 2007). It is an overview of the system, combining different sources of information and organizing the efforts. The second step is to construct the emergy synthesis tables of flows directly from the diagrams (Odum 1983). It accounts for the annual flows of material, energy, and information that support the system.

Finally, emergy indices are calculated in order to summarize and relate emergy flows of the economy with those of the environment (Odum, 1976). Quantities of stored emergy of environmental resources are calculated from the sum of the emergy of all inputs multiplied by the time it takes to accumulate the storage. The required time is estimated from the literature. To calculate the emergy of economic storages, all inputs of energy, materials and labor to produce them are summed (Odum, 1996).

The objective is to be able to predict the economic and environmental viability of the project. For the evaluation of renewable inputs to the Peri Lake System, solar energy, rainfall, runoff, and wind were used. For economic inputs, the most recent data available from the Ekko Brazil Institute sources were applied.

These were sponsor, ecovolunteer, fuel, electricity, and labor. This work is based on data acquired from 2002 to 2017.

Transformities and specific emergies are calculated for biodiversity and services. They are calculated by first quantifying all the emergy used in making the product or service and dividing by the energy of the product or service. The units can be in sej/J if the product is divided by the energy or sej/g if the emergy of the product is divided by the mass. Emdollar is a measure of the money circulating in the economy as a result of the emergy flow. The emdollar is obtained by dividing the total emergy driving the economy by the economy's Gross Domestic Product (GDP). The Peri Lake System services are based on the emergy evaluation, expressed as emergy and converted to emdollars in order to compare with economic values. Economic values such as water and electricity were obtained directly from the related companies. Fish harvest, recreation and information produced were obtained from the Ekko Brazil Institute Data Set.

Figure 2 was modified from CBERS Satellite raw (INPE 2011) using GVSig and Intaglio 3.9.5 (Purgatory Design) softwares. Figure 3 was drawn using Intaglio 3.9.5 (Purgatory Design) softwares.

3. Results

The productive work includes all facilities of the Otter Project: the research and laboratory building, the visitation center, the otter shop, the otter buildings (Animal Refuge-Scientific Breeding and Conservation), the social mobilization nucleus building, office equipment, research equipment, the hostel (ecovolunteer and researcher accommodation), cars, knowledge (information published), and the Ecovolunteer Program (Figure 3). The sustainability of the Otter Project and

of the Ekko Brazil Institute depends on the growth of the assets. If the storages of assets become larger, it can be used to obtain new energies.

The flow of money is a countercurrent (dashed line) to the flow of work as it is exchanged by goods and services. Therefore, it represents the flow of energy that money releases. The sources of energy that circulate the money are the sponsor, the ecovolunteers, and the labor. Other sources of money to the project include

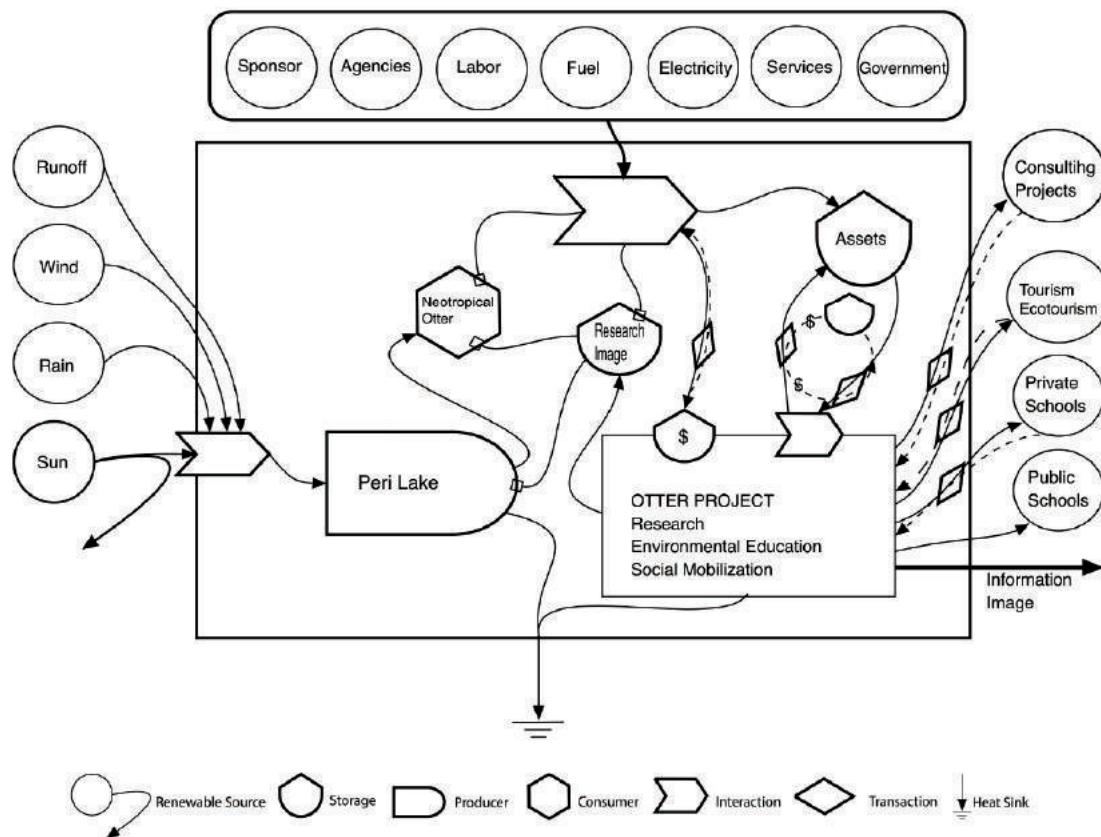


Figure 3. Energy-flow model for Peri Lake System, showing main driving energies, components, pathways of energy, material and information flows, and exports, taking into consideration the Neotropical otter and the Otter Project. Source: author.

consulting projects, tourists (visitors), and private schools.

Table 2 exhibits the emergy evaluation for the Peri Lake Ecosystem as it is exhibited in figure 3. The flows of energy, material and money that cross the Peri Lake system are listed as line items. Each is multiplied by its Emergy Intensity (EI) to convert all flows into emergy. In the last column emergy flows are converted to emdollars. The Table is divided into five major categories: Renewable Resources, Imports/Purchased Inputs, Economic Payments Received, Exports, and Economic Payments made by the Institution to outside parties.

Renewable resources are annual inflows that result from overall global processes such as sunlight, rain,

runoff, wind. These annual inflows are responsible for driving the global and economic processes within the system and, at the same time, for maintaining the environmental integrity of it.

Imported resources are sponsors, fuel, ecovolunteer agencies, services, labor, electricity, and government. These represent purchased energy, material, labor and the inflow of ecovolunteers. Economic payments received are the flows of money received from visitors, ecovolunteers, and sponsors. Export is basically information produced and exported from the researches developed by the Ekko Brazil Institute through the Otter Project at the Peri Lake System. Finally, economic payments made represent monetary payments

Table 2. Energy in natural and economic capital of Peri Lake system. Data is organized and calculated using Numbers 5.2. Notes detailing the calculations are shown in Appendix 1.

Note	Item	Units	Quantity	Energy Inten- sity (sej/unit)	Solar Energy sej/yr	Solar Energy xE18	EmDollars
Renewable Resources							
1	Solar	J	1.15E+20	1.00E+00	1.15E+20	115.00	33,691,377.03
2	Rain	J	1.30E+14	2.79E+04	3.61E+18	3.61	1,061,192.70
3	Wind	J	3.02E+13	1.50E+03	4.54E+16	0.05	13,339.87
4	Runoff	J	5.20E+13	6.31E+04	3.28E+18	3.28	964,309.05
Imports/Purchased Inputs							
5	Fuel	J	1.01E+03	1.11E+05	1.13E+08	0.00	0.00
6	Ecovolunteer	hours.yr-1	1.50E+10	1.50E+07	2.25E+17	0.22	66,114.80
7	Labor	hours.yr-1	5.81E+09	1.50E+07	8.72E+16	0.09	25,643.65
8	Electricity	J	2.54E+08	2.92E+05	7.41E+13	0.00	21.79
9	Food for otters	\$	1.28E+04	1.68E+07	2.14E+11	0.00	0.06
Economic Payments Received							
10	Payment from visitors	\$	1.11E+03	1.90E+12	2.11E+15	0.00	621.60
11	Payment from ecovolunteers	\$	6.78E+04	1.90E+12	1.29E+17	0.13	37,893.04
12	Sponsors	\$	5.58E+05	1.90E+12	1.06E+18	1.06	312,009.04
13	Otter Shop	\$	3.37E+03	1.90E+12	6.40E+15	0.01	1,884.91
Exports							
14	Information (research)	hrs	2.50E+03	2.35E+14	4.81E+17	0.48	141,552.94
15	Surface water (drinking)	J	5.19E+11	8.10E+04	4.21E+16	0.04	12,371.39
16	Fish harvest	J	4.06E+11	1.68E+07	6.82E+18	6.82	2,006,512.94
Economic Payments Made							
17	Payments for labor (2014)	\$	1.58E+05	2.40E+12	3.78E+17	0.38	111,269.92
18	Payments for services	\$	9.12E+04	2.40E+12	2.19E+17	0.22	64,363.41
19	Payment for government	\$	3.73E+04	2.40E+12	8.96E+16	0.09	26,340.47

made by the Ekko Brazil Institute within the system to outside parties that include labor, services, and government taxes.

Overall, the number of ecovolunteers has increased through the years, with the support of international agencies such as *Cybèlle Planète* and *Secret Planet* in France, *Frontier* in the United Kingdom, *ie3Global* in the United States, *Volunteer World* in Germany, *Eco-journey* and *Intern Brazil* in Brazil. It has been a great support for the maintenance, equilibrium and self-sustainability of the Otter Project and the Ekko Brazil Institute (Figure 4).

From payments received and made, it is possible to observe that there is a great dominance of the financial inflow from the sponsors with an annual average of $\text{cm}\$312,000.00$ (Figure 5). This influence is reflected in the total amounts received and paid. The total inflow from ecovolunteers and sponsors account for $\text{cm}\$349,902.00$ while the economic payments made are $\text{cm}\$201,975.00$. However, the sponsor input usually lasts only 1-2 years, while the ecovolunteers income are within the value chain of the institution, regularly distributed through years.

From the payments made, the highest one is for labor with $\text{cm}\$111$ thousand, followed by services

($\text{cm}\$64,364.00$) and then government ($\text{cm}\$26,340.47$). Payment for labor represents a major expense to the Otter Project representing 16% of the total, followed by payment for services (9%) and payment to the government (4%).

The assets of the Peri Lake System are organized in environmental (natural capital) and economic assets. Table 3 summarizes the emdollar values for the assets related to the Peri Lake system and to the Otter Project. In addition to the largest value of biodiversity ($\text{cm}\$354$ billion), shrub and herb biomass were valued $\text{cm}\$14$ billion while the tree biomass at $\text{cm}\$6$ billion. These were followed by soil organic matter with $\text{cm}\$272$ million, land area with $\text{cm}\$618$ thousand and surface water with $\text{cm}\$12$ thousand. In all, environmental assets respond to about $\text{cm}\$374$ billion.

Considering the facilities of the Otter Project in the Peri Lake System, the economic assets account for $\$30$ thousand dollars. It is dominated by the Visitation Center (23%), followed by the Machinery and Tools (22%), the Hostel (20%) and Office Equipment (16%) (Figure 6). These are support to the sustainability of the Otter Project based on the visitors and ecovolunteers, directly related to the Visitation Center and Hostel.

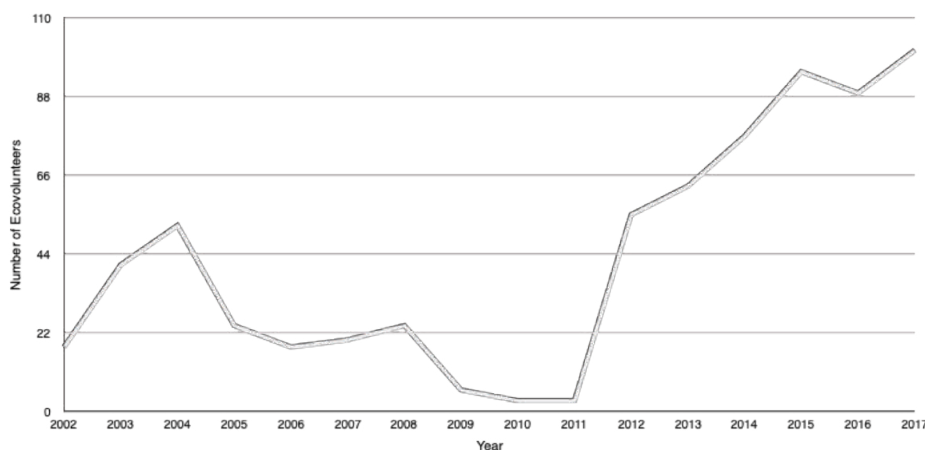


Figure 4. Number of ecovolunteers to the Otter Project from 2002 through 2017. Source: Author.

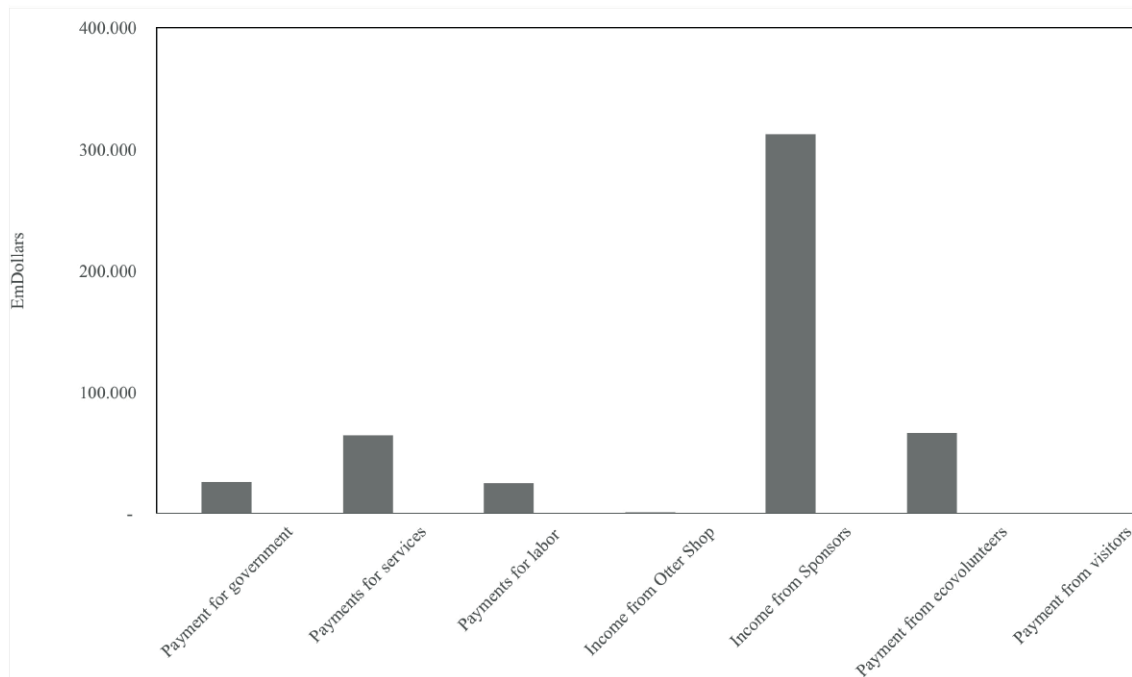


Figure 5. Payments made, payments received (income) in the Otter Project. Source: Author.

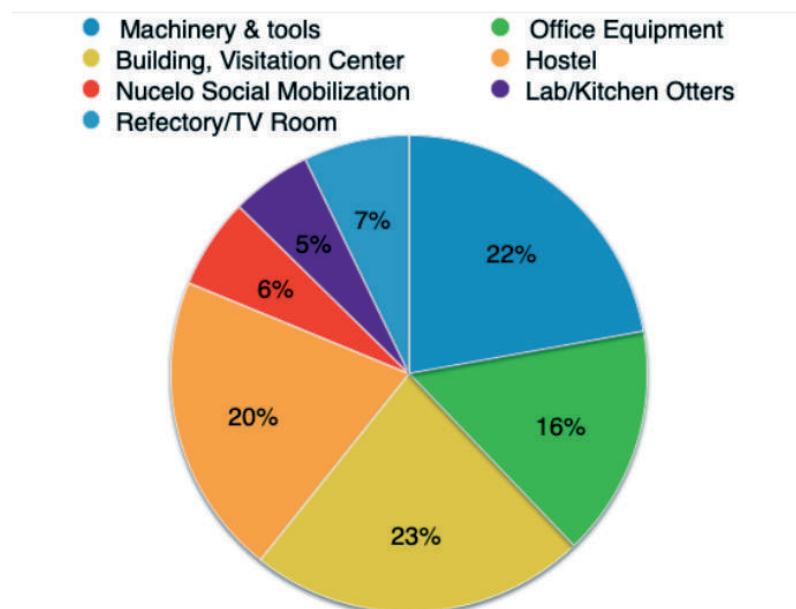


Figure 6. Assets of the River Otter Project. Source: Author.

Table 3. Environmental and economic assets of Peri Lake System. Notes detailing the calculations are shown in Appendix 2.

Note	Item	Units	Quantity	UEV	Emergy	Em\$/yr
Environmental Assets						
1	Tree Biomass	J	5.37E+17	3.62E+04	1.94E+22	5,717,470,588.24
2	Shrub/Herb Biomass	J	4.90E+18	9.79E+03	4.80E+22	14,109,117,647.06
3	Land Area	ha	2000	1.05E+15	2.10E+18	617,647.06
4	Soil OM	J	7.46E+16	1.24E+04	9.25E+20	272,050,602.35
5	Surface Water	J	5.19E+11	8.10E+04	4.20E+16	12,364.41
6	Biodiversity	# of spp	4.22E+02	2.85E+21	1.20E+24	353,735,294,117.65
7	Neotropical otter					7,679,353.55
	Total Environmental Assets				1.27E+24	373,842,242,320.32
Economic Assets						
8	Machinery & tools	g	2.00E+06	1.13E+10	2.26E+16	6,647.06
9	Office Equipment	g	1.42E+06	1.13E+10	1.60E+16	4,719.41
10	Building, Visitation Center	g	5.99E+06	3.90E+09	2.34E+16	6,870.88
11	Hostel	g	5.36E+06	3.90E+09	2.09E+16	6,148.24
12	Nucelo Social Mobilization	g	1.61E+06	3.90E+09	6.28E+15	1,846.76
13	Lab/Kitchen Otters	g	1.43E+06	3.90E+09	5.58E+15	1,640.29
14	Refectory/TV Room	g	1.88E+06	3.90E+09	7.33E+15	2,156.47
	Total Economic Assets				1.02E+17	30,029.11

4. Discussion

The economy of Santa Catarina Island depends heavily on tourism. Nevertheless, there is no clear policy for the sector. The concern with the urban development of the island and the resulting environmental impacts are reflected in the definition of a large number of protected areas, which already reaches more than 20% of the total area of the island. The intensity with which natural resources are used in tourism is also unknown.

The use of quantitative methods for assessing natural capital is especially important when it comes to protected areas. The objective is to evaluate the efficiency of conservation measures imposed on civil society,

facilitating the understanding of ecological services in the socio-economic context (Vassallo *et al.*, 2017). Franzese *et al.* (2017), argues that marine protected areas can be exploited economically, from a biophysical perspective based on the costs of environmental accounting to the generation of stocks of natural capital and ecosystem services.

In the Peri Lake system, the annual renewable resources are dominated by sunlight (€\$33.7 million), rain (€\$1.1 million), inflow of runoff (€\$964 thousand), followed by wind (€\$13.3 thousand). Sunlight accounts for about 94% of the total renewable re-

sources imported to the system, followed by rain and runoff (3%). Wind accounts for less than 1% of the total. The most significant non-renewable resources are the inflow from ecovolunteer and labor, dominated by the influx of ecovolunteers with ^{em}\$66,114.18 and ^{em}\$25,643.65 to the labor. While payment from ecovolunteers represents 11%, payment from sponsors responds to 89% of the total.

The Ecovolunteer Program, in this sense, is of greater importance, since it is part of the Institution's value chain, as a business plan. The Otter Shop is less than 1% of the total received. On the other hand, the exported information, that represents scientific papers, books, technical reports and data set generated by the Project in the study area, responds to ^{em}\$142 thousand, the highest feedback value to the sponsors payment. Within the Peri Lake System, the presence of the Neotropical otter is determinative, which result in a large input of grants from sponsors, driving most of the research and, as a consequence the exports as information.

Most ecovolunteers represent individuals with university degrees and/or important experience in their area of expertise. In the case of an NGO, the dedicated hours of work are maximized due to the motivation in participating in a cause. The cause is the conservation of the Neotropical otter in the wild, and the rescue and recovery of orphans and adults in captivity. The *Lontra longicaudis* is as a flag species in social mobilization campaigns to promote conservation and good practices applied in the management of biodiversity and aquatic ecosystems.

The assets in the figure 3 represents an important connection between the financial inputs and the research, social mobilization and environmental education, the Ecovolunteer Program and the sponsor. Biodiversity represents the largest of the environmental assets accounting to 95% of the total. In this particular case, biodiversity represents the flow of information

within the system, not to be confounded with tree, shrub biomass and fish harvest.

When evaluating tourism, it is necessary to take into account the environmental resources and services that are consumed and give support to the tourist (Brown and Ulgiati 2001). In fact, it can be said that when the majority of the emergy consumed by tourism in the coastal zone depends on external sources, this cannot be sustainable (Vassallo et al., 2009). In terms of emergy, the study area is dominated by its renewable emergy sources and by exports (information).

Surprisingly, drinking water extracted from the Peri Lake System accounts for only 1% of total exports while information represents 4%. The fish harvest represents 95% of the total exported. These numbers are not in line with the local policy of the system as it is based in a single use (water extraction). These results show that the local government strategy, focused in the water extraction is not a good one. Tourism conservation based on natural assets, for example, could be much more attractive, as it is the case for the Ekko Brazil Institute Ecovolunteer Program. For the Ekko Brazil Institute, the Neotropical otters are a flagship for research and social mobilization.

The use of natural resources and the role of protected areas in relation to public policies is discussed within the Brazilian government by the Nucleus of Studies and Research of the Senate. The study analyzes economic values of ecosystem goods and services, including biodiversity, with the objective of incorporating them into the decision-making process in public policies. The Brazilian legal framework points to the rational use of these resources, instead of maintaining a pristine nature. Protected areas in Brazil are recognized by the precarious functioning and inefficiency of their economic use for development (Fraxe Neto, 2012).

Creation of jobs, strengthening of local commerce, and appreciation of local culture are some examples

that conservation tourism can provide. In addition, due to the research project, the society receives more information and knowledge, helping in the management of the area and contributing to public policies, therefore, promoting sustainable development. However, it has to be considered how much emergy is used for tourism.

A place that has a high budget for tourism shows a high dependence on the income obtained from tourism (Vassallo *et al.*, 2009). In this regard, the role of biodiversity in sustainability and ecologic services is usually ignored or barely incorporated into the discussion. In general, studies on the function of biodiversity often examine communities whose structures differ from those that provide services in real landscapes (Kremen, 2005). Examples of such services are the aesthetic and cultural values provided by populations, species, communities and ecosystems. Costanza *et al.* (1997) presents an estimate of the monetary value of goods and services provided by the Earth's ecosystems provided by 16 biomes and found the underestimated value of \$ 16 trillion to \$ 54 trillion per year, averaging \$ 33 trillion.

On the other hand, the difficulty in using the concept of "sustainability" in economic and social development is the result of the use of different indicators (Liu *et al.*, 2017). An example of an indicator is what measures changes in the size of wild populations to indicate trends in the overall state of global biodiversity (WWF, 2012). Trends within a given population show only what is happening to a species within a particular area, such as the *Lutra lutra*, whose population in Denmark, recovered after improvements in water quality and water exploration after 1984 (Normander *et al.*, 2009).

Biodiversity clearly dominates the environmental assets of the Peri Lake System. It is followed by shrub/herb biomass and tree biomass. Of particular interest is the Neotropical otter. It is treated separately, but if it is included within the environmental assets it would

account to \$7.7 billion, more than 90% of total assets. Tree biomass, shrub/herb biomass, and biodiversity are different manifestations of the same resources. Biodiversity represents the information of the ecosystem reflected in the diversity of species present.

Ecosystem services come from environmental assets. The total environmental assets of the Peri Lake System, including the Neotropical otter, is about ^{em}\$373 billion while the economic assets account for ^{em}\$30 thousand. This difference in part reflects the influence of the Neotropical otter as a flagship and the impact of this on the Ecovolunteer Program of the Ekko Brazil Institute.

The Peri Lake System provides an array of ecosystem services. The largest service is fish harvest that accounts for ^{em}\$2 million. It is followed by organized recreation from Ecovolunteer Program of the Otter Project (^{em}\$211 thousand), clean air (^{em}\$179 thousand), information produced (^{em}\$142 thousand) and water supply (^{em}\$43 thousand). Despite what the numbers show, the local government strategy is based only on water extraction by a state governmental company. However, the local government and the Park itself, do not have any feedback or financial return from this service.

The use of emergy accounting to evaluate the Peri Lake System represents an alternative approach to valuing flows of energy, services and assets that are not taken into account by the conventional economy. In general, the monetary values and emergy values were not aligned. The emdollar of fish harvest is 7 thousand times larger than the economic value. On the other side, the economic value of water supply is about 23 times larger than the emdollar value. The exception is the information produced that is quite similar between emdollar (^{em}\$142 thousand) and economic value (\$150 thousand). Even considering the uncertainty of the estimated sources and parameters, the large orders of magnitudes, reveal the importance of the resources within the Peri Lake system.

Understanding the interactions between biodiversity, ecosystem services and people is fundamental for the sustainable development with social benefits (Millennium Ecosystem Assessment 2005a b c, Stern 2006, TEEB 2010). Conservation actions such as the implementation of protected areas should encour-

age the sustainable use and responsible management of resources within these areas, improving ecological connectivity between ecosystems. This ensures that we keep the health of the ecosystem services while promoting social and economic benefits.

5. Acknowledgment

This work could not have been realized without the support of the Institute Ekko Brazil and the Petrobras Social Environmental Program. Very grateful to So-

phia and Paul Austin, former ecovolunteers at the Otter Project, who kindly corrected the English version of the text.

6. References

- Assis AA. 2012. Interações entre anfíbios anuros e mosquitos hematófagos do gênero *Corethrella* (Diptera: Corethrellidae) no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis - SC. [dissertation]. [Florianópolis (SC)]: Universidade Federal de Santa Catarina.
- Brown MT, Ulgiati S. 2001. Emergy Measures of Carrying Capacity to Evaluate Economic Investments. *A Journal of Interdisciplinary Studies*, 22(5):471-501.
- Brown MT, Campbell E. 2007. Evaluation of natural capital and environmental services for the US National Forest System using emergy synthesis. Center for Environmental Policy (FL): University of Florida.
- Carvalho Junior O. 2007. No Rastro da Lontra Brasileira. Florianópolis (SC): Ed. Bernuncia.
- Costanza R, d'Arge R, Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Nahem S, O'Neill RV, Paruelo J, et al. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387:253-260.
- Figueiredo CC, Giani A. 2009. Phytoplankton community in the tropical lake of Lagoa Santa (Brazil): Conditions favoring a persistent bloom of *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Limnologia*, 39: 264-272.
- Fortkamp B. 2011. Geoprocessamento Corporativo - Prefeitura Municipal de Florianópolis, disponível em http://geo.pmf.sc.gov.br/geo_fpolis/index3.php; 19 January 2019.
- Franzese PP, Buonocore E, Donnarumma L, Russo GF. Natural capital accounting in marine protected areas: The case of the Islands of Ventotene and S. Stefano (Central Italy). *Ecological Modelling*, 360:290-299.
- Graipel ME, Cherem JJ, Monteiro-Filho ELA, Glock L. 2006. Population dynamics of marsupials and rodents in Parque Municipal da Lagoa do Peri, Santa Catarina Island, southern Brazil. *Mastozoología Neotropical*, 13(1):3- 49.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e estatística. 1985. Censo Econômico. [online] Disponível na internet via WWW URL: <http://www.ibge.gov.br/home>.
- IPUF. 2010. Atlas de Florianópolis. Florianópolis (SC): IPUF.
- Kremen C. 2005. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecology Letters*, 8:468-479.
- Laudares-Silva R. 1999. Aspectos limnológicos, variabilidade espacial e temporal na estrutura da comunidade fitoplanctônica da Lagoa do Peri, Santa Catarina, Brasil [dissertation]. [São Carlos (SP)]: Universidade Federal de São Carlos.
- Liu G, Brown MT, Casazza M. 2017. Enhancing the Sustainability Narrative through a Deeper Understanding of Sustainable Development Indicators. *Sustainability*. 9: 1078.

- Martins L, Marenzi RC, Lima A. 2015. Levantamento e representatividade das Unidades de Conservação instituídas no Estado de Santa Catarina, Brasil. *Desenvolv. Meio Ambiente.*, 33:241-259.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005a. Ecosystems and human well-being: Biodiversity synthesis: Millennium Ecosystem Assessment, World Resources Institute, Washington, DC., USA.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005b. Ecosystems and human well-being: Synthesis. World Resources Institute, Press, I., Washington, DC, USA.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005c. Ecosystems and human well-being: Wetlands and water synthesis. World Resources Institute, Washington, DC., USA.
- Nemar. 1999. Diagnóstico ambiental visando um programa de monitoramento da Lagoa do Peri, Ilha de Santa Catarina, SC. Florianópolis (SC): Universidade Federal de Santa Catarina.
- Normander, B., Gregor Levin, G., Auvinen, A., Bratli, H., Stabbeborg, O., Hedblom, M., Glimskär, A. and Gudmundsson, G.A. 2009. State of biodiversity in the Nordic countries: An assessment of progress towards achieving the target of halting biodiversity loss by 2010. Copenhagen, Denmark.
- Odum HT. 1983. Systems Ecology: An Introduction. New York (CA): John Wiley.
- Odum HT. 1996. Environmental accounting: Emergy and environmental decision making. New York (CA): John Wiley.
- Odum HT, Odum EC. 1976. Energy Basis for Man and Nature. New York (CA): McGraw-Hill.
- Oliveira JS. Análise sedimentar em zonas costeiras: subsídio ao diagnóstico ambiental da Lagoa do Peri - Ilha de Santa Catarina-SV, Brasil [dissertation]. [Florianópolis (SC)]: Universidade Federal de Santa Catarina).
- Santa Catarina. 1986. Atlas de Santa Catarina. Rio de Janeiro (RJ): Aerofoto Cruzeiro.
- Santos GF, Silva JTN, Mendonça M, Veado, RW. 1989. Análise ambiental da Lagoa do Peri. *Geosul.* (8):101-123.
- Santur. 2017. Programa de Promoção do Turismo Catarinense-Ação: Estudos e Pesquisas de Turismo, Estudo da Demanda Turística. Florianópolis (SC): Santur.
- Silva GC. 2008. Diversidade de borboletas Nymphalidae na Mata Atlântica do Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC. [dissertation]. [Florianópolis (SC)]: Universidade Federal de Santa Catarina.
- Simonassi JC, Hennemann MC, Talgatti D, Marques Jr AN. 2010. Nutrient variations and coastal water quality of Santa Catarina Island, Brazil. *Biotemas*, 23(1):211-223.
- Stern N. 2006. Stern Review on The Economics of Climate Change. London (UK): HM Treasury.
- TEEB. 2010. The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB. European Commission, Brussels, Belgium.
- Vassalo P, Paoli C, Buonocore E, Franzese PP, Russo GF, Povero P. 2017. Assessing the value of natural capital in marine protected areas: A biophysical and trophodynamic environmental accounting model. *Ecological Modelling*, 355:12-17.
- Vassallo P, Paoli C, Tilley, DR, Fabiano M. 2009. Energy and resource basis of an Italian coastal resort region integrated using emergy synthesis. *Journal of Environmental Management*, 91(1):277-289.
- Wrege MS, Steinmetz S, Reisser Júnior C, Almeida IR, Garrastazu MC, Herter FG, Caramori PH, Matzenauer R, Radin B, Braga HJ, et al. 2012. Atlas climático da região Sul do Brasil: estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul. Brasília (DF): Embrapa.
- WWF. Living Planet Report 2012—Biodiversity, Biocapacity and Better Choices. 2012. Available online: http://awsassets.wwfpl.panda.org/downloads/lpr_2012_as_printed.pdf (accessed on 20 August 2012).

7. Appendix 1

- 1 Sunlight

Annual energy = (Avg. Total Annual Insolation J/yr)(Area)(1-albedo)
 Insolation, J/m²/yr = 6.66E+12
 Insolation, J/m²/yr = 5.30E+09
 Area, m² = 2.00E+07
 Albido = 0.14
 Annual energy, J = 1.15E+20
- 2 Rain

Annual energy = (in/yr)(Area)(0.0254 m/in)(1E6g/m³)(4.94J/g)(1 - runoff)
 (area, m²)*(%runoff, m)*(avg elevation, m)*(density, kg/m³)*(gravity, m/s²)
 Rain (in/yr)= 60.71
 Rainfall, m/yr= 1.54
 Area (m²)= 20,000,000
 Runoff (%)= 0.17
 Runoff (%)= 2.00
 Runoff (%)= 3.20
 Runoff coefficient= 0.07
 avg elevation, m= 330.50
 density, kg/m³= 1.00E+03
 gravity, m/s²= 9.80
 Annual energy = 1.30E+14
 Transformity, sej/J= 2.79E+04
- 3 Wind

Area, m² = 2.00E+07
 Density of Air, kg.m⁻³ = 1.30E+00
 Avg. annual wind velocity, mps = 5.00E+00
 Geostrophic wind, mps = 8.33E+00
 Drag Coeff. = 1.00E-03
 Energy, J = (area)(air density)(drag coefficient)(velocity³)
 = (m²)(1.3 kg/m³)(1.00 E-3)(___mps)(3.14 E7 s/yr)
 Energy, J = 3.01E+13
 Transformity, sej/J= 1.50E+03
- 4 Runoff, J

Runoff=(Volume,m³)(4.82J/g)(1E6g/m³)
 Rainfall, m/yr= 1.54
 Area, m² = 20,000,000
 Volume total, m³= 3.08E+07
 Volume runoff, m³=1.08E+07
 4.82E+00
 1.00E+06
 Energy/yr= 5.20E+13
 Transformity, sej/J= 6.31E+04
- 5 Fuel
 (litros * 0,35 J/l)
 Energy J/l= 3.50E-01
 Litros (2014)= 2900.00
 Litros, R\$= 2900.00
 Litros, \$= 906.25
 Annual energy, J= 1.01E+03
 Emergy per unit input= 1.11E+05

- 6 Ecovolunteer
 total energy expenditure= $\text{kcal/hr} \times \text{hrs} \times 4186 \text{J/Kcal}$
 (total hrs/yr)*(2500 kcal/day)*(4186J/Cal) / (8 pers- hrs/day)
 Total hours= 3.44×10^4
 Conversão= 4.19×10^3
 hrs/day= 2.40×10^1
 kcal/day= 2.50×10^3
 annual energy, J= 1.50×10^{10}
 Transformity= 1.50×10^7
 Emergy per unit input (sej/J) = 4.45×10^6
- 7 Labor
 Total hours= 3.11×10^4
 Conversão= 4.19×10^3
 hrs/day 5.60×10^1
 kcal/day= 2.50×10^3
 annual energy, J= 5.81×10^9
 Transformity= 1.50×10^7
 Emergy per unit input (sej/J) = 4.45×10^6
- 8 Electricity, J
 Annual energy= $\text{KWh} \times 3.6 \times 10^6 \text{J/KWh}$
 Conversion= 3.60×10^6
 KWh = 7.05×10^1
 Annual energy = 2.54×10^8
 Transformity= 2.92×10^5
- 9 Food for otters
 Total spent= 1.28×10^4
 Unit Emergy Value, sej/\$= 1.90×10^{12}
- 10 Payment from visitors
 Unit Emergy Value, sej/\$= 1.90×10^{12}
 Total payment= 1.11×10^3
- 11 Payment from ecovolunteers
 Total received= 6.78×10^4
 Unit Emergy Value, sej/\$= 1.90×10^{12}
- 12 Payment from sponsors
 Total received= 5.58×10^5
 Unit Emergy Value, sej/\$= 1.90×10^{12}
- 13 Payment from the Otter Shop (2015)
 Total received (dollar)= 3.37×10^3
- 14 Information (research)
 working days 2014= 2.56×10^2
 working research days= 1.28×10^2
 working hours full= 2.05×10^3
 working hours= 1.02×10^3
 Transformity= 2.35×10^{14}
 Total sej of research= 2.40×10^{17}
- 15 Surface water drinking
 energy= $\text{volume} \times \text{density} \times \text{Gibbs Free energy of water}$
 Price (R\$/10m3)= 3.00×10^1
 Price (US\$/10m3)= 8.57×10^0
 Volume of water (m3/yr)= 1.05×10^5
 Volume of water (US\$)= 9.01×10^4
 density of water, kg/m³= 1.00×10^3

		Gibbs Free energy of water, J/kg= 4.94E+03
		energy, J= 5.19E+11
		Transformity, sej/J= 8.10E+04
16	Fish Harvest	
		Fish caught, Kg= 400.00
		Fish caught, g= 400,000.00
		avg. mass, g/fish= 270.00
		% dry weight, 20% 0.20
		energy content, J/g=1.88E+04
		energy fish caught, J= 4.06E+11
		Transformity, sej/J= 1.68E+07
17	Labor	
		Total (2014), \$/yr= 1.58E+05
		Emergy per unit input, sej/\$ =2.40E+12
		Annual emergy= (\$/yr)*(sej/\$)
18	Payment for services (2014)	
		Total (2014), \$/yr= 9.12E+04
		Emergy per unit input, sej/\$ =2.40E+12
		Annual emergy= (\$/yr)*(sej/\$)
		Annual emergy= 2.19E+17
19	Payment for government	
		Total (2014), \$/yr= 3.73E+04
		Emergy per unit input, sej/\$ =2.40E+12
		Annual emergy= (\$/yr)*(sej/\$)
		Annual emergy= 8.96E+16

8. Appendix II

- 1 Tree Biomass, g/m³
Tree Biomass, Kg/m³
Altura, m= 20
Area de árvores, km²= 57
Area de árvores, km³= 1.14
Area de árvores, m²= 57000000
Area de Árvore, m³= 1.14E+09
Peso kg/m³ 25.00
Peso total, kg/m³ 2.85E+10
mass, g dry weight= 2.85E+13
Kcal/g tree biomass= 4.50E+00
J/kcal= 4.19E+03
energy, J= 5.37E+17
Transformity, sej/J 3.62E+04
- 2 Shrub/Herb Biomass
Area, km²= 13
Area, km³= 52
Area, m³= 5.20E+10
Peso Kg/m³, dry weight 5
Peso total Kg/m³, dry weight 2.60E+11
mass, g dry weight 2.60E+14
energy, J= 4.90E+18
Transformity, sej/J 9.79E+03
- 3 Land Area
Area, ha= 2.00E+03
Transformity, sej/J= 1.05E+15
- 4 Soil OM, J
volume, m³= 3.00E+06
Bulk density, kg/m³= 1.10E+03
g/kg= 1.00E+03
mass OM= 3.30E+12
kcal/g of OM= 5.40E+00
j/kcal= 4.19E+03
Energy, J= 7.46E+16
Transformity, sej/J 1.24E+04
- 5 Surface water
volume, m³/yr= 1.05E+05
density water, kg/m³= 1000
Gibbs Free energy of water, J/kg= 494
Energy, J= 5.19E+10
Transformity, sej/J 3.02E+05
- 6 Biodiversity
of spp= 4.22E+02
Transformity, sej/J=2.85E+21

- 7 Neotropical Otter
 Emergy in critical sp = (1#endangered species LP * 4,71 %LP area to the island) * 4,74E24 emergy per species (sej/species)
 # Endangered species (n.) in LP= 1
 LP area (km2)= 20
 %LP area to the island= 4.710000
 %Viable population area to the otter distribution area estimated= 0.005330
 Viable population are (Home Range) (Km²) estimated= 600.00
 Neotropical otter area distribution (Km²)= 11,257,191.66
 emergy per species (sej/species)= 5.54E+18
 National Emergy Money Ratio (EMR) sej/\$ (Total emergy Used/GDP)= 3.40E+12
 average value for turnover time of species (Weir, 2007) (million yrs)= 3E+06
 median estimate for total number of species (million)= 1.00E+07
- 8 Machinery, Equipment
 # vehicles= 4
 avg. mass, g/vehicle= 2001500
 avg vehicle lifespan, yrs= 2.00E+01
 use per yr= 4.00E+05
 Transformity, sej/J 1.13E+10
- 9 Office & Equipment
 mass, lbs= 3124
 g/lb= 4.54E+02
 energy of office & equipment, g= 1.42E+06
 Transformity, sej/g= 1.13E+10
- 10 Buildings, Visitation Center
 units per m², g/m²= 2.98E+04
 area, m²= 201
 building mass, g= 5.99E+06
 Transformity, sej/g= 3.90E+09
- 11 Buildings, Hostel
 units per m², g/m²= 2.98E+04
 area, m²= 180
 building mass, g= 5.36E+06
 Transformity, sej/g= 3.90E+09
- 12 Nucleo, Social Mobilization
 units per m², g/m²= 2.98E+04
 area, m²= 54
 building mass, g= 1.61E+06
 Transformity, sej/g= 3.90E+09
- 13 Lab/Kitchen Otters
 units per m², g/m²= 2.98E+04
 area, m²= 48
 building mass, g= 1.43E+06
 Transformity, sej/g= 3.90E+09
- 14 Refectory/TV Room
 units per m², g/m²= 2.98E+04
 area, m²= 63
 building mass, g= 1.88E+06
 Transformity, sej/g= 3.90E+09

Risco e Capacidade de Enfrentamento no Contexto Transfronteiriço Brasil-Uruguaí: Análise Espaço-Temporal Comparada da Vulnerabilidade nos Balneários Aguas Dulces e Hermenegildo

Gabriel Santos da Mota^{1*}, Simone Emiko Sato²

*e-mail: motags@gmail.com

¹Mestre em Geografia pela Universidade Federal do Rio Grande,

²Pesquisadora do Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal do Rio Grande, s.e.sato@furg.br

Keywords: Coastal erosion, disaster risk, land use planning.

Abstract

The present work aims to discuss the conditional elements of the genesis of coastal erosion risk areas by analysis of the spatial-temporal evolution of two coastal communities with historical problems related to coastal erosion, but under different political structures: Aguas Dulces (Department of Rocha/Uruguay) and Hermenegildo (Rio Grande do Sul/Brazil). Inserted in the geological-geomorphological context of the quaternary sandy coastal plains of the emergent margin of the Pelotas Basin, this urban cores present evidences of decadal conflicts related in its territory, where the coastal protection, done individually on the beach, sets the coast line and potentiates damages. How was verified, the risk was consolidated as a historical construction, result of the initial omission of

Submitted: October 2018

Reviewed: November 2018

Accepted: February 2019

Associate Editor: Marínez Scherer

local governance over land use planning and the pressures of real estate interest in the form of second homes. Different intervention patterns were recognized in this coastal communities, providing significant advances on the expansion control of risk areas. However, even with the consolidation of avant-garde regulations related to the coastal environment since the 1990s in Brazil and Uruguay, the distance that separates them from their real manifestation is conditioned by political will, a determinant element for effectively reducing disaster risk and improving quality environmental.

Resumo

O presente trabalho objetiva discutir os elementos condicionadores relacionados com a gênese das áreas de risco de erosão costeira através de análise da evolução espaço-temporal comparada de dois balneários com histórica problemática relacionada à erosão costeira, mas sob estruturas políticas distintas: Aguas Dulces (Departamento de Rocha/Uruguai) e Hermenegildo (Rio Grande do Sul/Brasil). Inseridos no contexto geológico-geomorfológico das planícies costeiras arenosas quaternárias da margem emersa da Bacia de Pelotas, os balneários apresentam evidências do desenvolvimento decadal da erosão costeira em seu território, onde a proteção costeira, feita de forma individual sobre o pós-praia, fixa a linha de costa e potencializa danos. Constatou-se a consolidação do risco como uma construção histórica, resultado da omissão inicial da governança local sobre o ordenamento do território e das pressões do interesse imobiliário na forma de segundas residências. Distintos padrões de intervenção, mesmo que tardios, foram reconhecidos nos balneários, propiciando avanços significativos para o controle da expansão das áreas de risco. Porém, mesmo com a consolidação de normativas de vanguarda relacionadas ao ambiente costeiro a partir da década de 1990 no Brasil e Uruguai, a distância que as separa de sua manifestação é condicionada pela vontade política, um elemento determinante para a efetiva redução do risco de desastres e melhoria da qualidade ambiental.

Palavras-chave: Erosão Costeira, Risco de Desastres, Ordenamento Territorial.

1. Introdução

O estudo dos ambientes costeiros propicia a análise de processos geológicos sob uma escala temporal humana, possibilitando o reconhecimento de padrões sob um espectro anual, decadal e secular de observação. Porém, não são apenas as dinâmicas naturais que se manifestam sobre a superfície do planeta, a ação antropogênica pode, também, ser reconhecida como agente de mudanças significativas na paisagem, resultando em alterações sobre processos condicionantes da morfodinâmica costeira. Neste cenário de interação entre dinâmicas naturais e antropogênicas, a paisagem é constantemente moldada e situações de risco de desastres acabam por se manifestar quando a consolidação do espaço humano torna-se incompatível com o dinamismo

dos processos exógenos. Um sistema complexo adaptativo, cuja compreensão é fundamental para conter a implementação de conflitos e degradação ambiental.

O risco compreende a probabilidade de que se produza um evento e suas consequências negativas. Por sua vez, o risco de desastres contempla as possíveis perdas relacionadas à vida, condições de saúde, meios de sustento, bens e serviços durante um determinado intervalo temporal em que há uma séria interrupção no funcionamento de uma comunidade (UNISDR, 2009). Danos possíveis, os quais, são passíveis de delimitação quantitativa a partir da relação entre ameaça (*hazard*), exposição, vulnerabilidade e capacidade de enfrentamento.

Quando a ameaça em questão é a erosão costeira identificam-se agentes sociais e perfis demográficos específicos em situação de exposição ao risco, mas o distinto cenário apresentado não se apresenta totalmente incompatível ao encontrado sob outras ameaças naturais e ambientais. Especialmente em áreas urbanizadas ou em processo de urbanização, a linha de costa acaba por migrar gradualmente para mais perto dos núcleos populacionais, expondo comunidade e infraestrutura urbana à uma situação de crescente vulnerabilidade. Muitas vezes não considerada como área de risco por gestores e planejadores públicos, especialmente por tratar-se de um processo que raramente resulta em mortes, recebe a atenção dos veículos de comunicação e da população quando os danos por ela causados tornam-se recorrentes. Situação que pode agravar-se sob

prognóstico inserido no contexto das mudanças climáticas globais (PBMC, 2016).

A presente publicação tem como objetivo compreender a interação histórica entre forçantes naturais e humanas na consolidação de áreas de risco de erosão costeira no contexto transfronteiriço Brasil-Uruguai. Com este intuito, dois balneários com histórica relação com o risco de erosão costeira foram selecionados para análise evolutiva comparada, Aguas Dulces (Município de Castillos, Departamento de Rocha, Uruguai) e Hermenegildo (Município de Santa Vitória do Palmar, Rio Grande do Sul, Brasil). Comunidades centenárias e homólogas quanto ao cenário de vulnerabilidade presente, mas sob distintos padrões de governança e estrutura política (Figura 1).

2. Metodologia

No escopo do presente trabalho, utilizou-se de abordagem predominantemente qualitativa para a caracterização das orlas urbanizadas de Aguas Dulces (Departamento de Rocha, Uruguai) e Hermenegildo (Rio Grande do Sul, Brasil), objetivando a identificação dos elementos históricos que condicionaram a situação atual diagnosticada. Tal base conceitual é amparada pela análise dos eixos prioritários definidos pela proposta metodológica NHP, destinada à análise espaço-temporal sistêmica da gênese das áreas de risco de desastres ambientais (Mota, 2017), contemplando aspectos Naturais, Históricos e Políticos (NHP) analisados e discutidos de forma integrada e comparada no contexto das áreas de estudo.

Desta forma, a proposta metodológica supracitada busca embasar a análise acerca do cenário de vulnerabilidade atual, sua evolução histórica e o futuro das áreas de risco de desastre sob a premissa do reconhecimento de padrões e identificação das fontes indutoras de con-

flitos socioambientais, na forma de forças norteadoras de mudança na paisagem (*drivers*). Assim, delimita-se o risco de desastre como o resultado da interação contínua e multidirecional entre variáveis naturais, históricas e políticas manifestadas na evolução espaço-temporal de uma determinada comunidade. Delimitação conceitual que vai ao encontro da definição de risco da geógrafa francesa Yvette Veyret: *O risco e a percepção que se tem dele não podem ser enfocados sem que se considere o contexto histórico que os produziu e, especialmente, as relações com o espaço geográfico, os modos de ocupação do território e as relações sociais características da época.* (Veyret, 2015, p. 26)

Com base neste arcabouço conceitual, foi desenvolvida a caracterização da área de risco de erosão costeira na orla urbanizada dos balneários Aguas Dulces e Hermenegildo (análise transescalar – regional e de detalhe – de aspectos geológicos, geomorfológicos, oceanográficos, hídricos, climáticos e bióticos), pesquisa

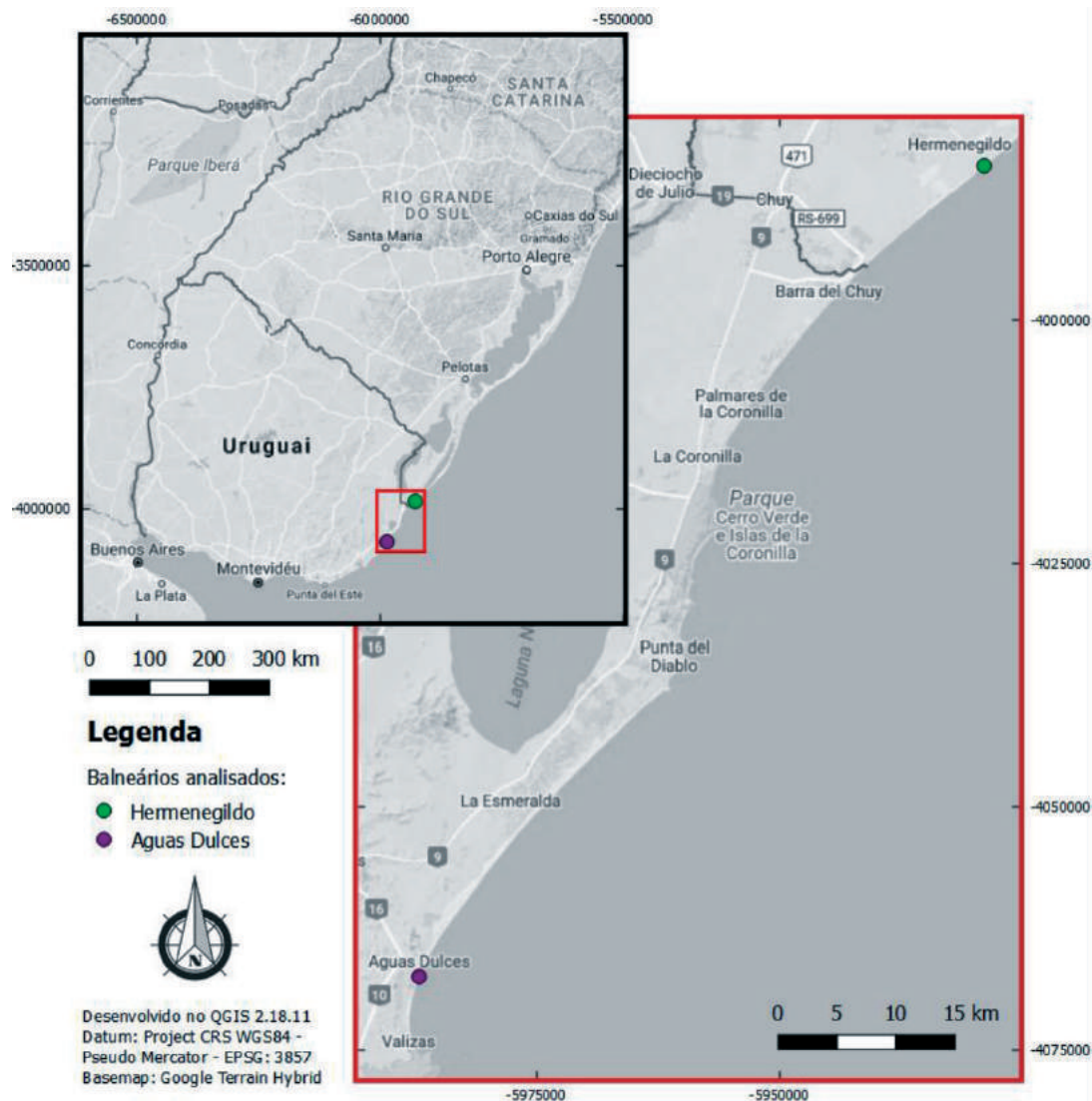


Figura 1. Localização dos balneários Aguas Dulces e Hermenegildo.

histórica acerca da evolução urbana dos balneários e análise dos instrumentos de políticas públicas atuantes na realidade local.

Em relação ao risco de desastres, realizou-se a caracterização qualitativa e quantitativa das orlas urbanizadas com base em conceitos consagrados na literatura internacional sobre o tema: ameaças identificadas,

evidências da erosão costeira, danos possíveis, suscetibilidade, vulnerabilidade, risco e capacidade de enfrentamento da comunidade. Especificamente em relação a este último item, foi efetuado o registro fotográfico de todo o perímetro das orlas edificadas com o intuito de classificar os tipos de estruturas de proteção costeira presentes e realizar um registro histórico da área

de risco em Novembro de 2016 e Agosto de 2017. A metodologia empregada para esse registro é baseada no monitoramento da orla proposto por Oliveira e Koerner (2015) e na classificação de estruturas de proteção costeira de Teixeira (2007), modificada por Mota (2017), fundamentada no registro fotográfico de um mosaico contínuo e posterior tratamento estatístico dos padrões construtivos identificados.

A pesquisa histórica foi desenvolvida com o intuito de analisar a evolução das comunidades afetadas, reconhecendo os elementos culturais, socioeconômi-

cos, demográficos, urbanísticos e políticos que foram determinantes na consolidação dos cenários de conflito através da análise de documentos públicos, relatos literários e entrevistas não-estruturadas com gestores e residentes locais. Neste mesmo contexto, também enquadra-se a análise dos aspectos políticos atuantes sobre a área de risco de desastres. Estrutura política organizacional, normativas, planos, diretrizes e instrumentos de políticas públicas foram analisados sob contexto espaço-temporal de abrangência.

3. Resultados

Neste item são apresentados os resultados da análise evolutiva histórica, política e do risco nas áreas de estudo, embasando posterior discussão.

Caracterização das áreas de risco

Ao se traçar um paralelo entre a situação descrita nos balneários Aguas Dulces e Hermenegildo, evidenciam-se similaridades e diferenças na caracterização atual do risco de erosão costeira. Resultado de uma conjuntura de fatores históricos, políticos e naturais manifestados na paisagem, a análise das áreas de risco tem caráter mutável, visto as contínuas alterações promovidas no espaço que se consolidam através de dinâmicas naturais e humanas em uma escala temporal passível de acompanhamento. Assim, os produtos do presente trabalho, sejam eles analíticos ou documentais, são um registro histórico passível de ser explorado na reconstrução espaço-temporal da paisagem.

Mesmo que inseridos em um similar contexto geológico regional de costas arenosas quaternárias dominadas por ondas da margem emersa da Bacia de Pelotas (Dominguez, 2006), a caracterização de aspectos naturais das áreas de estudo se diferencia sob a escala local de análise. Em primeira análise são praias arenosas

de areia fina a média com orientação NE-SW da linha de costa, mas, enquanto Aguas Dulces, está inserido em uma geometria levemente embaçada, com azimuth aproximado de 25°, o balneário Hermenegildo pode ser caracterizado como uma praia retilínea, com leve inflexão para um padrão convexo em sua porção central, em azimuth aproximado de 48°. Sob essa configuração, a predominância de processos erosivos é condicionada pela sazonalidade: no inverno e na ocorrência de ciclones extratropicais entre outono e primavera. Esse arcabouço climático sazonal, materializado na forma de marés meteorológicas positivas e ondulações (*swell*) de quadrante sul, é responsável pela modelagem geomorfológica local, mais precisamente ondas de quadrante SW-S-SE no Hermenegildo e em Aguas Dulces, sendo que a presença do promontório de Cabo Polonio atua como proteção parcial ao impacto direto de ondulações dos quadrantes SW e S sobre o balneário uruguaio. A deriva litorânea classificada como bidirecional em escala anual, tem sua maior capacidade de transporte constatada justamente nos períodos em que a erosão é mais atuante, com sentido preferencial norte e fonte de sedimentos proveniente de drenagens locais e do Rio do Prata (Calliari *et al.*, 2006; Terence, 2013).

Em relação à mudanças no uso da terra e políticas de ordenamento territorial historicamente atuantes sobre a paisagem é observada semelhança em relação a ocupação urbana sobre as dunas frontais, as quais encontram-se fixadas e compactadas pela construção de edificações por todo a extensão dos balneários, inclusive no limite com o pós-praia. Balneários marcados pelo turismo sazonal e o predomínio de segundas residências, tiveram nas décadas de 1950 e 1960 a consolidação da ocupação da orla a partir da popularização logística promovida pela facilidade de acesso à veículos automotores e a inauguração de rodovias. A “domesticação” da paisagem é evidenciada desde então com a implementação de espécies exóticas a partir da década de 1940 em Aguas Dulces e 1960 no Hermenegildo, bem como a utilização de rústicas estruturas de proteção costeira desde os primeiros assentamentos na orla, com relatos históricos do embate entre construções e a energia de ondas desde a década de 1950.

Entretanto, por mais que a história de origem dos balneários seja semelhante, importantes distinções são passíveis de verificação quando o assunto é intervenção estatal e planejamento urbano. Mesmo que ambos os balneários sejam caracterizados por uma intervenção tardia das autoridades de governança local em relação ao ordenamento do território, é ainda em 1967 que esta constatação é realizada pelo governo uruguaio, tomando providências que se manifestaram no desenho urbano local ainda em 1976 com a publicação da lei de Ordenanza de Urbanización para Aguas Dulces. Situação semelhante ocorreria no balneário Hermenegildo somente em 2005 com a assinatura de um Termo de Ajuste de Conduta entre a Prefeitura de Santa Vitória do Palmar e o Ministério Público Federal, resultando na contratação de estudos e na inserção do balneário ao Plano Diretor municipal em 2015. Tal defasagem na tomada de decisão foi suficiente para configurar notáveis diferenças na dimensão das áreas de risco e exposição ao perigo nos dois balneários. Enquanto observou-se a ampliação da área que contempla constru-

ções em situação de risco à erosão costeira no balneário Hermenegildo da década de 1960 até os dias atuais, o mesmo não foi constatado na mesma escala em Aguas Dulces, onde os limites norte e sul da orla urbanizada pouco se alteraram desde a intervenção.

Indicadores de erosão costeira (Souza *et al.*, 2005) puderam ser identificados em ambos os balneários, sendo eles: pós-praia muito estreito ou inexistente; retrogradação geral da linha de costa nas últimas décadas, evidenciado pelo colapso de edificações e destruição da infraestrutura urbana; presença de escarpamentos em depósitos marinhos e eólicos atuais; exumação e erosão de depósitos paleolagunares, evidenciado pela presença de fósseis quaternários depositados na praia pela ação de ondas e o afloramento de depósitos estratigraficamente mais antigos no pós-praia; construção e destruição de estruturas artificiais erguidas sobre depósitos marinhos ou eólicos holocênicos; concentração de minerais pesados em determinados trechos da praia.

Quanto a caracterização do risco, ambas as orlas urbanizadas apresentam extensão semelhante em relação às edificações localizadas de frente a linha de costa e mais expostas aos processos erosivos, cerca de 2,5 km considerando o espaço compreendido entre a construção do extremo norte até a do extremo sul. Porém é necessário ressaltar que o perímetro analisado em Aguas Dulces não é totalmente contínuo como no caso do Hermenegildo, sendo que os últimos 600 metros do extremo sul do balneário são compostos por construções esparsas, dispostas entre campos de dunas escarpadas. Uma das distinções entre a orla dos dois balneários está no desenho urbano, com a presença de vias públicas perpendiculares a faixa de praia no Hermenegildo, não sendo poupadas dos processos erosivos no seu limite com o pós-praia.

Com 139 lotes analisados no balneário uruguaio e 162 no brasileiro, as orlas são marcadas por edificações com estruturas de proteção costeira individuais, dunas parcialmente preservadas e áreas públicas. Este padrão individual de intervenção em relação à ameaça acaba

por configurar o modelo de capacidade de enfrentamento predominante nos balneários, condicionando uma situação de risco distinta entre as construções a beira-mar. Aquelas que possuem estruturas de contenção de maior porte e investimento acabam por estar em uma situação de risco menor em relação àquelas vizinhas que não possuem proteção costeira ou estas foram executadas de maneira simplificada. Desta forma, a própria condição de risco torna-se um reflexo da desigualdade, condicionando o maior recuo da linha de costa e danos mais severos causados justamente onde a capacidade orçamentária para investir em proteção costeira é menor e, por consequência, a vulnerabilidade individual e o risco tornam-se maiores.

Por sua vez, a forma como é desenvolvida a contenção da erosão no limite das vias públicas com o sistema praial varia de uma situação para outra, normalmente acompanhando os padrões estruturais propostos pelas residências em suas adjacências, visto que atuação da governança estatal é ausente na realidade brasileira. Em outros casos, a presença de proteção é ausente, fomentando o desenvolvimento da retrogradação nesses pontos, um foco erosivo na costa. Na orla de Aguas Dulces, vias públicas para o trânsito de veículos automotores estão ausentes entre a Avenida Cachimbas y Faroles e a praia, havendo apenas caminhos irregulares para o trânsito de pedestres entre os assentamentos, distribuídos sem malha urbana padronizada. Ainda em relação ao desenho urbano, os balneários desenvolvem-se a partir de uma avenida central disposta perpendicularmente a linha de costa. Estas áreas públicas sofrem com os constantes danos causados pela energia de ondas por, recorrentemente, optar por muros e escadas de concreto como opção de engenharia para suportar a erosão costeira. A manutenção destas estruturas é frequente.

Desta forma, é na figura destas estruturas de proteção costeira individuais que a comunidade manifesta sua capacidade de enfrentamento à ameaça da erosão costeira, a qual é definida como a habilidade de uma

comunidade de enfrentar e gerir uma condição adversa mediante seus recursos (UNISDR, 2009). Entretanto, sem projeto de engenharia ou investigação geotécnica adequados, constituem-se, de forma geral, por estruturas rígidas que se utilizam de enrocamentos, muros de madeira, blocos pré-moldados de concreto, sacos de areia e outros materiais como solução para conter momentaneamente a energia de ondas e possíveis inundações. As dunas, que naturalmente compõem a paisagem local, foram suprimidas com a construção de edificações sobre a sua morfologia, cuja ocorrência é manifestada de forma residual na orla após longos períodos em que os processos deposicionais prevalecem em relação aos erosivos ou, ainda, em trechos onde a especulação imobiliária poupou lotes vagos.

Em termos quantitativos, enrocamentos e muros de madeira são a solução construtiva com maior expressão na orla dos dois balneários. Dispostos sobre o pós-praia na forma de estruturas de proteção costeira, não apresentam nenhum projeto de fundação adequado e atuam sobre a dissipação da energia de ondas e contenção dos depósitos arenosos que são a base para das edificações, respectivamente (Figura 2). Esta combinação, na forma de estrutura de contenção mista, é recorrente no balneário Hermenegildo, se tornando uma das opções mais adotadas pela comunidade local. No caso de Aguas Dulces, mesmo que em um número reduzido em relação aos enrocamentos e muros de madeira, destaca-se a recente incorporação das dunas vegetadas no projeto das estruturas de contenção. Uma estrutura híbrida, por conjugar soluções rígidas com a adaptabilidade dos depósitos eólicos, que ganhou espaço após um período em que os processos erosivos ocorreram em menor intensidade, o que foi observado entre Novembro de 2016 e Agosto de 2017.

Ainda em relação a este período, é necessário ressaltar diferenças na governança das áreas de risco em relação ao período pós-crise instaurado a partir da passagem do ciclone extratropical de Outubro de 2016. Após a destruição e o dano constatado em dezenas



Figura 2. Edificação isolada pela governança local de Aguas Dulces (esq.) com detalhe de sua fundação evidenciada por processos erosivos (dir.) em projeto inapto à realidade geotécnica do substrato (dunas).

de construções da orla dos balneários, o governo de Rocha, no papel do *Intendente* departamental, foi taxativo em relação às ações que seriam tomadas: edificações destruídas ou condenadas não poderiam ser reconstruídas ou reformadas (Subrayado, 2016). Tal posição foi constatada durante trabalho de campo realizado em Agosto de 2017, mesmo diante da oposição da comunidade local, sendo identificados lotes vazios na orla de Aguas Dulces, o surgimento de novas dunas frontais incorporadas no projeto de proteção costeira de muitas residências, a ampliação do pós-praia em alguns trechos e edificações condenadas. Por sua vez, a governança do Hermenegildo não seguiu pelo mesmo caminho, possibilitando que construções pudessem ser reconstruídas e reformadas, havendo somente a perda do terreno erodido pela ação das ondas e o manutenção do restante da metragem do imóvel.

A própria remoção dos resíduos na orla após a passagem do ciclone foi distinta, enquanto o governo departamental de Rocha se responsabilizou e assegurou judicialmente a limpeza da praia no pós-crise, a Prefeitura de Santa Vitória do Palmar não interviu na situação, deixando seguir mediante as escolhas dos proprietários locais e os futuros desdobramentos do Termo de Ajuste de Conduta do Ministério Público Federal assinado em 2005 (Figura 3).

Vale ainda ressaltar que esta diferente forma de intervenção sobre a ocupação na orla é resultado de um modelo também distinto de ordenamento territorial, visto que, no caso uruguaio, as construções foram removidas, pois os proprietários não possuem direito sobre o solo, que é patrimônio público não fracionado, não contemplado pelo planejamento urbano em vigor (assentamentos irregulares). No caso brasileiro a situação muda, visto que as construções possuem regularização fundiária reconhecida pela governança local, pagando os mesmos impostos e possuindo os mesmos direitos que as edificações mais distantes da orla. Logo, instala-se um conflito jurídico em torno da terra, onde, de um lado, estão os proprietários de lotes a beira-mar e, de outro, a ordem de não-edificação sobre Áreas de Preservação Permanente. Como elemento complicador das duas situações, soma-se a fiscalização deficitária e fracionamentos irregulares, embasando a origem de novas construções na orla.

Evolução histórica comparada

Com origem anterior ao início do século XX, Aguas Dulces e Hermenegildo acabaram por constituir-se como balneários homólogos em distintos aspectos apesar de estarem inseridos em diferentes países. Impulsionados por uma mudança cultural iniciada na



Figura 3. Padrões de intervenção identificados em Agosto de 2017: resíduos de construção (A1 e A2); projeção de construções na orla (B1) e aterros sobre o pós-praia (B2); readequação de sangradouros (C1) e reconstrução de estruturas de proteção costeira (C2).

Europa no final do século XIX, na qual a praia deixa de ser encarada como um ambiente intimidador para a população e começa a ter sua visita incentivada por práticas médicas que objetivavam o controle epidemiológico em áreas urbanas e a saúde mental dos pacientes. Assim, criava-se a cultura dos balneários e do “veraneio”: fugas planejadas do clima urbano em busca de tranquilidade próximo da natureza (Macedo,

2006). No Brasil, destaca-se a consolidação do bairro de Copacabana (Rio de Janeiro/RJ), com a construção em 1906 da Avenida Atlântica, e a criação do balneário Cassino (Rio Grande/RS) em 1890, o mais antigo do país. No Uruguai nota-se processo similar, com importantes parcelamentos do solo às margens do Estuário do Prata e em Montevideu ainda no final do século XIX (Leicht, 2012).

No que tange especificamente às áreas de estudo, o ano de 1890 é considerado o marco de criação social do balneário Hermenegildo, com a implementação dos primeiros acampamentos às margens de sangrados em uma proposta de otimização das rotas entre Santa Vitória do Palmar e o oceano que eram primordialmente realizadas às margens do Arroio Chuí (Teixeira, 2007). Data não muito distinta é esperada para a origem de Aguas Dulces, visto que, apesar de não haver um registro similar dos primeiros acampamentos, existem documentos de 1901 que comprovam a reivindicação da população local em continuar a usufruir o espaço costeiro na iminência do fechamento da principal rota de acesso (Rocha, 2016). Desta forma, pode-se considerar que a origem dos balneários é contemporânea, remetendo ao final do século XIX.

Desde então, modificações na paisagem começaram a se desenvolver nas duas localidades. A partir da década de 1930 destaca-se a implementação de vegetação exótica na costa do Uruguai, o que se transformou em estratégia governamental delimitada em decreto-lei em 1942 (Rocha, 2016). O próprio incentivo ao turismo, que posteriormente impulsionaria o fenômeno das segundas residências, também se desenvolve neste período com a criação da Dirección Nacional de Turismo (1935). A observação dos primeiros fluxos especulativos em torno dos terrenos costeiros acontece em seguida, ainda na década de 1940, especialmente fomentados pela Ley de Centros Problados (1946) que abria exceções para o surgimento de núcleos balneários de veraneio sem a necessidade de implementação da infraestrutura básica (Dpto. Rocha, 2012). Desenvolvimento territorial e especulação que se consolidam a partir da década de 1950, com a inauguração da Ruta 16, interligando a sede administrativa de Castillos e o balneário Aguas Dulces.

Não muito distinta foi a evolução do Hermenegildo, cujas mudanças na paisagem foram mais firmemente estabelecidas com a transposição das barreiras logísticas entre a sede de Santa Vitória do Palmar e o balne-

ário. A operação do transporte entre Santa Vitória do Palmar e Rio Grande, através de uma rota pela praia, possibilitou que o balneário ganhasse em facilidade de acesso. Na década de 1930 era criada a Empresa Atlântica (Rodrigues, 2017), que contou com carros e ônibus até o final da década de 1950, quando foram construídas a BR-471 (1959) e RS-883 (1963). As facilidades logísticas então implementadas propuseram um novo ritmo no desenvolvimento do balneário, propiciando profundas mudanças no cenário local. Em 1956 era construída a primeira casa de alvenaria do balneário (Tavares, 2012) e o plantio de espécies exóticas era consolidado na década de 1960.

Aos poucos, a paisagem natural, foco dos primeiros fluxos turísticos e migratórios para a região, era substituída pela antropogenização da paisagem com a implementação de espécies exóticas para o controle da migração dunar, construções sobre o pós-praia e dunas, estruturas de contenção e modelos de ordenamento territorial espontâneos, que pouco se preocupavam com o arcabouço natural. Como resultado disto, surgiam os primeiros conflitos socioambientais, no limiar entre a energia do oceano e a defesa das propriedades edificadas sobre terrenos públicos.

Em Aguas Dulces é, ainda, no ano de 1967 que essa questão é colocada em discussão, quando a Presidência da República decidiu que o Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca deveria interceder na regularização fundiária do balneário, impedindo a construção de novas edificações em terrenos fiscais. Como resultado disto, em 1972 é criada a Comisión Administradora de Aguas Dulces com o intuito de ordenar o desenvolvimento territorial. Como consequência deste esforço é publicada em 1976 a Ordenanza de Urbanización, a qual continha uma proposta urbanística que visava evitar demolições, mas, ao mesmo tempo, propor um modelo de planejamento para Aguas Dulces (Rocha, 2016). Entretanto, mesmo com intervenção precoce sobre o problema, a questão dos assentamentos irregulares na orla não foi resolvida e conflitos judiciais

em torno do direito à propriedade se estendem desde então, sendo renovados na deflagração de situações de crise relacionadas a erosão costeira.

Apesar dos conflitos já implementados no Hermenegildo até então, a intervenção de esferas estatais superiores ocorre em momento bastante posterior ao observado em Aguas Dulces. Por mais que muitas construções tivessem sido feitas sobre os campos de dunas e pós-praia, ferindo a legislação ambiental do Brasil, é no ano de 2005 que a Prefeitura de Santa Vitória do Palmar assina um Termo de Ajuste de Conduta (TAC) do Ministério Público Federal (MPF) para a regularização fundiária das construções na orla. Apesar de não ter sido cumprido em sua totalidade, o TAC fomentou a publicação de novos documentos para a gestão territorial do balneário, o que permitiria que, pela primeira vez, o balneário Hermenegildo fosse incluído no Plano Diretor municipal em 2015. Assim, nota-se que a intervenção estatal junto a problemática territorial do Hermenegildo é tardia, o que impossibilitou qualquer tentativa de implementação de um modelo urbanístico melhor adequado às condições locais, como feito em 1976 em Aguas Dulces.

Vale ressaltar que a maior parte das construções presentes hoje nos dois balneários são segundas residências, o que traz novamente a questão da especulação imobiliária para o centro da discussão. Segundo dados do Instituto Nacional de Estatística do Uruguai (INE, 2011), Aguas Dulces possui 417 habitantes residentes e 1589 propriedades privadas, sendo apenas 12% delas ocupadas de forma permanente. Por sua vez, no Hermenegildo existem 530 moradores residentes e 2402 domicílios particulares e coletivos, sendo que apenas 9,5% destes são ocupados permanentemente (IBGE, 2010). É este o perfil predominante dos proprietários de residências que se encontra nos conflitos judiciais na orla, em uma longínqua batalha entre a propriedade privada e áreas públicas.

Assim, nota-se que, desde as origens dos balneários, o turismo foi um importante vetor de mudanças na

paisagem e expansão territorial, em um contexto urbanístico carente de infraestrutura para comportar os densos fluxos migratórios do verão que multiplicam na escala de dezenas a população local. Uma realidade comum em balneários da América do Sul.

Com base na análise de fotografias aéreas e imagens de satélite, é possível identificar distintos padrões de expansão do espaço urbano nos balneários. Em uma comparação entre as fotografias aéreas de Aguas Dulces de 1966 e 1998 (PROBIDES, 2002), nota-se um crescimento de 110% no número de construções, com maior período de crescimento entre 1963 e 1975. Entretanto, vale ressaltar que, apesar da significativa expansão urbana observada nesse período, os limites laterais do balneário pouco se alteraram desde 1966, resultado das intervenções estatais realizadas a partir de 1967. Assim, Aguas Dulces apresentou uma pequena expansão dos terrenos com propriedade privada na faixa da orla (NE-SW), direcionando a ocupação para a porção distal do balneário (NW) através da implementação de normativas de ordenamento territorial e de um projeto urbanístico bem delimitado. Isso impediu que a área de risco de erosão costeira existente hoje fosse ainda maior.

O mesmo não pode ser dito em relação ao Hermenegildo. A análise das fotografias aéreas de 1964 e 1996 (Grabski *et al.*, 2015) quantifica remotamente o aumento aproximado de 80% da área identificada como urbana. Porém, diferentemente do que foi evidenciado no caso uruguaio, esta expansão ocorreu de forma radial, partindo do centro para nordeste, sudoeste e noroeste. Os dois primeiros vetores de expansão acabaram por ampliar significativamente a porção da orla edificada, o que resultou em uma maior área de risco atual, o que fica explícito ao fazer a comparação da fotografia de 1964 com a imagem de satélite de 2010. Esse padrão radial de crescimento urbano pode ter relação com as políticas tardias de ordenamento territorial implementadas no balneário, permitindo que novas construções fossem edificadas na zona mais sensível do ambiente.

A respeito do risco, a pesquisa histórica permitiu evidenciar que a convivência com a erosão costeira foi uma constante na história destes balneários, definindo os primeiros registros da capacidade de enfrentamento da comunidade local. Enquanto em Aguas Dulces as primeiras construções já eram construídas na forma de palafitas para resistir as variações temporárias do nível do mar (Rocha, 2016), no Hermenegildo a primeira construção de alvenaria, datada de 1956, seria destruída dois anos depois em um evento de maré meteorológica positiva que causou danos severos às edificações (Tavares, 2012). As estruturas de contenção que marcam a paisagem cênica de ambos os balneários nos dias atuais também não são uma novidade, constituídas de madeira e material vegetal na década de 1960 e enrocamentos rochosos a partir da década de 1970 no Hermenegildo (Koerner, 2009). Embates entre as construções e a força do mar estão presentes na memória popular, possibilitando definir o risco de desastres como um elemento histórico dessas comunidades.

Desta forma, a pesquisa histórica em torno da evolução dos balneários Aguas Dulces e Hermenegildo permitiu traçar paralelos entre os centenários núcleos costeiros, encontrando similaridades e diferenças ao longo de uma linha temporal que vai desde a sua origem até os dias atuais (Figura 4).

Políticas públicas e seus instrumentos

Da mesma forma do que ocorre em relação aos aspectos históricos das áreas de estudos, é possível traçar paralelos entre as políticas públicas de ordenamento territorial atuantes sobre a jurisdição dos dois balneários. Apesar da distinta estrutura política que compõe as Repúblicas do Brasil e Uruguai, se identifica similaridades nas normativas e instrumentos de gestão do território costeiro, mesmo que os resultados, muitas vezes, não se materializem da mesma forma.

Como resultado direto das diferentes estruturas políticas das duas nações, a distinta polarização das escalas mais atuantes sobre o território é um dos primeiros

aspectos evidenciados. No que se trata de Uruguai, devido a recente municipalização do país ocorrida a partir de 2009 (Lei 18.567/2009), nota-se a concentração das políticas de ordenamento territorial na esfera departamental de ação. Desta forma, apesar da legislação de cunho nacional ditar as diretrizes máximas do ordenamento (Lei 18.308/2008), são nas directrices e ordenanzas departamentais, bem como nos planes locales, que reside a real delimitação do uso do solo de uma localidade.

Não muito diferente ocorre no Brasil, apesar das esferas de destaque serem outras. No caso brasileiro a escala estadual tem papel reduzido em relação a interface entre os entes federal e municipal, se limitando, principalmente, a fiscalização ambiental, a gestão da água e saneamento, por exemplo. O Estatuto das Cidades (Lei 10.257/2001) determina diversos instrumentos de ordenamento e planejamento urbano (Art. 4º), mas é na figura do Plano Diretor que reside todo o destaque, um instrumento de gestão municipal que rege de forma multidisciplinar o uso e ocupação do solo (Art. 40). Tal distinção se deve, entre outros fatores, da diferente dimensão territorial e história política de Brasil e Uruguai.

De qualquer forma, vale notar que é possível observar uma tendência de modernização das políticas de ordenamento territorial a partir da década de 1990 nos dois países, um episódio mais recente da tentativa histórica de ordenar o desenvolvimento de regiões já parcialmente consolidadas inseridas na heterogênea realidade de cada território. A Figura 5 apresenta uma linha temporal com a evolução dos aspectos políticos de ordenamento territorial atuantes em Aguas Dulces e Hermenegildo a partir da década de 1960, quando normativas nacionais, departamentais/estaduais e locais ganharam evidência.

Outro paralelo passível de observação é a existência de políticas e instrumentos públicos destinados exclusivamente a zona costeira em ambos os países, uma proposta distinta para um ambiente de característica

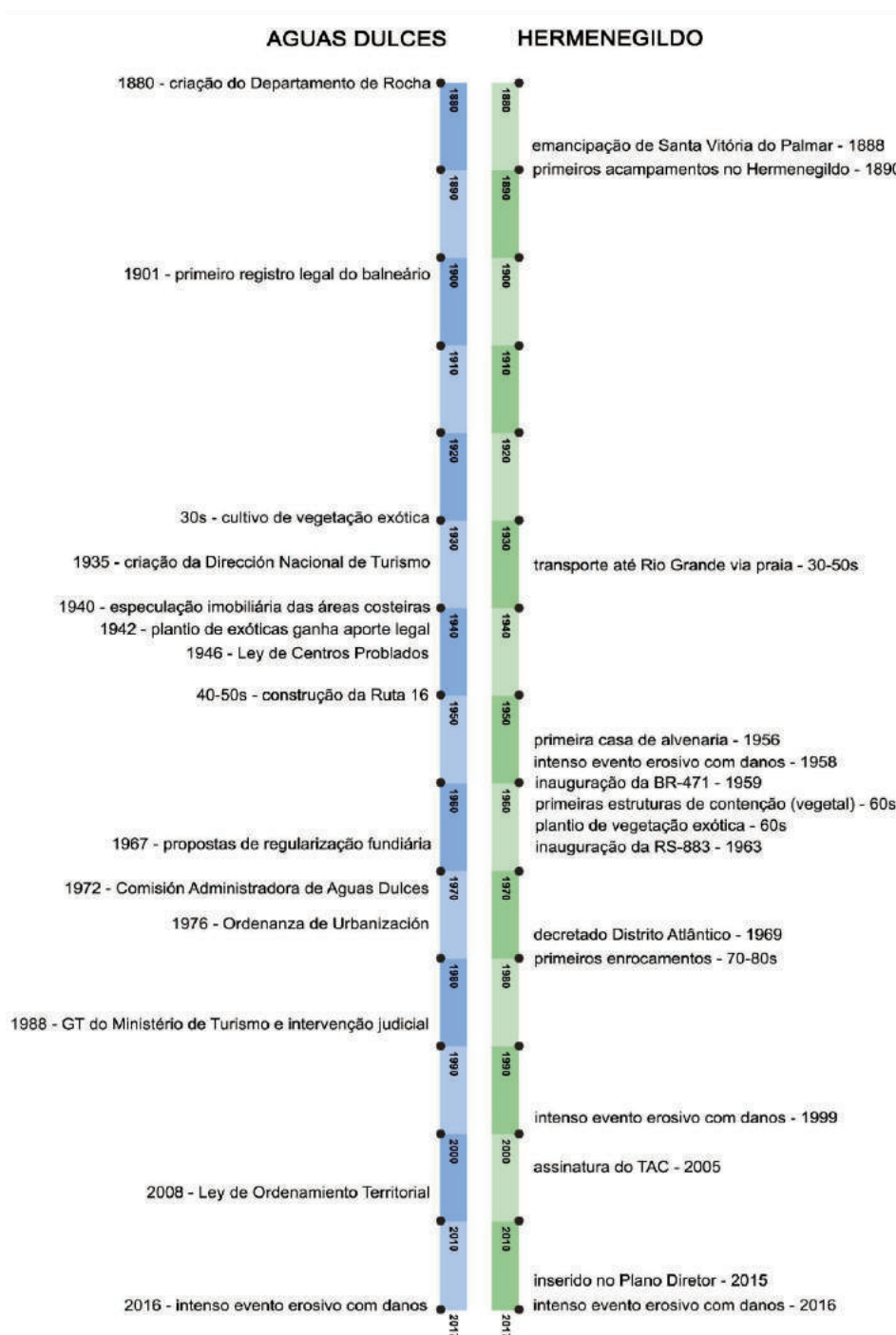


Figura 4. Linha temporal histórica de Aguas Dulces (azul) e Hermenegildo (verde).

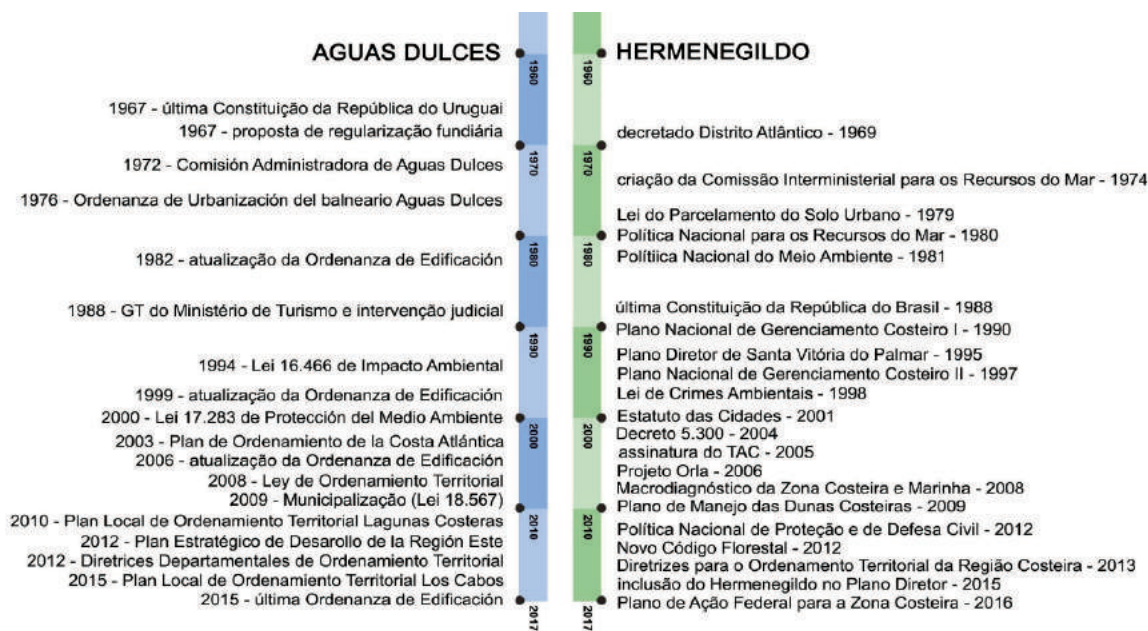


Figura 5. Linha do tempo com os principais marcos políticos em relação ao ordenamento territorial de Aguas Dulces (azul) e Hermenegildo (verde).

também peculiares. No Brasil, esse movimento ganha destaque em 1974 com a criação Comissão Interministerial para os Recursos do Mar (CIRM), que é procedida por importantes marcos, como: Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro I e II (1990 e 1997), Projeto Orla (2006) e o Plano de Ação Federal para a Zona Costeira (2016). Centrados na esfera federal, buscam articular e capacitar os entes estaduais e municipais visando a implementação de estratégias de gerenciamento costeiro adequadas, reforçando a ideia presente na Constituição (1988) de que a zona costeira compreende um “patrimônio nacional, e sua utilização far-se-á, na forma da lei, dentro de condições que assegurem a preservação do meio ambiente, inclusive quanto ao uso dos recursos naturais” (Brasil 1988, Art. 225). A própria menção da constante “preocupação” com o equilíbrio ambiental não é uma exclusividade dos instrumentos voltados à zona costeira e outros biomas valorados em Constituição, estando presente em diversas nor-

mativas brasileiras não diretamente voltadas ao meio ambiente, como é o caso do Estatuto das Cidades, que delimita em suas diretrizes gerais: “*planejamento do desenvolvimento das cidades, da distribuição espacial da população e das atividades econômicas do Município e do território sob sua área de influência, de modo a evitar e corrigir as distorções do crescimento urbano e seus efeitos negativos sobre o meio ambiente*” (Brasil 2001, Art. 2º).

No Uruguai o processo é similar, mas os instrumentos relacionados ao gerenciamento costeiro são mais comuns na esfera departamental, logicamente fomentados por legislação, planos e programas nacionais. Um desses programas nacionais é o EcoPlata, criado em 1991 a partir de um acordo entre o governo uruguaio e a Dalhousie University do Canadá, que favoreceu a colaboração entre diversos entes públicos do país, de ministérios a universidade, em prol da gestão integrada da zona costeira (Erache, 2009). Neste cenário de integração é que diversas normativas foram implemen-

tadas, como o Plan de Ordenamiento y Desarrollo Sustentable de la Costa Atlántica (2003), Plan de Ordenamiento Territorial Lagunas Costeras (2012) e Plan de Ordenamiento Territorial Los Cabos (2015), todos de âmbito departamental. Como o plano de ordenamento costeiro de Rocha e muitas outras normativas nacionais destacam ainda no seu título, como a Ley de Ordenamiento Territorial y Desarrollo Sostenible (Lei 18.208/2008), as questões que envolvem o desenvolvimento sustentável e a preocupação com o equilíbrio ambiental permeiam muitas das obras legislativas atuais do país. O que vai ao encontro com a tendência de modernização das normativas ocorrida no Uruguai a partir da década de 1990 e, inclusive, com a imagem publicitária escolhida pelo Ministério do Turismo para a promoção do país: “Uruguay Natural”.

Logicamente, há distinções técnicas entre as normativas de ordenamento territorial costeiro dos dois países, visto sua constante discussão e atualização. A diferença nas propostas para a faixa de não edificação apresentadas pelo Plan de Ordenamiento y Desarrollo Sustentable de la Costa Atlántica (2003), Projeto Orla (2006) e CONAMA 303/2002 são um exemplo, variando entre os 50 metros para orlas urbanizadas do Projeto Orla até os 300 metros da CONAMA 303/2002, passando pelas Fajas de Exclusión e Defesas de Costas uruguaias, com 150 e 250 metros, respectivamente.

Uma constante preocupação entre aqueles que trabalham com o gerenciamento costeiro e planejamento urbano é a distância entre a publicação das normativas e sua execução. Se a efetividade de promissores instrumentos de ordenamento territorial acaba questionada em grandes cidades costeiras, a relação é ainda mais complexa nas pequenas localidades, sendo necessária a integração entre as esferas superiores de governança para a manifestação de mudanças reais na paisagem, especialmente onde não há profissionais tecnicamente habilitados para isso. Identificando essa fragilidade, uma considerável fração dos volumes do Projeto Orla

(2006) é destinada a gestão participativa e capacitação técnica dos agentes públicos, fundamental para que as mudanças realmente possam ser transferidas da legislação para a realidade local.

Desta forma, a incapacidade de materialização das normativas no tecido urbano e a histórica passividade dos agentes locais na fiscalização e ordenamento do seu território acaba por resultar em situações de conflito socioambiental. A intervenção tardia e, por vezes tecnicamente inadequada, acaba por catalisar o problema, criando um cenário de impasse jurídico entre a propriedade privada e o Estado em que premissas em prol da preservação do ambiente, um bem público assegurado em lei, são deixadas em segundo plano.

Esta situação pôde ser observada nos dois balneários, com diferentes velocidades de resposta política. Enquanto propostas de intervenção sobre o ordenamento da orla do Hermenegildo se desenvolvem a partir de 2005 com a assinatura do Termo de Ajuste de Conduta (TAC) entre a Prefeitura de Santa Vitória do Palmar e o Ministério Público Federal, o mesmo processo começava em 1967 em Aguas Dulces, com a requisição do governo nacional para a implementação de uma comissão administradora local e a elaboração de um projeto urbanístico para o balneário. Assim, apesar do reconhecido em lei como Distrito Municipal desde 1969, é apenas em 2015 que o Hermenegildo é inserido no plano diretor, ganhando uma proposta de zoneamento direcionada à sua realidade. Com proposta similar, a Ordenanza de Urbanización de Aguas Dulces é de 1976, sendo constantemente atualizada até os dias atuais. Independentemente da discrepância na velocidade de resposta entre as duas áreas de estudo, boa parte dos terrenos públicos da orla já haviam sido ocupados quando essas ações foram realizadas, o suficiente para impedir uma plena resolução do conflito.

Desta maneira, nenhum dos dois balneários conseguiu resolver a questão das áreas de risco de erosão costeira que ali se consolidaram, sendo a regularização fundiária um processo ainda em disputa. Por outro

lado, é necessário reconhecer que a intervenção estatal trouxe importantes avanços em relação ao ordenamento do território em ambas as situações, não deixando brechas para que novas áreas de expansão urbana justifiquem o mesmo erro. Além disso, o caso uruguaio demonstra bem como um projeto urbanístico adequado tem significativo poder de controle sobre a expansão urbana, impedindo que novas áreas de risco venham a surgir. Não por coincidência, o aumento das edificações na orla do balneário Aguas Dulces, desde a década de 1960, foi muito menor que o evidenciado no

Hermenegildo, onde observou-se uma expansão radial que ampliou consideravelmente as áreas de risco. A linha temporal que divide em 39 anos as ações nos dois balneários se manifesta no espaço urbano construído, demonstrando que é possível evitar o surgimento de novos conflitos socioambientais e áreas de risco de desastre através do planejamento territorial, seja de forma mitigatória ou adaptativa.

A compilação descritiva em torno do risco de erosão costeira, contemplando aspectos fisiográficos, históricos e políticos é sintetizada no Tabela 1.

4. Discussão

Como observado ao longo de uma histórica linha temporal, é em um contexto de omissão sobre o ordenamento territorial, ao longo de décadas, que situações de risco se consolidam. Ações, mesmo que tardias, acabam por trazer avanços significativos para a redução do risco de desastres e a qualidade ambiental, já que, mesmo sem retroceder definitivamente a vulnerabilidade da orla para níveis ideais, controlam sua ampliação. Por sua vez, o manutenção de uma postura de não-intervenção acaba por adiar indefinidamente a busca por uma solução, intensificando conflitos sobre a construção de um espaço urbano moldado ao longo de secular evolução em que a propriedade privada disputa espaço com um patrimônio público de uso coletivo.

Perante ao cenário de permissividade que se perpetuou ao longo de décadas e contribuiu com a consolidação das atuais áreas de risco, uma crítica em relação a inexistência de instrumentos de políticas públicas sobre o ordenamento territorial costeiro seria discurso comum, mas tal colocação não é de todo verdadeira. Em resposta aos conflitos históricos perpetuados na paisagem, importantes avanços em torno de políticas urbanas e governança da zona costeira foram implementados no Brasil e Uruguai nas décadas de 1960 e 1970, com destaque para normativas que atualiza-

ram todo o arcabouço político sobre o tema a partir de 1990, como Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro (1990), Estatuto das Cidades (2001), Projeto Orla (2006), Plano de Ação Federal para a Zona Costeira (2016) no Brasil; Plan de Ordenamiento de la Costa Atlántica (2003), Ley de Ordenamiento Territorial (2008), Directrices Departamentales de Ordenamiento Territorial de Rocha (2012) e Plan Local de Ordenamiento Territorial “Los Cabos” (2015) no caso do balneário uruguaio. Logo, não é por falta de leis que erros ainda se repetem em relação ao ordenamento territorial, mas sim na sua execução junto a heterogênea realidade dos centros urbanos, seja na resolução de conflitos já implementados ou sobre áreas recém parceladas.

Traçando paralelos entre os dois balneários, um dos primeiros aspectos divergentes está na organização política em que estão inseridos. Enquanto os instrumentos mais inovadores e avançados manifestam-se na escala federal brasileira, sendo heterogeneamente implementados na escala municipal, no Uruguai tais normativas se concentram na esfera departamental, sendo a legislação nacional uma articuladora para o desenvolvimento de planos moldados à realidade de cada departamento. Assim, concentra-se o papel do planejamento urbano

Tabela 1. Caracterização das áreas de risco em Aguas Dulces e Hermenegildo.

Aspecto	Aguas Dulces	Hermenegildo
Orientação da linha de costa	NE-SW (azimute aproximado = 25°)	NE-SW (azimute aproximado = 48°)
Geometria da costa	levemente embaiada	retilínea
Tipo de praia	praias arenosas de areia fina a média, dissipativa a intermediária (escarpas de erosão)	
Sentido de deriva predominante	norte (inverno)	
Principal trend de ondas	SW-S-SE (swell, empilhamento de ondas, maré meteorológica)	
Estado das dunas na orla urbana	ocupadas, fixas e compactadas; obliteração de dunas frontais	
Principal período de erosão	inverno; eventos meteorológicos extremos do outono a primavera	
Exposição de paleoambientes	Fósseis quaternários retrabalhados na praia	Fósseis e afloramentos quaternários <i>in situ</i>
Razão = residências permanentes/ocupadas	1589 / 194 (417 habitantes permanentes) - INE, 2011	2127 / 229 (530 habitantes permanentes) - IBGE, 2010
Perfil socioeconómico	turismo sazonal (dez-jan-fev), predomínio de segundas residências	
Malha urbana	irregular, limite paralelo à linha de costa	xadrez, semi-paralela à linha de costa
Consolidação da ocupação	1950 - 1960s	
Plantio de espécies exóticas	1940	1960
Intervenção estatal	1967 e 1972 (Comisión Administradora)	2005 (TAC, MPF)
Ordenamento territorial	1976 (Ordenanza de Urbanización); atualizado em 1982, 1999, 2006 e 2015	1969 (Lei Municipal 1.132 cria o 6º Distrito); 2015 (incorporado ao Plano Diretor)
Classificação do desastre (erosão costeira)	evolução gradual, de médio a grande porte, origem mista/ambiental, crises manifestadas por eventos meteorológicos extremos	
Ameaças presentes	erosão costeira (principal); inundação e migração dunar (subordinadas)	
Indicadores de erosão	pós-praia estreito; retrogradação em escala decadal; escarpamentos em depósitos recentes; exposição de paleoambientes; presença pontual de minerais pesados; estruturas de contenção sobre o pós-praia	
Causas possíveis	naturais: hidrodinâmica, balanço sedimentar negativo e geometria da costa; antrópicas: planeamento urbano incompatível, obras inadequadas, ausência de plano de gestão de conflitos e intervenção tardia ou inadequada sobre o território	
Suscetibilidade	erosão costeira: todo o perímetro adjacente à linha de costa/sistema praial; inundação: principalmente nas proximidades dos sangradores; migração dunar: áreas de expansão urbana irregular, nos limites da área ocupada adjacentes ao sistema praia-duna	
Zoneamento do perigo (erosão costeira)	faixa de 2,5km a beira mar, descontínua nos extremos; 139 lotes analisados	faixa de 2,5km a beira mar, distribuição contínua; 162 lotes analisados
Danos possíveis	colapso e condenação de edificações, destruição de obras de contenção e infraestrutura urbana, avarias em construções passíveis de reparo, redução da faixa de praia, lesões à usuários e fauna pela presença de obras inadequadas e escombros na faixa de praia	
Elementos vulneráveis	população local, população turística, fauna local, paisagem cênica, potencial turístico, edificações e infraestrutura urbana (o grau de vulnerabilidade é inversamente proporcional ao investimento em proteção costeira: + investimento - vulnerabilidade)	
Capacidade de enfretamento	ações individuais de proteção costeira, sem planeamento coletivo ou estatal	
Tipos de estruturas presentes	sacos de areia, sacos de concreto, barramentos de madeira (muros e postes finos), enrocamentos, muros de concreto, lonas e geotextil, palafitas, resíduos de construção, aterro com areia, dunas vegetadas, acessos em madeira e concreto	pneus com concreto, barramentos de madeira (muros e postes grossos), enrocamentos, sacos grandes de areia, concreto projetado, blocos de concreto pré-moldado, muros de concreto, aterro com areia, lonas, pneus, entulho, dunas residuais, acessos de madeira e concreto
Caracterização do risco	condicionado pela exposição ao perigo (posição em relação a linha de costa) e vulnerabilidade individual (presença e tipo de proteção costeira)	

no Brasil ao Estatuto das Cidades (2001) e a figura dos planos diretores municipais, implementados de acordo com a capacidade técnica dos gestores e planejadores locais ou, ainda, a partir da contratação de uma equipe externa. Por sua vez, no formato uruguaio a Ley de Ordenamiento Territorial (2008) delimita instrumentos de planejamento a serem implementados de acordo com a realidade de cada departamento, possibilitando certa autonomia no ordenamento territorial mesmo após a recente municipalização. Sob esta relação, a distância entre entes governamentais apresenta-se como um entrave à plena efetivação de normativas, visto que, por mais que diretrizes de vanguarda estejam em vigor na escala nacional, a frágil capacidade técnica e distinta vontade política local não faz frente à sua materialização no município.

A divergente realidade territorial das duas nações e, consequente, estrutura política também se refletem em um cenário de constância das políticas públicas implementadas no espaço urbano. Em entrevista realizada com o Director de Ordenamento Territorial de Rocha (Mota, 2017), no cargo desde 2005 com uma equipe técnica que quase não mudou desde então, evidenciou-se que, desde a proposição do planejamento urbano para Aguas Dulces em 1976, iniciativas em prol realocação das construções dispostas sobre terrenos fiscais na faixa de orla do balneário vêm sendo realizadas. Uma iniciativa que, mesmo não surtindo o efeito desejado até então, ainda é vista como a resposta para a renaturalização da paisagem e redução do risco de desastres, fomentando a cobrança de um imposto diferenciado para essas segundas residências irregulares e uma nova rodada de negociações fiscais prevista. Por sua vez, no espectro político brasileiro ainda é comum deparar-se com uma realidade perene na aplicação de políticas públicas, quando iniciativas e interesses são renovados com a alternância governamental local e regional, comprometendo a implementação de estratégias contínuas para a resolução de históricos conflitos socioambientais. A cada renovação da equipe, os inte-

resses mudam e a solução para o conflito é redesignada. No que diz respeito a redução do risco de desastres e ordenamento territorial, a alternância de propostas sob a forma de políticas de governo, essencialmente perenes, não é uma realidade bem-vinda, havendo a necessidade de vencer barreiras e interesses políticos escusos em busca de sua designação como políticas de Estado duradouras.

Saindo do contexto específico das orlas analisadas e partindo para uma visão crítica em torno das áreas de risco de desastres, como um todo, reside no protagonismo da terra, ou mais precisamente da propriedade da terra, um importante papel central em diversos conflitos ambientais. Segundo Maricato (2014, p.183), “*no campo ou na cidade, a propriedade da terra continua a ser um nó na sociedade brasileira*”. A autora ressalta, em um olhar histórico para a problemática no Brasil, que mesmo com o passar das décadas da consolidação da democracia ou da conquista de espaços para a gestão participativa, a questão da propriedade, quando se relaciona com a terra, ainda é um assunto intocado na cidade, no campo ou sobre áreas públicas. Mesmo com grandes avanços propiciados pelo Estatuto das Cidades, assinalando a necessidade de um uso social para a terra, pouco se modificou nas relações de poder que a consideram como uma propriedade soberana. Por maiores que sejam os avanços e a participação pública, o persistente poder de atores que detém o controle das ações na configuração do território se mantém operante através do controle da terra, mesmo quando esta se consolida sobre terrenos públicos, despertando impasses jurídicos que se estendem ao longo das décadas. Neste contexto, salvo as devidas proporções, Corrêa (2011) sintetiza o processo de urbanização:

É consequência da ação de agentes sociais concretos, históricos, dotados de interesses, estratégias e práticas espaciais próprias, portadores de contradições e geradores de conflitos entre eles mesmos e com outros segmentos da sociedade. (Corrêa 2011, p. 41)

Assim, torna-se necessário compreender que os fatores que interferem na transformação da paisagem natural em urbana, em suas diferentes escalas, são o resultado de um imbricado movimento de atores, cada um com interesses específicos e poderes determinados. Aqueles atores que detêm a hegemonia sobre a produção do espaço tendem a capacidade de subjugar as necessidades demais, impondo suas vontades e interesses.

Tendo em vista esta premissa e com intuito de compreender os mecanismos por trás da origem das áreas de risco de desastre em diferentes contextos, Maricato delimita duas situações específicas em que o risco se consolida nos centros urbanos. A primeira diz respeito ao contínuo processo de expulsão daqueles que não tem condições de arcar com os custos da propriedade para áreas periféricas, muitas vezes susceptíveis a desastres naturais, o que ela chama de “cidade ilegal” (Maricato, 2003), a qual está além do planejamento urbano oficial. Esse fenômeno é mais perceptível nas grandes e médias cidades, quando o valor da terra se torna elemento condicionador dos fluxos migratórios internos sob um contexto de déficit habitacional. Um processo social que explica de forma pontual alguns casos presentes nas orlas urbanizadas foco deste trabalho, mas está distante de ser uma unanimidade identificada nesses cenários dominados por segundas residências.

Porém, seria errado pensar que a ilegalidade no uso da terra, de acordo com o planejamento oficial, é uma exclusividade daqueles que não podem arcar com os custos de uma propriedade em uma região central. Residências de veraneio e condomínios em áreas de proteção permanente se multiplicam em cobijados destinos turísticos e no entorno das cidades, diversas vezes em desacordo com projetos de zoneamento, planos diretores ou a legislação ambiental e de uso do solo em vigor. Logo, fica claro que a situação torna-se distinta quando se desenvolve perante à um diferente ator social, expondo a capacidade dos que detêm o poder local de alterar o planejamento para legitimar a questionável situação fundiária destes projetos.

Desta forma, segundo Maricato (2014), dois processos se destacam na consolidação das áreas de risco de desastres: o primeiro diz respeito à necessidade de deslocamento daqueles que não têm condição de arcar com a moradia nos centros das cidades. O segundo processo diz respeito a ocupação por aqueles que detêm influência e poder dentro da sociedade política, alcançando o consentimento e aval legislativo para que possam construir em áreas ambientalmente sensíveis e de preservação. Assim, ao resistirem judicialmente e legalizarem suas propriedades, acabam por restringir o acesso à áreas de melhor qualidade ambiental, direcionando seu uso para um pequeno grupo privilegiado da sociedade e transformando o patrimônio público em propriedade privada, de forma efetiva ou subentendida. Logo, a própria condição ambiental torna-se reflexo da desigualdade, induzindo àqueles com menor poder aquisitivo para áreas com suscetibilidade de desastres e, ao mesmo tempo, favorecendo o uso prioritário de regiões de melhor qualidade ambiental e paisagens socialmente valoradas por um grupo privilegiado. Porém, vale ressaltar que, mesmo diante do reconhecimento legal da ocupação nestas áreas, ao não se considerar as dinâmicas naturais e o sensível ambiente em que estão inseridas na implementação de um projeto, o risco é igualmente manifestado: *Vê-se omissão do poder público na ocupação desordenada do solo, na ausência de sistema de alerta adequado, no tempo de resposta muito grande, em inúmeros problemas. O desastre mostra em que pé está o País, o Estado, o município. Quando acontece, toda desorganização, toda falta de planejamento, de dificuldade de educação, toda desinformação são colocadas à vista. São inúmeras pessoas batendo cabeça, inúmeras instituições com dificuldade de gerenciar o desastre [...]* (Bezerra 2009 apud Euzébio 2009)

Da mesma forma que se observa seletividade em relação a fiscalização do uso do solo nos centros urbanos, com a ocupação de áreas de preservação permanente e patrimônio público por diferentes perfis demográficos, a materialização do plano diretor e outros instrumentos locais de planejamento também não possuem um

perfil unânime de execução. Tal discrepância na forma com que políticas públicas se materializam na realidade urbana de cada município demonstra o grau de aderência que os instrumentos políticos possuem na gestão local, fazendo com que, muitas vezes, normativas eficientes sejam completamente esquecidas pela governança do território, seja por incapacidade técnica ou simples desinteresse. Esta distância entre planejamento e gestão acaba por desperdiçar o enorme potencial de diversas normativas urbanísticas de vanguarda, tornando necessária a busca por uma forma de fomento em prol de sua plena manifestação na realidade cotidiana dos entes da governança local, estatais e comunitários.

Retornando à realidade analisada nas orlas urbanizadas de Aguas Dulces e Hermenegildo, fica bastante evidente o impacto que a intervenção estatal possui sobre o ordenamento do território, através da atualização de políticas públicas destinadas à resolução e controle de conflitos socioambientais. Entretanto, fica também evidente que apenas reconhecer a problemática histórica manifestada no espaço não é o suficiente, sendo necessária a presença de vontade política para, ao menos, adaptar-se e desenvolver um planejamento que contemple a redução do risco de desastres como estratégia contínua. Normativas e instrumentos de políticas públicas com este fim estão presentes na realidade de Brasil, Uruguai e outros países sul-americanos, mas reside na transposição desses aspectos legislativos para o espaço urbano real o grande desafio, questionando incongruências legais e a injustiça histórica manifestada na paisagem.

Porém, não é somente em relação à aderência de políticas públicas que reside a gênese do risco. A consolidação do espaço urbano, bem como todo o processo de antropogenização da paisagem, necessita da presença de um arcabouço para se desenvolver. Este meio em que a dinâmica humana se manifesta é o resultado do desenvolvimento de processos naturais em uma história geológica de construção e modelagem da paisagem. Não por acaso, as condições fisiográficas originais

encontradas pelo ser humano foram utilizadas ao seu favor, constituindo os padrões de distribuição das cidades no território, bem como a distinção entre as áreas mais valoradas pelo mercado imobiliário.

Neste contexto, a orla de Aguas Dulces e Hermenegildo é resultado da história natural representada por condicionantes geológicos, padrões oceanográficos de ondas e correntes, evolução climática global (com variações do nível do mar registradas no Quaternário) e frequência de eventos climáticos (em escala regional) que acabam por configurar a costa como conhecida. E, assim, através da análise da orientação da linha de costa atual, dos padrões sazonais de incidências de ondas sobre ela, da intensidade das correntes de deriva ao longo do ano, do balanço sedimentar negativo e até da conformação atual das camadas estratigráficas, que determinam a profundidade do aquífero costeiro, é que se busca compreender a manifestação do risco de erosão na paisagem costeira, um complexo processo catalisado pela escolhas históricas e políticas de ocupação. Por mais que a erosão costeira, assim como um deslizamento que ocorre em áreas naturalmente preservadas, seja um processo que faz parte da dinâmica natural da superfície da Terra, esta delimita-se como uma situação de risco quando a apropriação humana da paisagem passa a ser uma realidade, em uma linha temporal que abandona a escala dos milhões de anos do tempo geológico e avança sobre um padrão secular de exploração do ambiente.

Antes pouco requisitada para fins recreativos, é a partir do final do século XIX que uma mudança cultural transforma os ambientes costeiros em áreas de interesse social. Logo, ainda no final do século XIX e começo do século XX, os primeiros parcelamentos do solo já são evidenciados no Brasil e Uruguai, acompanhados pelo surgimento dos balneários, destinados ao turismo sazonal das classes mais abastadas. Em conjunto com o processo de valoração da paisagem inicia-se a sua antropogenização, com o plantio de espécies exóticas e a transformação dos primeiros acampamentos em

construções permanentes a partir da implementação de infraestrutura logística e a popularização dos veículos automotores. Assim, consolida-se o fenômeno das segundas residências que se perpetua ao longo das décadas, dominando a realidade urbana de grandes e pequenos centros costeiros, como é o caso de Aguas Dulces e Hermenegildo. Penecontemporaneamente, é, ainda, na implementação dos primeiros assentamentos permanentes sobre o pós-praia e dunas frontais que o risco de erosão costeira se manifesta, condicionando a atualização dos métodos construtivos na orla urbanizada com a instalação das primeiras soluções de proteção costeira individual.

Neste cenário, a convivência com o risco já é uma realidade para os moradores e usuários dos balneários, em um processo contínuo de erosão, diagnosticado ao longo das décadas, que acaba por materializar episódios de desastre na ocorrência de eventos extremos. Propostas construtivas de proteção costeira oriundas da governança estatal não são observadas na história dos balneários, havendo respostas mais efetivas sobre o ordenamento territorial a partir das décadas de 1960 e 2000 para Aguas Dulces e Hermenegildo, respectivamente. Planos, normativas e modelos urbanísticos são aplicados à realidade dos núcleos costeiros, inclusive em prol da remoção de construções em terrenos públicos (no caso uruguaio), mas o resultado de tais medidas foi tímido na resolução do problema, apesar de impedir a expansão das áreas de risco, o que fica evidente na comparação histórica do crescimento urbano entre as duas orlas urbanizadas, com um hiato de intervenção de quase 40 anos de diferença entre si.

5. Conclusão

O modelo de ocupação próximo a linha de costa, característico dos balneários, é resultado de uma mudança cultural que chegou às Américas a partir da Europa no final do século XIX e que teve seu projeto urbanístico

Por fim, ao analisar a influência de ações e políticas de ordenamento territorial realizadas pelos entes públicos sobre a governança das comunidades costeiras, notam-se algumas problemáticas, disputas e fragilidades que podem ser definidas como forçantes na origem e manutenção das áreas de risco de desastre: distanciamentos entre entes governamentais, permissividade histórica na exploração das leis de ordenamento, desenho urbano inicial incompatível com as condições naturais do meio, intervenção tardia na regulação do território, dificuldade de aderência e transposição de políticas públicas para a realidade territorial, ocupação de terrenos públicos e resistência jurídica de proprietários, passividade da governança local na fiscalização do seu território e o predomínio de visões de resolução de conflitos socioambientais pautadas em estratégias de governo (Figura 6).

Diante desta realidade e dos cenários futuros possíveis para as áreas de risco de erosão costeira em Aguas Dulces e Hermenegildo, torna-se evidente a necessidade em se fazer uma reflexão crítica em relação às ações de governança do passado, sejam elas marcadas pela intervenção ou completa passividade na fiscalização do território. Somente reconhecendo cada passo outrora realizado e a sua consequência manifestada na paisagem atual é que cenários menos pessimistas poderão ser esperados para o futuro, com a redução do risco de desastres e um ambiente mais equilibrado e justo para todos.

moldado de acordo com interesses daqueles que detinham condições de usufruir desse espaço idealizada-mente utópico. Ao longo de décadas de antropização da paisagem, a utopia deu espaço à um desenho urba-

ELEMENTOS CONDICIONANTES DAS ÁREAS DE RISCO: EROSÃO COSTEIRA EM AGUAS DULCES E HERMENEGILDO

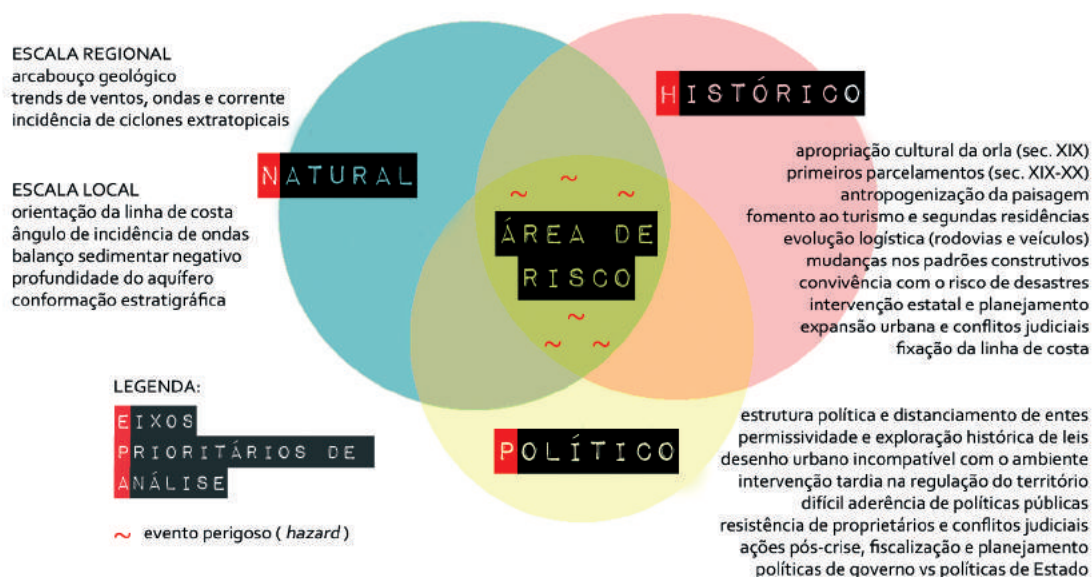


Figura 6. Elementos condicionantes das áreas de risco de erosão costeira no estudo de caso das orlas urbanizadas de Aguas Dulces e Hermenegildo.

no que, por muitas vezes, se demonstrou incompatível com as dinâmicas desse complexo ambiente e situações de risco não tardaram em se manifestar.

Entre as icônicas construções em palafitas que marcaram a origem de Aguas Dulces e os relatos de destruição por erosão registrados ainda na década 1950 no Hermenegildo, o risco de erosão costeira demonstra-se como um elemento histórico presente na memória local destes núcleos urbanos. Neste contexto, foi na forma de estruturas de proteção costeira individuais, as quais priorizam a defesa das segundas residências em detrimento da qualidade ambiental, que se configurou um modelo de enfrentamento que foi perpetuado ao longo das décadas, com a atualização dos padrões construtivos, mas não do conceito empregado. Com a ampla presença de construções sobre terrenos públicos, conflitos jurídicos entre proprietários de edificações e

o Estado não tardaram a se configurar e se estendem até os dias atuais em uma linha do tempo marcada por momentos de intervenção e omissão política, registrando sucessos e fracassos no controle da expansão das áreas de risco. Dentre estas iniciativas, destaca-se a intervenção sobre o ordenamento territorial realizada em Aguas Dulces ainda nas décadas de 1960 e 1970, fomentando a proposta de um novo desenho urbano e ações em prol da regularização das construções em terrenos fiscais. Tal ação, mesmo que não tenha sanado definitivamente os conflitos ambientais da localidade, foi fundamental para o controle da expansão da área de risco de erosão costeira no balneário uruguiaio, fazendo com que o perímetro de orla edificada pouco se expandisse desde então. Ações semelhantes seriam observadas no balneário brasileiro na década de 2000.

Além dos condicionantes da suscetibilidade natural local para processos de retrogradação da linha de costa, resultado da interação entre aspectos geológicos, oceanográficos e meteorológicos em distintas escalas espaço-temporais, foram identificadas forças políticas fundamentais para a configuração da situação de risco, entre elas: distanciamentos entre entes governamentais, permissividade histórica na exploração das leis de ordenamento, desenho urbano inicial incompatível com as condições naturais do meio, intervenção tardia na regulação do território, dificuldade de aderência e transposição de políticas públicas para a realidade territorial, ocupação sobre terrenos públicos e resistência jurídica de proprietários, passividade da governança local na fiscalização e o predomínio de visões de resolução de conflitos socioambientais pautadas em estratégias de governo. Todas historicamente inseridas sob um contexto evolutivo bem definido, que envolve desde a apropriação cultural da paisagem costeira até as mudanças nos perfis econômicos e demográficos da população residente e turística ao longo do século XX. Assim, conforme analisado nos balneários Aguas Dul-

ces e Hermenegildo, define-se a gênese das áreas de risco de erosão costeira como resultado das indissociáveis relações entre forças naturais, históricas e políticas em um sistema complexo em constante dinamismo.

Observando a potencialidade desta análise evolutiva para a discussão da origem das áreas de riscos, torna-se significativo salientar a contribuição importante que o reconhecimento de padrões históricos pode acrescentar na construção de estratégias para a redução do risco de desastres. E, para que isto possa de fato ser materializado no espaço urbano, planejamento e gestão continuam sendo essenciais, estando muito além de decretos, documentos ou planos imutáveis. Tratam-se de instrumentos cuja atualização deve ocorrer de forma constante e em um processo participativo, unindo vozes da comunidade, do meio acadêmico e da governança local em prol de uma política de Estado duradoura e efetiva, sob uma premissa conceitual em que o desenvolvimento só deve ser tratado como tal se compatível com avanços na qualidade ambiental e nas condições de vida da população.

6. Agradecimentos

Agradecemos à Universidade Federal do Rio Grande (FURG), ao Programa de Pós-Graduação em Geografia e à CAPES pelo apoio ao desenvolvimento desta pesquisa.

7. Referências

- Brasil. República Federativa Do Brasil. 1988. Constituição da República Federativa do Brasil. Senado Federal, Brasília.
- Brasil. República Federativa Do Brasil. 2001. Estatuto da Cidade: Lei N. 10.257, de 10 de Julho de 2001, Que Estabelece Diretrizes Gerais Da Política Urbana. Brasília: Câmara Dos Deputados, Brasília.
- Calliari LJ, Toldo Jr. E E, Nicolodi JL. 2006. Classificação Geomorfológica. In: Ministério Do Meio Ambiente. Erosão E Progradação Do Litoral Brasileiro N° 16. Brasília: Mma, 438-445.
- Corrêa RL. 2011. Sobre Agentes Sociais, Escala e Produção do Espaço: Um Texto Para Discussão. In: Carlos, A. F. A.; Souza, M. L.; Sposito, M. E. B. (Org.), A Produção

- Do Espaço Urbano: Agentes E Processos, Escalas E Desafios. São Paulo: Contexto, 41-51.
- Dominguez JML. 2006. The Coastal Zone Of Brazil: An Overview. *Journal Of Coastal Research*, 16-20.
- Dpto. Rocha. Departamento De Rocha. 2012. Diretrizes Departamentais de Ordenamiento Territorial Y Desarrollo Sostenible. Rocha, Uruguay.
- Erache MG. 2009. Los Asuntos Claves Para El Manejo Costero Integrado En Iberoamerica: Uruguay. In: Manejo Costero Integrado Y Política Pública Em Iberoamérica: Un Diagnóstico. Necesidad De Cambio. Cádiz, Espanha: Red Ibermar (Cyted), 261-290.
- Euzébio GL. 2009. Cidades - Uma Tragédia Anunciada. Revista Ipea. Ano 6. Edição 47.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2010. Censo Demográfico 2000: Características Da População e Dos Domicílios: Resultados do Universo - Santa Vitória Do Palmar.
- INE. Instituto Nacional de Estadística - Uruguay. 2011. Resultados del Censo de Población 2011: Población, Crecimiento y Estructura por Sexo y Edad.
- Grabski KR, Farina F, Ayup-Zouain R, Silva TS. 2015. Estudo da Dinâmica da Urbanização e seus Impactos sobre Ambientes Costeiros Baseado em Sensoriamento Remoto e SIG Caso do Município de Santa Vitória Do Palmar, RS. In: Anais Do XVII Simpósio Brasileiro De Sensoriamento Remoto-sbsr, João Pessoa.
- Koerner KF. 2009. Variação Espaço-temporal em Médio e Curto Termo da Orla do Balneário Hermenegildo, RS. Trabalho De Conclusão De Curso Em Oceanologia, Furg, Rio Grande.
- Leicht E. 2012. El Proyecto Territorial del Balneario Uruguayo: Modelos, Paradigmas Y Utopías. Identidades: Territorio, Proyecto, Patrimonio, N. 3, 293-320.
- Macedo SS. 2006. Paisagem, Litoral E Formas De Urbanização In Ministério Do Meio Ambiente. Projeto Orla: Subsídios Para Um Projeto De Gestão. MP/SPU, Brasília.
- Maricato E. 2003. Conhecer para Resolver a Cidade Ilegal. Urbanização Brasileira: Redescobertas. Belo Horizonte: Ediora C/Arte.
- Maricato E. 2014. O Impasse da Política Urbana no Brasil. Petrópolis, Rio de Janeiro: Editora Vozes, 3ª Ed.
- Mota GS. 2017. A Gênese Do Risco Sob a Ótica Das Dinâmicas Naturais e Humanas: Erosão Costeira nas Orlas Urbanizadas de Aguas Dulces/Uruguai E Hermenegildo/Brasil. Dissertação De Mestrado, Universidade Federal Do Rio Grande, Rio Grande.
- Oliveira UR, Koerner KF. 2015. Comportamento das Estruturas De Contenção à Erosão Costeira no Balneário do Hermenegildo. Revista De Engenharia E Tecnologia, V. 7, N. 2, 67-76.
- PBMC. Painel Brasileiro De Mudanças Climáticas. 2016. Impacto, Vulnerabilidade e Adaptação das Cidades Costeiras Brasileiras às Mudanças Climáticas: Relatório Especial Do Painel Brasileiro De Mudanças Climáticas. Marengo, J.A., Scarano, F.R. (Eds.). Pbmcc, Coppe - Ufrj. Rio De Janeiro, Brasil, 184 p.
- PROBIDES. Programa De Conservación De La Biodiversidad y Desarrollo Sustentable En Los Humedales Del Este. 2002. Evolución de las Urbanizaciones en la Costa Atlántica de la Reserva de Biosfera Bañados del Este (1966 – 1998). Serie Documentos De Trabajo N°45, Rocha.
- Rocha N. 2016. Memórias de Aguas Dulces. Revista Eletrônica Más Rocha (Website). Disponível Em: <[Http://Www.Masrocha.Com.Uy/Articulos-31-memorias-de- Aguas-dulces-nestor-rocha-parte-1.html](http://www.masrocha.com.uy/articulos-31-memorias-de-aguas-dulces-nestor-rocha-parte-1.html)> Acesso Em: 15 de Dezembro de 2016.
- Rodrigues HSV. 2018. Transporte Coletivo Em Santa Vitória do Palmar: José Benito de los Santos sua Empresa de Ônibus Atlântica e o Grande Exemplo. Planetsul (Website). Disponível Em: [Http://Www.Planetsul.Com.Br/Htm/Colunistas/Colaboradores/Homero/Antiores/071220042.Htm](http://www.planetsul.com.br/htm/colunistas/colaboradores/homero/antiores/071220042.htm) Acesso Em 30 de Junho de 2018.
- Souza CRG, Souza Filho PWM, Esteves LS, Vital H, Dillenburger SR, Patchineelam SM, Addad JE. 2005. Praias Arenosas e Erosão Costeira. Quaternário Do Brasil, P. 130-152, Ribeirão Preto: Editora Holos.
- Subrayado. 2018. Vecinos de Aguas Dulces se Enfrentan a la Intendencia de Rocha. Subrayado (Website). Disponível Em: <[Http://Www.Subrayado.Com.Uy/ Site/Noticia/61748/Vecinos-de-aguas-dulces-se-enfrentan-a-la-intendencia-de-rocha](http://www.subrayado.com.uy/site/noticia/61748/vecinos-de-aguas-dulces-se-enfrentan-a-la-intendencia-de-rocha)> Acesso Em: 30 de Junho de 2018.
- Tavares EA. 2012. A Formação do Balneário Hermenegildo Em Santa Vitória Do Palmar/Rs, In: Anais Do Xxxi Encontro Estadual De Geografia, Porto Alegre.
- Teixeira PS. 2007 Subsídios Para o Gerenciamento Costeiro por Erosão na Falésia do Balneário Hermenegildo, Rs, Dissertação De Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande.

- Terence V. 2013. Caracterização Do Sistema Praia-duna Ao Longo Da Costa Uruguaia, de Montevideo a La Coronilla. Tese De Doutorado, Instituto De Geociências, Universidade De São Paulo, São Paulo.
- UNISDR. United Nations International Strategy For Disaster Reduction. 2009. Terminology For Disaster Risk Reduction. Geneva, Switzerland.
- Veyret Y. 2007. Os Riscos: O Homem Como Agressor e Vítima Do Meio Ambiente. São Paulo: Editora Contexto.



Costa, C. R., M.F. da Costa e M. Barletta. 2019. Análise integrada da qualidade da água na bacia e no complexo estuarino do Rio Goiana, Pernambuco, Brasil. *Revista Costas*, 1(1): 133-146. doi: 10.26359/costas.0107

Análise Integrada da Qualidade da Água na Bacia e no Complexo Estuarino do Rio Goiana, Pernambuco, Brasil

Cibele Rodrigues Costa*, Monica Ferreira da Costa e Mário Barletta

*e-mail: cibeledrc@gmail.com

Laboratório de Ecologia e Gerenciamento de Ecossistemas Costeiros e Estuarinos, Departamento de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil.

Keywords: Estuary, monitoring, abiotic parameters, coastal management.

Abstract

Estuaries are very productive coastal environments and offer numerous services and resources both society and other ecosystems. They are sensitive environments and are subject to anthropic actions, of varied types and intensities, compromising the efficiency of the services provided. Monitoring these environments is an important tool to know its conditions at different time and space scales. In this study, abiotic parameters from two different databases, with different, but overlapping, sample designs were used to make an overall analysis of the water quality of a small estuary on the northeast coast of Brazil. The estuary of Goiana River was divided in four areas and studied along four years with two seasons each. It was observed that the water quality of the estuary presents conditions com-

Submitted: September 2018

Reviewed: November 2018

Accepted: February 2019

Associate Editor: Marínez Scherer

patible with its intended main uses, but already shows signs of alert for uses as wildlife conservation. In this way, monitoring the quality of estuarine environments, besides guaranteeing the maintenance of the provision of ecosystemic services, also aims at ensuring the success of environment conservation and its outcomes.

Resumo

Os estuários são ambientes costeiros muito produtivos e oferecem inúmeros serviços e recursos tanto para a sociedade como para outros ecossistemas. São ambientes sensíveis e sujeitos a ações antrópicas, de variados tipos e intensidades, comprometendo a eficiência dos serviços prestados. Monitorar esses ambientes é uma ferramenta importante para conhecer suas condições em diferentes escalas de tempo e espaço. Neste estudo, parâmetros abióticos de duas bases de dados diferentes, com desenhos amostrais diferentes, mas sobrepostos, foram usados para fazer uma análise geral da qualidade da água de um pequeno estuário na costa nordeste do Brasil. O estuário do rio Goiana foi dividido em quatro áreas e estudou ao longo de quatro anos com duas estações cada. Observou-se que a qualidade da água do estuário apresenta condições compatíveis com os principais usos pretendidos, mas já apresenta sinais de alerta para usos como a conservação da vida silvestre. Desta forma, o monitoramento da qualidade dos ambientes estuarinos, além de garantir a manutenção da prestação de serviços ecossistêmicos, visa também garantir o sucesso da conservação ambiental e seus resultados.

Palavras-chave: estuário; monitoramento; parâmetros abióticos; gerenciamento costeiro.

1. Introdução

Os estuários são ambientes transicionais que oferecem inúmeras oportunidades de acesso a recursos e serviços essenciais para a sociedade, sendo por isso necessário encontrar um equilíbrio entre o uso humano e a sua conservação (Barletta *et al.*, 2019; Elliott *et al.*, 2007; Elliott e Quintino, 2007). Como são sistemas muito produtivos e dinâmicos, muitas vezes associados a centros urbanos extensos e infraestruturas vitais (Harrison, 2004; Kennish, 1991), é necessário avaliar os processos e recursos ecológicos em termos de bens e serviços que eles fornecem para diversos ramos da ciência e da sociedade, principalmente para os gestores responsáveis por garantir a sustentabilidade no uso de ecossistemas costeiros, especialmente os estuários por sua grande vulnerabilidade à ações humanas (Statham, 2012; Uriarte e Villate, 2004).

As ações antrópicas nos ambientes estuarinos são motivos de preocupação para os gestores de recursos responsáveis pela manutenção ou melhoria da qualidade da água (Barletta *et al.*, 2019; Li *et al.*, 2015; Reed *et*

al., 2016; Statham, 2012), devido a diferentes formas de prejuízos chegam nas águas costeiras, como escoamento da bacia hidrográfica, deposição atmosférica, águas residuais e efluentes (Statham, 2012). Identificar, quantificar e gerir o componente antropogênico é um grande desafio. Em muitas regiões, programas de monitoramento da qualidade da água fornecem conjuntos de dados para a avaliação quantitativa e boletins de avaliação que sintetizam os resultados (Hallett *et al.*, 2016a, 2016b, 2016c).

O monitoramento contínuo é uma importante e complexa ferramenta para a detecção de fenômenos cíclicos, que são observados apenas em grandes escalas temporais (Karydis e Kitsiou, 2013; Renjith *et al.*, 2011; Silva *et al.*, 2013). Exige uma verificação frequente e detalhada dos dados, além de esforços de interpretação (Karydis e Kitsiou, 2013).

Mundialmente, há diversos problemas relacionados à falta de padronização de informações sobre coletas, análises laboratoriais e interpretação de dados em es-

calas espaciais e temporais, o que torna os resultados existentes, muitas vezes, insuficientes e sua interpretação de difícil transposição entre regiões distintas (Karydis e Kitsiou, 2013; Lavery *et al.*, 1993; Hallet, 2016a). No Brasil, a compartimentalização da gestão das bacias entre bacia hidrográfica e estuário/águas costeiras, agrava esta realidade (CPRH, 2015). Esse fato, soma-se à pouca divulgação das informações para a população e os tomadores de decisão na maioria das Unidades da Federação. Esse conjunto gera dificuldades para a análise efetiva da evolução da qualidade das águas e elaboração de diagnósticos regionais e nacio-

nal (CPRH, 2015; CPRM, 2005). O objetivo deste trabalho foi integrar em uma única análise numérica, a interpretação de dados provenientes de dois bancos de dados distintos, estimando assim a potencialidade desse tipo de iniciativa na detecção e interpretação das mudanças interanuais e sazonais da qualidade da água em parte da bacia e no estuário do Rio Goiana, estendendo e ampliando assim o alcance de diferentes estratégias amostrais. Dessa forma, todas as informações disponíveis são potencializadas ao serem conjugadas em uma única estratégia de avaliação da qualidade da água.

2. Metodologia

Área de estudo

O Rio Goiana ($7^{\circ}30'S$ – $34^{\circ}47'W$) (figura 1), situado na costa leste brasileira, entre os estados de Paraíba e Pernambuco, tem uma área de drenagem de 2.878,30km² (CPRH, 2015; Dantas *et al.*, 2010). Seus principais tributários são o Rio Capibaribe Mirim e Rio Tracunhaém (CPRH, 2015). As principais ativi-

dades desenvolvidas ao longo da Bacia do Rio Goiana são: a indústria da cana-de-açúcar, policulturas, pecuária, as atividades industriais, ocupação urbana, abastecimento, irrigação e recepção de efluentes (domésticos, industriais, agroindustriais e agropecuários) (Costa *et al.*, 2018, 2017; CPRH, 2015).

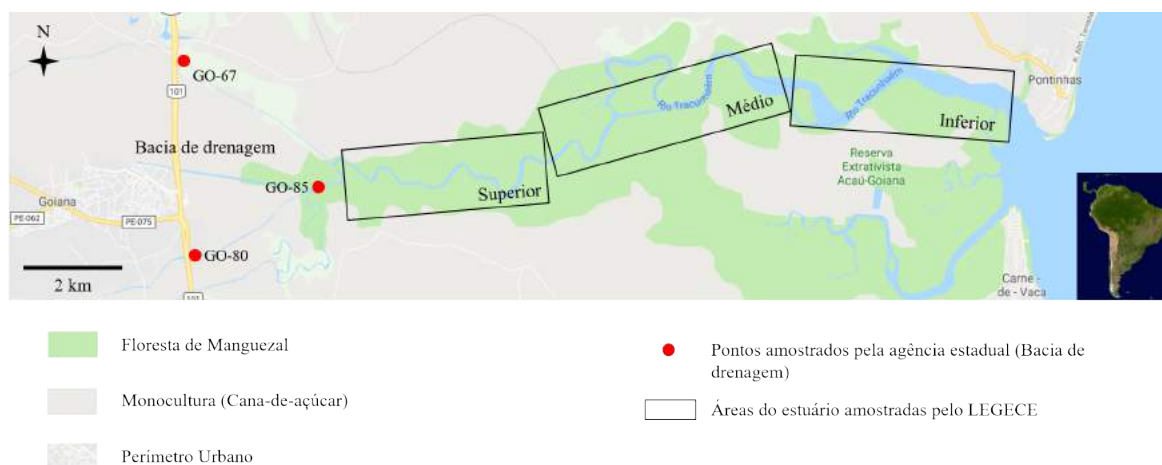


Figura 1. Exibição dos três pontos de coleta da CPRH (Estações GO-67, GO-80 e GO-85) e a divisão do canal principal do estuário nas áreas superior (1), média (2) e inferior (3) do Rio Goiana. Fonte: Google maps, adaptado.

O estuário do Rio Goiana é composto por uma combinação de ambientes, como córregos, canais de marés, ilhas, zonas úmidas e vegetação de manguezal, por este motivo, abrigando uma fauna diversa (peixes, moluscos, crustáceos) (Costa *et al.*, 2009; Dantas *et al.*, 2010; Lima *et al.*, 2014). Segundo a metodologia desenvolvida por Kjerfve (1990), o estuário foi seccionado em três compartimentos – superior, médio e inferior – considerando características geológicas, morfológicas e ecológicas. Cada seção estuarina é um habitat de ecossistema, com comportamentos diferentes e organismos associados (gradiente ecológico) (Attrill e Rundle, 2002; Barletta e Dantas, 2016).

Aquisição de dados

Os dados utilizados foram coletados durante quatro anos (2006-2009) na região imediatamente a montante e no canal principal do estuário do Rio Goiana em duas estações do ano distintas: estação seca, compreendendo amostras tomadas de setembro a fevereiro, e estação chuvosa, compreendendo amostragens de março a agosto. Foram compilados dados coletados pela Agência Estadual de Meio Ambiente – CPRH (www.cprh.pe.gov.br) (pontos imediatamente a montante do estuário) e pelo Laboratório de Ecologia e Gerenciamento de Ecossistemas Costeiros e Estuarinos – LEGECE (amostragens nos três habitats do canal principal do estuário). Foram considerados então quatro áreas ou habitats estuarinos: bacia de drenagem (CPRH) e as áreas superior, média e inferior (LEGECE) até os limites da região costeira adjacente.

As amostragens e análises realizadas pela CPRH foram bimensais, distribuídas nos 6 meses de cada estação ($2 \leq N \leq 9$). Já as coletas realizadas pelo LEGECE foram realizadas nos três últimos meses de cada estação ($N = 36$).

Os parâmetros avaliados (4) foram aqueles que existiam em comum entre os programas amostrais: tem-

peratura da água ($^{\circ}\text{C}$), salinidade, oxigênio dissolvido (mg L^{-1}) e saturação de oxigênio (%). A precipitação total mensal (mm) foi compilada a partir da base de dados pública (www.apac.gov.pe.br), coletada a partir de uma estação meteorológica situada a 10km da cidade de Goiana. As observações foram homogeneizadas em médias ($N = 64$), devido à diferença no número de amostras nos bancos de dados utilizados ($2 \leq N \leq 36$), permitindo assim a observação, comparação e interpretação dos resultados. As médias foram feitas entre amostras da mesma condição espaço-temporal (ano, área e estação).

Análises estatísticas

As médias obtidas ($N = 64$) foram processadas em uma matriz ortogonal para análise usando o software Statistica 7.0. O teste de Cochran foi usado para verificar a homogeneidade de variâncias. Os dados foram transformados (Box-Cox) para garantir conformação a uma distribuição normal.

Foi realizada uma análise de variância (MANOVA), para determinar se ocorreram diferenças significativas nas variáveis (temperatura da água, salinidade, oxigênio dissolvido e saturação de oxigênio) nos anos (2006, 2007, 2008 e 2009), nas áreas (estuário superior, médio e inferior) e estações (seca e chuvosa). Quando a MANOVA mostrou diferença significativa, foi utilizado um teste *a posteriori* de Bonferroni para determinar quais médias foram significativamente diferentes no nível de significância de 95% ($p < 0,05$).

A análise de cluster foi realizada utilizando o método *Complete linkage*, com distância euclidiana, e a análise dos componentes principais (PCA) foi feita utilizando um intervalo de confiança de 95%, para todas as variáveis. Clarke e Warwick (2001) sugeriram que uma PCA que explica 70% ou mais das variações iniciais em um conjunto de dados é uma interpretação razoável do fenômeno, ou estrutura global de interações.

3. Resultados e Discussão

A precipitação total mensal ($p < 0,01$) apresentou média global de $184,9 \pm 89,3$ mm. A menor média registrada foi referente ao ano de 2006 na estação seca, com 33,9mm. Já a maior média registrada foi de 296,6mm no ano de 2009 na estação chuvosa (figura 2).

A média da temperatura da água ($p < 0,01$) se manteve entre $25,3^{\circ}\text{C}$ a $31,4^{\circ}\text{C}$, apresentando valores com pequena variação entre os anos e áreas na estação seca e maior variação na estação chuvosa, quando consideradas todas as áreas. A cabeceira do estuário apresentou características semelhantes de temperatura durante todo o ano, com exceção da média obtida na estação chuvosa do ano de 2009 (figura 3). Os fatores ano e área não foram significativamente diferentes, apenas o fator estação. A interação mais importante ocorrida envolve os três fatores (ano, área e estação) (tabela 1).

A temperatura da água foi fortemente marcada pela sazonalidade, característico de ambientes tropicais (Barletta e Costa, 2009), com exceção da bacia de drenagem, onde a temperatura apresentou maiores varia-

ções com a mudança de estação do ano, devido a maior influência da precipitação em seu menor volume de água.

As médias de salinidade ($p < 0,01$) variaram entre 0 e 30,6. Na estação seca, cada área apresentou características próprias em relação à salinidade, mostrando o gradiente ambiental do estuário. A bacia de drenagem e as áreas superior e média apresentaram um caráter muito similar entre si no período chuvoso, enquanto a salinidade da área inferior, mesmo tendo sido reduzida, ainda se mostrou maior que as demais (figura 4 e tabela 1). A interação mais importante foi entre área e estação (tabela 1).

A salinidade definiu claramente o gradiente estuarino (Attrill e Rundle, 2002; Barletta e Dantas, 2016), sobretudo na estação seca. A temperatura da água e a salinidade são importantes variáveis abióticas, que desempenham um papel fundamental no estabelecimento de gradientes ambientais, ou ecoclinas, em ambientes aquáticos (Attrill e Rundle, 2002; Barletta

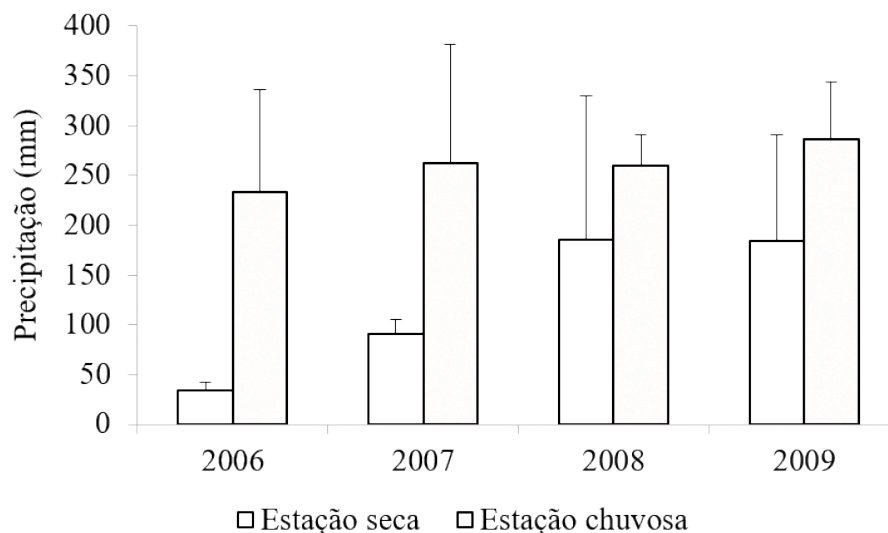


Figura 2. Variação das médias (\pm desvpad) de precipitação total mensal (mm) entre os anos de 2006 a 2009 provenientes da Estação 28: Goiana (Itapirema - IPA).

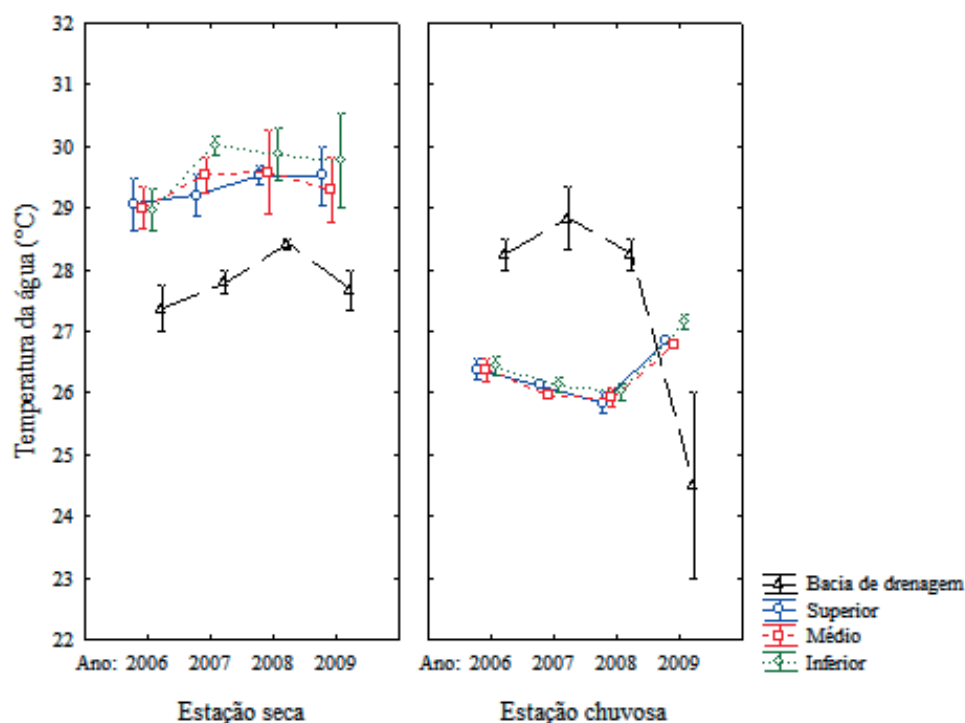


Figura 3. Variação da média da temperatura da água (°C) no estuário do Rio Goiana no período de 2006 a 2009.

e Dantas, 2016; Harrison e Whitfield, 2006; Nejrup e Pedersen, 2008).

Mudanças nestes parâmetros (temperatura e salinidade) podem comprometer a qualidade ambiental e os limites entre diferentes habitats ao longo do tempo, podendo alterar áreas de alta importância ecológica, consideradas berçários ou de alimentação, crescimento e reprodução para diversos organismos. Áreas que apresentam relativa estabilidade destes parâmetros, como a bacia de drenagem e área superior do estuário, são propícias para diversas espécies animais (Barletta *et al.*, 2005; Blaber, 2013), apesar do reduzido volume de água e vulnerabilidade a interferências antrópicas.

O teor de oxigênio dissolvido ($p < 0,01$) teve suas médias variando entre $3,1 \text{ mg L}^{-1}$ e $7,2 \text{ mg L}^{-1}$ no período estudado, com as áreas mais a montante mais semelhantes e médias mais altas concentradas na porção

inferior do estuário (figura 5). Entre as estações, não houveram diferenças (tabela 1).

A saturação do oxigênio ($p < 0,01$) apresentou médias entre 40,2% e 91,9% e seguiu a mesma tendência das médias apresentadas pelo teor de oxigênio dissolvido (figura 6). Para esta variável, o ano de 2009 e a área inferior do estuário, tiveram comportamento distinto, enquanto não houve diferenças entre as estações (tabela 1).

O oxigênio dissolvido e o percentual de saturação de oxigênio apresentaram comportamentos semelhantes, porém sem um padrão definido. As maiores concentrações de oxigênio foram encontradas na região inferior do estuário, que sofre maior influência direta de águas marinhas, mais turbulentas e oxigenadas (Costa *et al.*, 2018, 2017; Zhang *et al.*, 2010). Os níveis de oxigênio dissolvido recomendados para a conservação

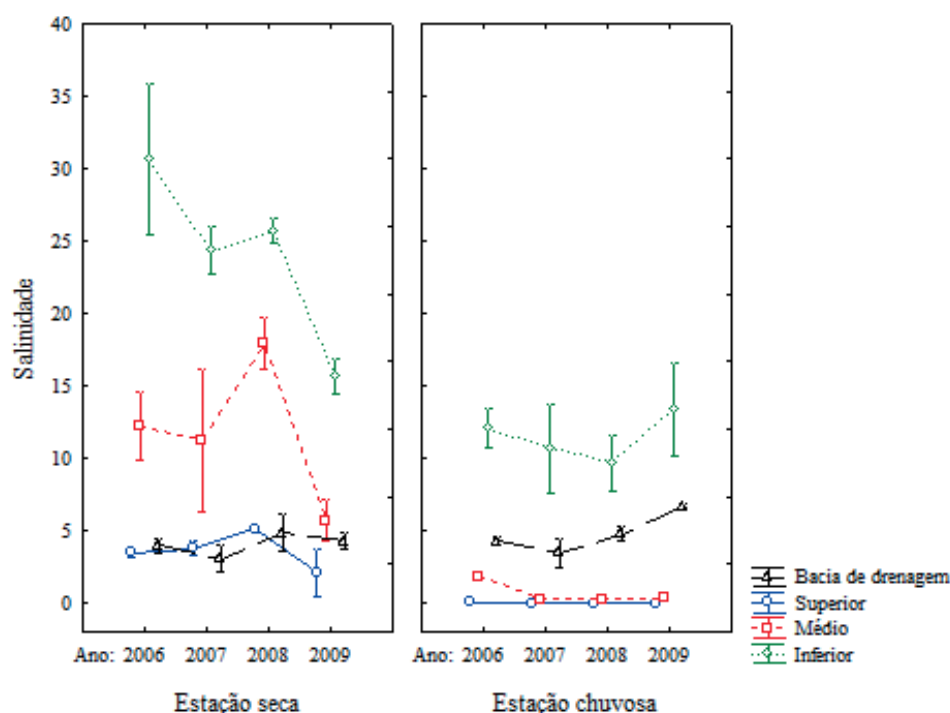


Figura 4. Variação da salinidade no estuário do Rio Goiana no período de 2006 a 2009.

aquática estão entre 4 e 5 mg L⁻¹ (Osode e Okoh, 2009; Pearce e Schumann, 2001), mostrando que mesmo sob forte influência antrópica (efluentes domésticos, industriais e agrícolas) (Costa *et al.*, 2018), o estuário ainda mantém a sua capacidade de autodepuração, desde que haja chuvas sazonais de boa intensidade. A falta de chuvas na época e quantidades esperadas pode comprometer o pulso de vazão e autodepuração do estuário, dificultando a manutenção da qualidade da água e o ciclo de vida de alguns recursos vivos importantes (Costa *et al.*, 2018). A entrada de água doce promoveu o aumento do oxigênio disponível, bem como a diluição e transporte de efluentes e poluentes (Brooks *et al.*, 2006; Osode e Okoh, 2009), aumentando a qualidade e quantidade da água disponível neste ambiente.

Na análise de cluster (Figura 7), as observações agruparam-se em 2 grupos, I e II. O Grupo I foi subdividi-

do em dois subgrupos. O subgrupo IA reuniu as médias dos anos de 2008 e 2009, durante a estação seca, nas áreas superior e média do estuário. O subgrupo IB reuniu as observações da estação chuvosa, de todos os anos e áreas. Já o grupo II reuniu as médias das estações secas dos anos de 2006 e 2007 e as estações secas de todos os anos na bacia de drenagem.

Na análise de cluster, o fator com maior impacto na formação dos grupos foi a precipitação total mensal. O grupo II contém a principal fonte de variação de dados (observações 131) e agrupou as observações do período mais seco (estações secas dos anos 2006 e 2007). O grupo I reuniu as observações de uma estação seca pouco severa e todas as observações das estações chuvosas. Isso demonstra que a qualidade da água do estuário está diretamente relacionada ao volume de chuvas, mas também vale a pena ressaltar que barramentos e

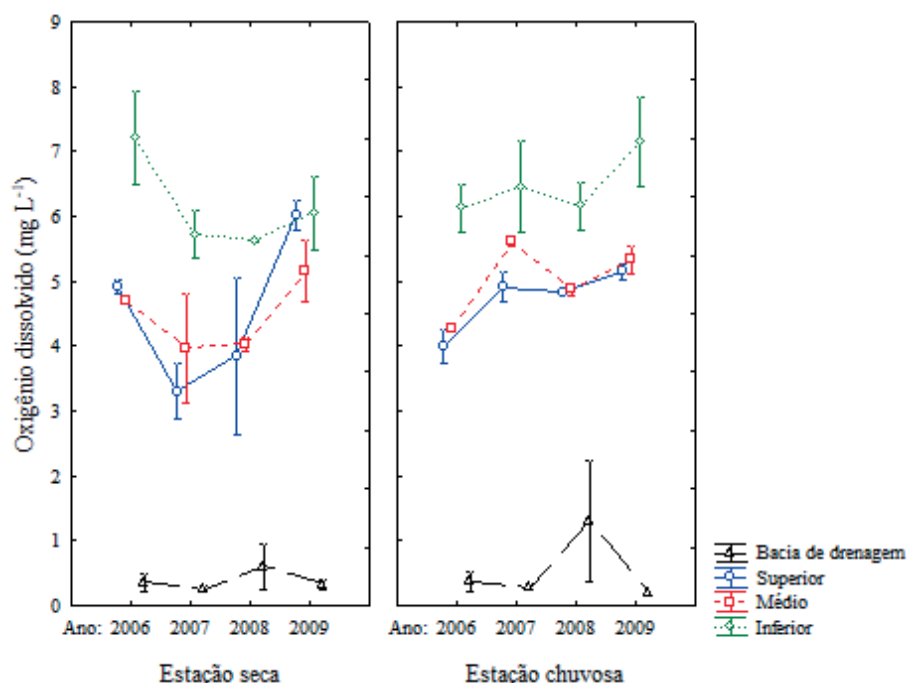


Figura 5. Variação do oxigênio dissolvido (mg L^{-1}) no estuário do Rio Goiana no período de 2006 a 2009.

subtração de água para abastecimento humano podem ter efeitos semelhantes a uma seca severa e permanente (Barletta e Costa, 2009; Costa *et al.*, 2018, 2017).

Em 2006 e 2007 as estações foram bem definidas, conforme esperadas para a região. Já os anos de 2008 e 2009 apresentaram as chuvas ao longo de todo ano mais homogêneas distribuídas e em maior quantidade. Devido a isso, mesmo na estação seca, o estuário apresentou comportamento semelhante ao apresentado nas épocas de chuvas dos anos estudados. A mudança na qualidade da água resultante da mudança na quantidade de chuvas foi notada graças ao monitoramento realizado pela agência estadual e laboratório envolvidos.

Analisando-se os componentes principais (PC1 e PC2), são explicados 76,58% da variação dos dados,

satisfatório para explicar as inter-relações entre as variáveis PC1 explicou 42,14% da variância e PC2 explicou 34,44% (Figura 8).

PC1 (42,14%) representou o gradiente estuarino do alto ao baixo estuário, sendo o oxigênio e a saturação as principais variáveis formadoras. A salinidade também contribuiu no estabelecimento desse gradiente estuarino. Estes parâmetros tendem a aumentar de valor em águas com maior influência marinha, característica marcante da área do baixo estuário (Dantas *et al.*, 2010; Jutagate *et al.*, 2010; Karydis e Kitsiou, 2013). PC2 (34,44%) representou a sazonalidade, sendo a precipitação sua principal variável de formação. A temperatura da água também apareceu como um grande contribuinte para a formação desse eixo, inversamente proporcional a quantidade de chuvas, onde a diferença

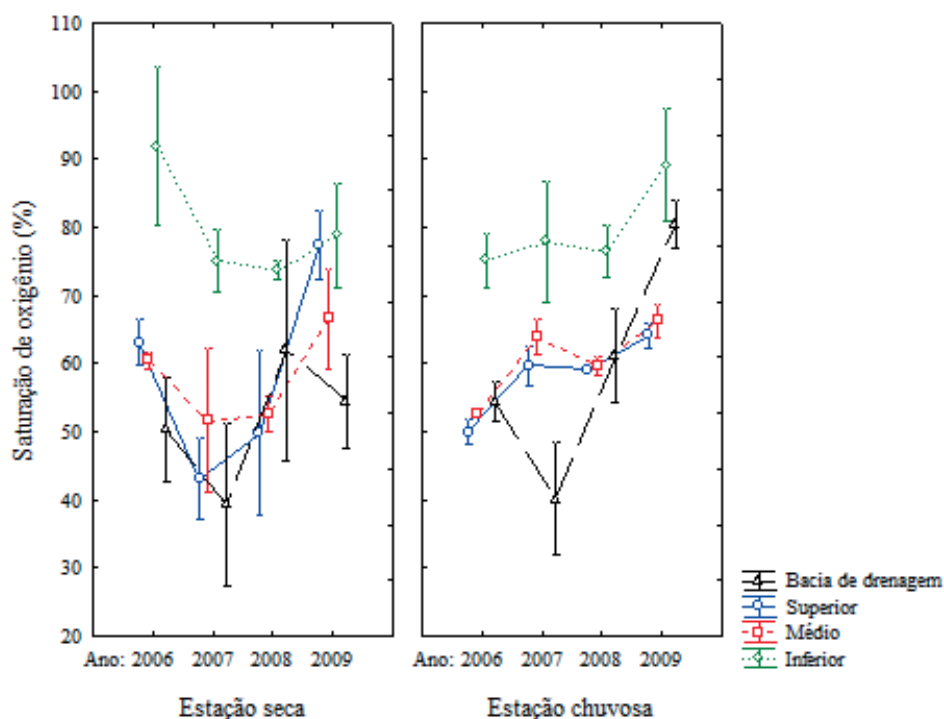


Figura 6. Variação da saturação de oxigênio (%) no estuário do Rio Goiana no período de 2006 a 2009.

sazonal foi bem marcada, principalmente devido à localização do estuário (Blaber, 2002; Costa *et al.*, 2009; Harrison, 2004; Harrison e Whitfield, 2006).

No gráfico de scores foram identificados dois grupos: o grupo X que reuniu as médias na área inferior nas duas estações, enquanto o grupo Z reuniu as médias da bacia de drenagem e áreas superior e média também nas duas estações. Na parte superior do gráfico encontram-se todas as médias da estação chuvosa e na parte inferior, todas as médias obtidas na estação seca (Figura 9).

A distribuição das observações ao longo do gráfico de scores também confirma a influência preponderante da sazonalidade e do gradiente estuarino sobre a qualidade da água.

No gráfico de scores é possível observar que a bacia de drenagem e a área superior apresentam maior esta-

bilidade ao longo do ano, sendo áreas com um grande número de serviços ecológicos requerem proteção e condições osmóticas específicas (alimentação, crescimento, reprodução, fuga do predador), conforme citado por vários autores (Barletta *et al.*, 2008, 2005; Blaber, 2002, 2013; Cabral *et al.*, 2012; Ceesay *et al.*, 2016; Dantas *et al.*, 2010; Franco *et al.*, 2008; Jutagate *et al.*, 2010; Lima *et al.*, 2014; Lucena-Moya e Duggan, 2017; Reis-Filho e Santos, 2014).

A área inferior do estuário, independente da época do ano, é altamente influenciada pelas águas marinhas (grupo X). A estação chuvosa é um fator de homogeneização de grande parte do estuário (grupo Z), e pode fazer com que algumas variáveis (ex. salinidade) variem profundamente mesmo em habitats como o baixo estuário. Esse habitat não deixa de existir, mas se desloca para a área costeira adjacente, outra região que precisa

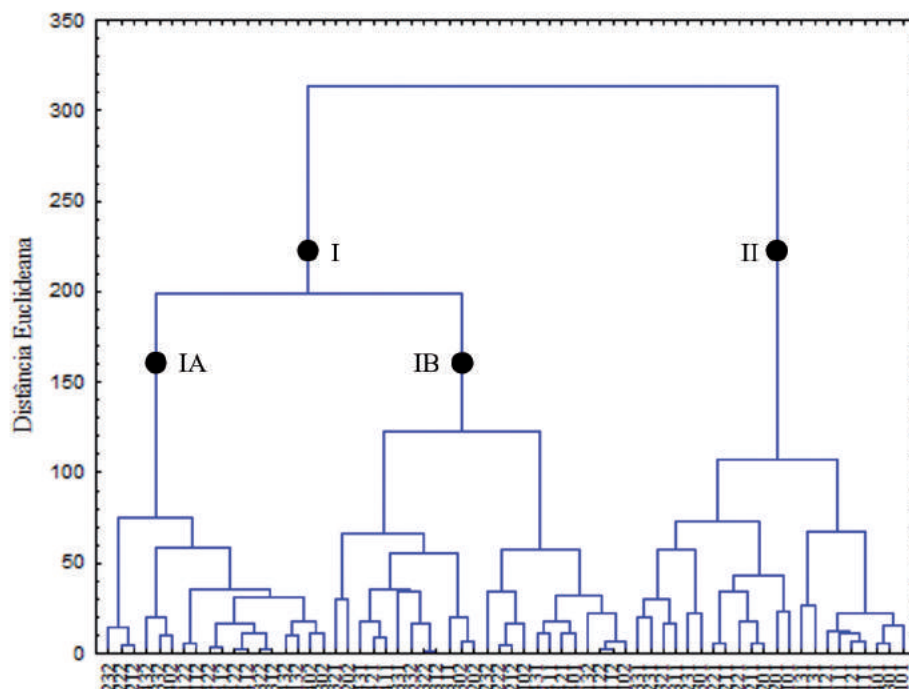


Figura 7. Agrupamento de médias dos parâmetros de qualidade da água no estuário do Rio Goiana utilizando a distância euclidiana. Legenda para amostras: o primeiro numeral representa o ano (1 - 2006, 2 - 2007, 3 - 2008, 4 - 2009); o segundo numeral representa a porção estuarina (0 - bacia de drenagem, 1 - superior, 2 - média, 3 - inferior) e o terceiro numeral representa a estação (1 - seca, 2 - chuvosa). Ex. 132 são as amostras coletadas no ano de 2006, no baixo estuário, na estação chuvosa.

ser acompanhada para ser integrada a análises como estas. Estas flutuações no estuário definem o uso do ambiente feito pela biota e consequentemente o acesso humano aos recursos naturais e serviços ecossistêmicos. Espécies que utilizam como berçário e para proteção áreas com menores salinidades podem desfrutar

de espaços maiores durante a estação chuvosa; em contrapartida, as espécies marinhas entram no estuário e utilizam áreas maiores principalmente para alimentação, proteção e reprodução durante a estação seca (Barletta *et al.*, 2005; Blaber, 2002, 2013, 2007; Dantas *et al.*, 2010; Lima *et al.*, 2014).

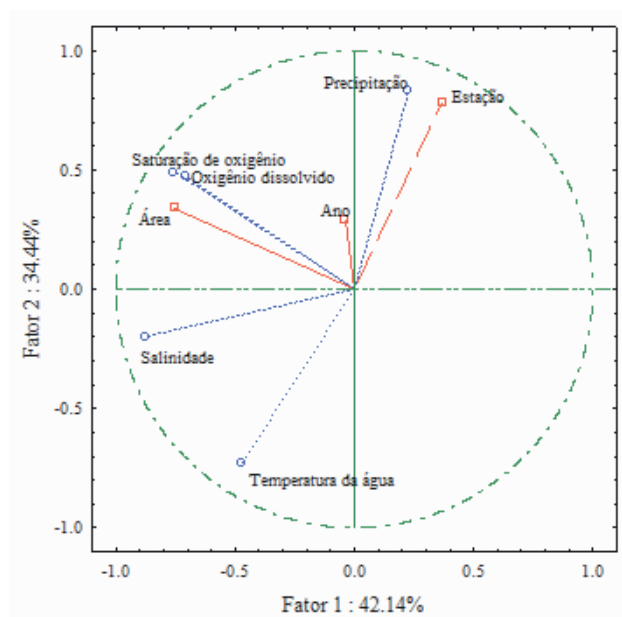


Figura 8. Gráfico de pesos (PCA) mostrando a contribuição das variáveis ambientais para os padrões de qualidade da água no estuário do Rio Goiana de 2006 a 2009.

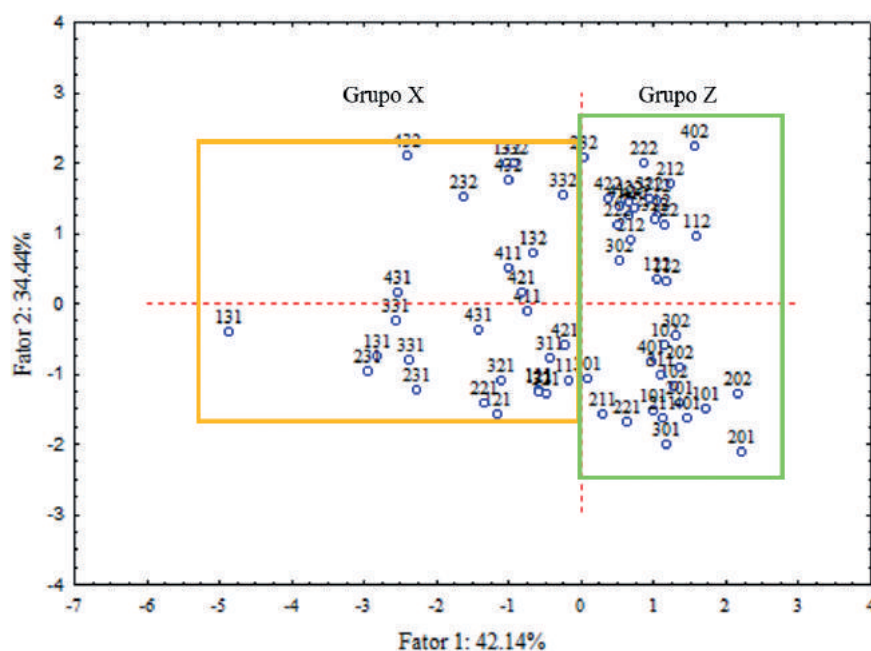


Figura 9. Gráfico de scores (PCA) mostrando a contribuição das variáveis ambientais para os padrões de qualidade da água no estuário do Rio Goiana de 2006 a 2009. Legenda para amostras: o primeiro numeral representa o ano (1 - 2006, 2 - 2007, 3 - 2008, 4 - 2009); o segundo numeral representa a porção estuarina (0 - bacia de drenagem, 1 - superior, 2 - médio, 3 - inferior) e o terceiro numeral representa a estação (1 - seca, 2 - chuvosa). Ex. 132 são as amostras coletadas no ano de 2006, no baixo estuário, na estação chuvosa.

4. Considerações Finais

O acoplamento de dados foi realizado com sucesso, dando margem a novas possibilidades, como a adição de ambientes adjacentes (Lacerda, 2014; Lacerda et al., 2014), aumentando a extensão espacial e temporal da abrangência de estudo do ponto de vista da qualidade da água, o estuário do Rio Goiana ainda apresenta condições compatíveis com os seus principais usos pretendidos, apesar de já demonstrar sinais de alerta devido à intensificação dos usos e limitações no fluxo do rio.

Este trabalho vence uma inércia secular de uso de dados públicos, que ao longo do tempo, não tem tido

seu potencial aproveitado e nem contribuído para a melhora da qualidade de água do estado de Pernambuco. Um grande volume de dados proveniente de monitoramentos é produzido todos os anos. Dar um novo olhar sobre o conjunto de dados, além de ser mais um retorno ao investimento financeiro que é feito na manutenção dos programas de monitoramento, também fornece informações de suma importância a respeito da situação ambiental ao longo dos anos.

5. Referências

- Attrill, M.J., Rundle, S.D., 2002. Ecotone or Ecocline: Ecological Boundaries in Estuaries. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 55: 929–936. doi:10.1006/ecss.2002.1036
- Barletta, M., Amaral, C.S., Corrêa, M.F.M., Guebert, F., Dantas, D.V., Lorenzi, L., Saint-Paul, U., 2008. Factors affecting seasonal variations in demersal fish assemblages at an ecocline in a tropical-subtropical estuary. *J. Fish Biol.*, 73: 1314–1336. doi:10.1111/j.1095-8649.2008.02005.x
- Barletta, M., Barletta-Bergan, A., Saint-Paul, U., Hubold, G., 2005. The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary. *J. Fish Biol.*, 66: 45–72. doi:10.1111/j.1095-8649.2004.00582.x
- Barletta, M., Costa, M.F., 2009. Living and Non-living Resources Exploitation in a Tropical Semi-arid Estuary. *J. Coast. Res.*, 371–375.
- Barletta, M., Dantas, D.V., 2016. Environmental Gradients, in: Kennish, M.J. (Ed.), *Encyclopedia of Estuaries*. Springer Netherlands, p. 760.
- Barletta, M., Lima, A.R.A., Costa, M.F., 2019. Distribution, sources and consequences of nutrients, persistent organic pollutants, metals and microplastics in South American estuaries. *Sci. Tot. Environ.*, 651:1199–1218. doi:10.1016/scitotenv.2018.09.276.
- Blaber, S., 2002. “Fish in hot water?": the challenges facing fish and fisheries research in tropical estuaries. *J. Fish Biol.* 61: 1–20. doi:10.1006/jfbi.2002.2063
- Blaber, S.J.M., 2013. Fishes and fisheries in tropical estuaries: The last 10 years. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 135: 57–65. doi:10.1016/j.ecss.2012.11.002
- Blaber, S.J.M., 2007. Mangroves and fishes: issues of diversity, dependence, and dogma. *Bull. Mar. Sci.*, 80: 457–472.
- Brooks, B.W., Riley, T.M., Taylor, R.D., 2006. Water Quality of Effluent-dominated Ecosystems: Ecotoxicological, Hydrological, and Management Considerations. *Hydrobiologia* 556: 365–379. doi:10.1007/s10750-004-0189-7
- Cabral, H.N., Fonseca, V.F., Gamito, R., Gonçalves, C.I., Costa, J.L., Erzini, K., Gonçalves, J., Martins, J., Leite, L., Andrade, J.P., Ramos, S., Bordalo, A., Amorim, E., Neto, J.M., Marques, J.C., Rebelo, J.E., Silva, C., Castro, N., Almeida, P.R., Domingos, I., Gordo, L.S., Costa, M.J., 2012. Ecological quality assessment of transitional waters based on fish assemblages in Portuguese estuaries: The Estuarine Fish Assessment Index (EFAI). *Ecol. Indic.* 19, 144–153. doi:10.1016/j.ecolind.2011.08.005
- Ceasay, A., Wolff, M., Koné, T., Njie, E., Birkicht, M., 2016. Seasonal changes in water quality and fisheries of Tanbi Wetland National Park. *Reg. Stud. Mar. Sci.* doi:10.1016/j.rsma.2016.04.006

- Clarke, K.R., Warwick, R.M., 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis an interpretation, 2nd ed. Primer-E.
- Costa, C.R., Costa, M.F., Barletta, M., Alves, L.H.B., 2017. Interannual water quality changes at the head of a tropical estuary. *Environ. Monit. Assess.* 189: 628. doi:10.1007/s10661-017-6343-2
- Costa, C.R., Ferreira, M.F., Dantas, D.V., Barletta, M., 2018. Interannual and seasonal variations in estuarine water quality. *Front. Mar. Sci.*, 5. doi:10.3389/fmars.2018.00301
- Costa, M.F., Barbosa, S.C.T., Barletta, M., Dantas, D.V., Kehrig, H.A., Seixas, T.G., Malm, O., 2009. Seasonal differences in mercury accumulation in *Trichiurus lepturus* (Cutlassfish) in relation to length and weight in a Northeast Brazilian estuary. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 16: 423–430. doi:10.1007/s11356-009-0120-x
- CPRH - Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, 2015. Relatório de monitoramento da qualidade da água de bacias hidrográficas do estado de Pernambuco - 2014.
- CPRM - Serviço Geológico do Brasil, 2005. Projeto cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea. Diagnóstico do município de Goiana, estado de Pernambuco. CPRM/PRODEEM.
- Dantas, D.V., Barletta, M., Costa, M.F., Barbosa-Cintra, S.C.T., Possatto, F.E., Ramos, J.A., Lima, A.R.A., Saint-Paul, U., 2010. Movement patterns of catfishes (Ariidae) in a tropical semi-arid estuary. *J. Fish Biol.*, 76: 2540–2557. doi:10.1111/j.1095-8649.2010.02646.x
- Elliott, M., Quintino, V., 2007. The Estuarine Quality Paradox, Environmental Homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Mar. Pollut. Bull.*, 54: 640–645. doi:10.1016/j.marpolbul.2007.02.003
- Elliott, M., Whitfield, A.K., Potter, I.C., Blaber, S.J.M., Cyrus, D.P., Nordlie, F.G., Harrison, T.D., 2007. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish Fish.* 8: 241–268. doi:10.1111/j.1467-2679.2007.00253.x
- Franco, A., Elliott, M., Franzoi, P., Torricelli, P., 2008. Life strategies of fishes in European estuaries: the functional guild approach. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 354: 219–228. doi:10.3354/meps07203
- Hallett, C.S., Valesini, F., Elliott, M., 2016a. A review of Australian approaches for monitoring, assessing and reporting estuarine condition: III. Evaluation against international best practice and recommendations for the future. *Environ. Sci. Policy*, 66: 282–291. doi:10.1016/j.envsci.2016.07.015
- Hallett, C.S., Valesini, F., Elliott, M., 2016b. A review of Australian approaches for monitoring, assessing and reporting estuarine condition: I. International context and evaluation criteria. *Environ. Sci. Policy* 66: 260–269. doi:10.1016/j.envsci.2016.07.014
- Hallett, C.S., Valesini, F., Scanes, P., Crawford, C., Gillanders, B.M., Pope, A., Udy, J., Fortune, J., Townsend, S., Barton, J., Ye, Q., Ross, D.J., Martin, K., Glasby, T., Maxwell, P., 2016c. A review of Australian approaches for monitoring, assessing and reporting estuarine condition: II. State and Territory programs. *Environ. Sci. Policy* 66: 270–281. doi:10.1016/j.envsci.2016.07.013
- Harrison, T.D., 2004. Physico-chemical characteristics of South African estuaries in relation to the zoogeography of the region. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 61: 73–87. doi:10.1016/j.ecss.2004.04.005
- Harrison, T.D., Whitfield, A.K., 2006. Temperature and salinity as primary determinants influencing the biogeography of fishes in South African estuaries. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 66: 335–345. doi:10.1016/j.ecss.2005.09.010
- Jutagate, T., Sawusdee, A., Thapanand-Chaidee, T., Lek, S., Grenouillet, G., Thongkhoa, S., Chotipuntu, P., 2010. Effects of an anti-salt intrusion dam on tropical fish assemblages. *Mar. Freshw. Res.*, 61: 288. doi:10.1071/MF08296
- Karydis, M., Kitsiou, D., 2013. Marine water quality monitoring: A review. *Mar. Pollut. Bull.*, 77: 23–36. doi:10.1016/j.marpolbul.2013.09.012
- Kennish, M.J., 1991. Ecology of Estuaries: Anthropogenic Effects. CRC Press.
- Kjerfve, B., 1990. Manual For Investigation of Hydrological Processes in Mangrove Ecosystems.
- Lacerda, C.H.F., 2014. A Importância das praias para o desenvolvimento inicial de assembleias de peixes e macrocrustáceos: variação espaço-temporal da ictiofauna em praias adjacentes a um estuário tropical (Resex Acaú-Goiana PE/PB, Brasil).
- Lacerda, C.H.F., Barletta, M., Dantas, D.V., 2014. Temporal patterns in the intertidal faunal community at the mouth of a tropical estuary. *J. Fish Biol.*, 85: 1571–1602. doi:10.1111/jfb.12518
- Lavery, P., Pattiaratchi, C., Wyllie, A., Hick, P., 1993. Water Quality Monitoring in Estuarine Waters Using the

- Landsat Thematic Mapper. *Remote Sens. Environ.*, 46: 268–280.
- Li, H.-M., Zhang, C.-S., Han, X.-R., Shi, X.-Y., 2015. Changes in concentrations of oxygen, dissolved nitrogen, phosphate, and silicate in the southern Yellow Sea, 1980–2012: Sources and seaward gradients. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 163: 44–55. doi:10.1016/j.ecss.2014.12.013
- Lima, A.R.A., Costa, M.F., Barletta, M., 2014. Distribution patterns of microplastics within the plankton of a tropical estuary. *Environ. Res.*, 132: 146–155. doi:10.1016/j.envres.2014.03.031
- Lucena-Moya, P., Duggan, I.C., 2017. Correspondence between zooplankton assemblages and the Estuary Environment Classification system. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 184, 1–9. doi:10.1016/j.ecss.2016.10.028
- Nejrup, L.B., Pedersen, M.F., 2008. Effects of salinity and water temperature on the ecological performance of *Zostera marina*. *Aquat. Bot.*, 88: 239–246. doi:10.1016/j.aquabot.2007.10.006
- Osode, A.N., Okoh, A.I., 2009. Impact of Discharged Wastewater Final Effluent on the Physicochemical Qualities of a Receiving Watershed in a Suburban Community of the Eastern Cape Province. *CLEAN - Soil, Air, Water* 37: 938–944. doi:10.1002/clen.200900098
- Pearce, M.W., Schumann, E.H., 2001. The impact of irrigation return flow on aspects of the water quality of the Upper Gamtoos Estuary, South Africa. *Water SA*, 27: 367–372.
- Reed, M.L., Pinckney, J.L., Keppler, C.J., Brock, L.M., Hogan, S.B., Greenfield, D.I., 2016. The influence of nitrogen and phosphorus on phytoplankton growth and assemblage composition in four coastal, southeastern USA systems. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 177: 71–82. doi:10.1016/j.ecss.2016.05.002
- Reis-Filho, J.A., Santos, A.C.A., 2014. Effects of substratum type on fish assemblages in shallow areas of a tropical estuary. *Mar. Ecol.*, 35: 456–470. doi:10.1111/maec.12102
- Renjith, K.R., Chandramohanakumar, N., Joseph, M.M., 2011. Fractionation and bioavailability of phosphorus in a tropical estuary, Southwest India. *Environ. Monit. Assess.*, 174: 299–312. doi:10.1007/s10661-010-1458-8
- Silva, E.M., Costa, M.F., Barletta, M., 2013. Small-scale water quality monitoring networks. *J. Coast. Res.*, 165: 1218–1223. doi:10.2112/SI65-206.1
- Statham, P.J., 2012. Nutrients in estuaries — An overview and the potential impacts of climate change. *Sci. Total Environ.*, 434: 213–227. doi:10.1016/j.scitotenv.2011.09.088
- Uriarte, I., Villate, F., 2004. Effects of pollution on zooplankton abundance and distribution in two estuaries of the Basque coast (Bay of Biscay). *Mar. Pollut. Bull.*, 49: 220–228. doi:10.1016/j.marpolbul.2004.02.010
- Zhang, J., Gilbert, D., Gooday, A.J., Levin, L., Naqvi, S.W.A., Middelburg, J.J., Scranton, M., Ekau, W., Peña, A., Dewitte, B., Oguz, T., Monteiro, P.M.S., Urban, E., Rabalais, N.N., Ittekkot, V., Kemp, W.M., Ulloa, O., Elmgren, R., Escobar-Briones, E., Van der Plas, A.K., 2010. Natural and human-induced hypoxia and consequences for coastal areas: synthesis and future development. *Biogeosciences* 7: 1443–1467. doi:10.5194/bg-7-1443-2010

São Gonçalo Channel as an Ecological Corridor for the Movement of Migratory Fishes: Environmental History and Perspectives for Fishery Management in the Mirim Lagoon, South Brazil

Marcelo Dias de Mattos Burns^{1*}, Gonzalo Velasco², & Morevy Moreira Cheffe¹

*e-mail: burnsmdm@hotmail.com

¹ Grupo Especial de Estudo e Proteção do Ambiente Aquático do Rio Grande do Sul (GEEPAA-RS), Setor de Ictiologia, Divisão de Fauna, Rua Tiradentes 2247, CEP 96010-165, Pelotas, RS, Brasil.

² Universidade Federal do Rio Grande (FURG), Instituto de Oceanografia, Laboratório de Recursos Pesqueiros Artesanais e Modelagem Ecológica Cx. Postal 474 Rio Grande, RS, Brasil

Keywords: Habitat loss, connectivity, movement, coastal lagoons

Abstract

Ecological corridors are important for maintaining the flow of species between habitat patches. The analysis of historical records of the dam-sluice gate construction process and the ecology of known migratory fishes in the Patos-Mirim hydrographic system reveals large spatial scale environmental changes, such as the loss of potential estuarine area of 2,536 km² and the reduction of functional connectivity between the lagoons through the São Gonçalo channel corridor for five species: *Genidens barbus*, *Genidens planifrons*, *Genidens genidens* (sea catfishes), *Micropogonias furnieri* (whitemouth croaker) and *Mugil liza* (Lebranche mullet). Mitigation measures are indicated through the operation of the sluice gate system as well as the regulation of fishing along the São Gonçalo channel.

Submitted: September 2018

Reviewed: October 2018

Accepted: February 2019

Associate Editor: Martinez Scherer

Resumen

Los corredores ecológicos son importantes para mantener el flujo de especies entre hábitat. El análisis de los registros históricos del proceso de construcción de la compuerta de la esclusa y la ecología de los peces migratorios conocidos en el sistema hidrográfico Patos-Mirim muestra grandes cambios ambientales a escala espacial, como la pérdida de un área estuarina potencial de 2.536 km² y la reducción de la capacidad funcional. La conectividad entre las lagunas a través del corredor del canal São Gonçalo para cinco especies: *Genidens barbus*, *Genidens planifrons*, *Genidens genidens*, *Micropogonias furnieri* y *Mugil liza*. Las medidas de mitigación están indicadas a través de la operación del sistema de compuertas y de la regulación de la pesca a lo largo del canal de São Gonçalo.

1. Introduction

The Patos-Mirim hydrographic system is the largest coastal lagoon in the world, covers a drainage basin of 201,626 km² (Kjerfve 1986) and has ecological and fishing relevance on a continental scale (Seeliger *et al.* 1998). In particular, the São Gonçalo channel watershed and Mirim lagoon are characterized by an ecologically important landscape, especially the wetland complexes, which host a large diversity of flora and fauna. Recognizing this value, both the Brazilian and the Uruguayan governments defined areas of ecological importance, such as the Taim Ecological Station located to the east of the Mirim lagoon, which is part of the Atlantic Forest Biosphere Reserve (UNESCO), and the Bañados del Este to the west, which is a Ramsar site and a wetland of international importance. Historically, increasing environmental pressure of anthropogenic origin in lagoon environments has been altering and degrading the services these ecosystems provide and raising global concern for ecosystem health, biodiversity risks, and human well-being (Tagliani *et al.*, 2003; Razinkovas *et al.*, 2008). The ecosystem services provided by such environments include the exploitation of biological resources, including marine, estuarine and freshwater fishes, which serve as a fishing resource (*i.e.*, source of income and food) and recreation and leisure activity (Reis & D’Incao, 2000; Welcome, 2001; Fontoura *et al.*, 2016). One of the anthropogenic impacts affecting the exploitation of these natural resources is the construction of dams and sluice gates,

which have effects on the structure of freshwater, estuarine and marine fish populations, such as a loss or reduction of connectivity of fish populations between aquatic ecosystems (Lucas & Baras, 2001; Carosfield *et al.*, 2004; Welcome *et al.*, 2005; Burns *et al.*, 2006b; Barletta *et al.*, 2010; Jutagate *et al.*, 2010). However, studies on the effects on fish populations in sea-connected lagoons and rivers are scarce in Central and South America considering the complex characteristics of the regional pool of species and the environmental filters established by natural and man-made barriers in each coastal aquatic system (Barthem *et al.*, 1991; Holmquist *et al.*, 1998; Lucas & Baras, 2001; Mouillot, 2007; Albuquerque *et al.*, 2010; Burns & Vieira, 2012; Mouchet *et al.*, 2013; Avigliano *et al.*, 2017).

The fish fauna of the Patos-Mirim lagoon system consists of more than 300 marine, estuarine and freshwater species (Chao *et al.*, 1985; Bertaco *et al.*, 2016) that present different types of marine, estuarine and freshwater habitat use (Chao *et al.*, 1985; Castelo, 1985; Pereira, 1994; Araújo, 1988; Lemos *et al.* 2014; Fontoura *et al.*, 2016; Avigliano *et al.*, 2017). The spatial arrangement of the Patos-Mirim lagoon system includes the “Barra” piers and the São Gonçalo channel, which are typified as corridors due to their rectilinear physiography that structurally interconnect marine, estuarine and freshwater habitat patches (*e.g.*, Seeliger *et al.*, 1998). In the 1970s, Brazil and Uruguay in partnership with the Food and Agriculture Organization

of the United Nations (FAO) developed a master plan for the Mirim lagoon to promote agricultural development around the Mirim lagoon and the São Gonçalo channel. One of the subprograms of that master plan was the construction of a sluice dam in the São Gonçalo channel. The objective of this system was to prevent the entry of salt water into part of the São Gonçalo channel and the Mirim lagoon during the dry season as well as to ensure the binational supply of freshwater (MI 1970). The effect of this environmental change re-

quires a reassessment of the ecological impact on the estuarine environment and long-distance migratory fish populations that use the São Gonçalo channel (Burns and Vieira 2012; Mouchet *et al.* 2013; Burns and Cheffe 2018). In this context, this study aims to describe the main environmental problems posed by sluice and related to the ecological corridor of the São Gonçalo channel and its implications for the migratory fish populations and fishery management in the Mirim lagoon.

2. Methodology

Study area

The Mirim lagoon watershed occupies an area of approximately 62,250 km², of which 29,250 km² (47%) is located in Brazilian territory and 33,000 km² (53%) is located in Uruguayan territory; forming a transboundary watershed (Figure 1A). The main tributaries located in the west portion are the rivers Cebollati, Jaguarão and Piratini. The lagoon body has an approximate area of 3,749 km² and is mostly located in the Brazilian territory, and it is connected to the Patos lagoon through the São Gonçalo natural channel with an extension of 76 km. (Figure 1A and 1B). This channel has a sinuous course with a width ranging between 200 and 300 m and depth of up to 10 m. The sluice dam cuts the São Gonçalo channel at a distance of 15 km from the Patos lagoon and 61 km from the Mirim lagoon. The natural flow regime of the São Gonçalo channel is complex and periodically reverses the direction of its flow, which is why it is classified as a channel. The mean hydrological discharge is 700 m³/s, with a flow rate of approximately 0,6 m/s (MI 1970). The maximum freshwater discharge values of approximately 3,000 m³/s are reached during flood season, while the discharge is zero during prolonged droughts, when the direction of the current is usually inverted towards the Mirim lagoon (MI, 1970).

Structure and operation of the Sluice Dam

The dam has 18 sluice gates measuring 12 × 3 m (Figure 1C). On the left bank of the dam, where locking is performed, there is a 120 × 17 m chamber. This lock features two 17 m high and 8 m wide sluice gates with level equalization systems (chambers and By-Pass gates). The sluice gate system is operated based on the Mirim lagoon water level; when the mean water level of the Mirim lagoon is close to a meter below sea level, the control of the discharge of the São Gonçalo channel to the Patos lagoon is initiated. This period generally extends from December to April when the Mirim lagoon historically had a greater probability of salinization (MI, 1970; FAO, 1972). The control of the level of the Mirim lagoon in this period is accomplished through the partial or total closure of the sluice gates and the reduction of the lock operation hours. In the remaining period, the sluice gates remain partially open, and the lock is open four times a day at specific times for crossing of the vessels.

Literature review

To assess the environmental history of the sluice dam as well as the ecology of the long-distance migratory species, a literature review of technical documents provided by the Mirim Lagoon Agency, the managing

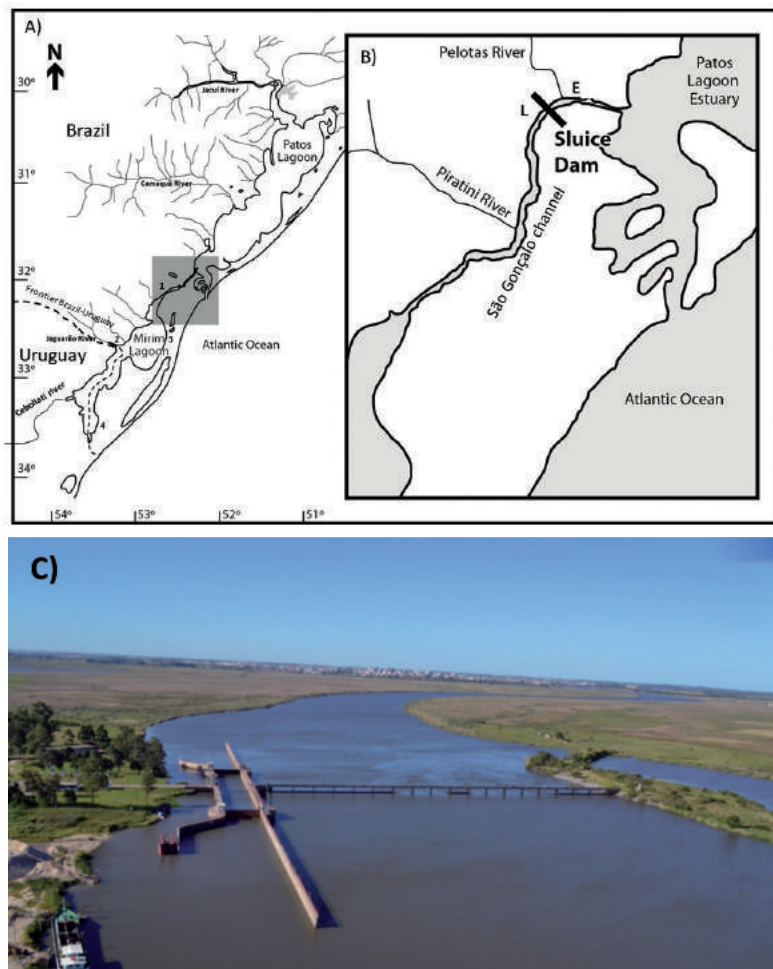


Figure 1. A) Geographic location of the São Gonçalo channel interconnecting the Patos and Mirim lagoons, in addition to the fishing communities in the Mirim lagoon (1-Santa Isabel; 2-Jaguarão; 3-Capilha e 4-Santa Vitória do Palmar); B) The São Gonçalo channel (gray box) cut by the sluice dam (black bar) forming the limnic (L) and estuarine (E) regions and C) Aerial view of the sluice dam; to the right are the sluice gates of the dam and to the left is the lock for boats.

body of the São Gonçalo channel and Mirim lagoon, was conducted, and secondary data (*i.e.* published data) on bioecology and fishing of long-distance migratory fish species in the Patos-Mirim watershed were also used. To calculate the availability of potential estuarine area in the Patos-Mirim lagoon system, the surface area (km²) of the Mirim lagoon, Patos lagoon and

São Gonçalo channel was considered before and after sluice dam construction only for the dry season (February-April) (MI, 1970; FAO 1972). In this period, the maximum salinity range recorded for each lagoon was considered (MI, 1970; Vassão, 1952; Cunha, 1953; Niencheski *et al.*, 1988).

3. Results and discussion

Loss of potential estuarine area

Traditionally, the Patos lagoon estuary is characterized according to the salinity gradient towards the north (Niencheski *et al.* 1988; Bemvenuti and Antônio Neto 1998; Seeliger *et al.*, 1998; Möller *et al.*, 2001; Vieira *et al.*, 2010), with a maximum range of estuarine conditions reaching 2/3 of the total area of the lagoon. However, there is historical evidence that the estuarine region of this Patos-Mirim lagoon complex extends to the Mirim lagoon through the São Gonçalo channel. The first salinity data for the Mirim lagoon date is from the year 1850, when the whole lagoon became salty, and in the year 1856, when it reached the Jaguarão River at 190 km from the connection with the ocean (Ihering, 1885) (Figure 1A). Later, a feasibility study of the sluice dam construction started in the 1960s showed that the greatest probability of salinization of this area was during the dry season, which ranged from February to April and varied between 45% and 75% (MI 1970). Spatially, the salinization probability frequency was calculated (MI 1970; FAO 1972 *op. cit.*) for a historical period of 59 years, with the cutoff between saltwater and freshwater considered 500 ppm, which is the maximum salinity allowed for irrigation water. Thus, the probability of salinization varied from 85%

at the connection of the São Gonçalo channel with the Mirim lagoon, 25% near the Capilha beach located east of the Mirim lagoon in its central portion, and 5% in the port of the municipality of Santa Vitória do Palmar, which is the southern end of the Brazilian portion of the Mirim lagoon (Figure 1A). Historical records on the salinity range and concentration indicate salinity values of 5 - 35 (Vassão, 1952; Cunha, 1953; MI, 1970; Burns *et al.*, 2006b; Moura *et al.*, 2012). In addition to the climatic, meteorological and physiographic factors, which are admittedly important to the salinization process of the Patos lagoon (Möller *et al.*, 1996; Vaz *et al.*, 2006), the study also highlights the spatial orientation of the São Gonçalo channel in the NE direction, which coincides with the prevailing winds during the dry season and explains the high values of salinity frequently recorded in connection with the Mirim lagoon.

Considering 14,022 km² of available area in the Patos and Mirim lagoons the maximum range of the salinization process recorded in the pristine environment stretched for 9,363 km², which covered two thirds of both lagoons and the entire São Gonçalo channel (Table 1). After the sluice dam construction in 1977, the saltwater wedge was interrupted, resulting in the loss

Table 1. Comparison of the potential estuarine area available (km²; %) during the dry season in the Patos-Mirim lagoon system (data from: Vassão, 1952; Cunha, 1953; MI, 1970; FAO, 1972; Niencheski *et al.*, 1988).

Environment	Surface Area (km ²)	Area Available			
		Pristine Condition*		Current Conditions	
		Limnic	Estuarine	Limnic	Estuarine
Patos Lagoon	10,227	3,409 (33%)	6,818 (67%)	3,409 (33%)	6,818 (67%)
São Gonçalo channel	45	0	45 (100%)	36 (80%)	9 (20%)
Mirim Lagoon	3,750	1,250 (33%)	2,500 (67%)	3,750 (100%)	0
Total area	14,022	4,659	9,363	7,195	6,827

*The pristine condition is before construction sluice dam (1977).

of a potential estuarine area of 2,536 km², in the Mirim lagoon and the São Gonçalo channel. Currently, salinization occurs in only 20% of the area of the São Gonçalo channel that is connected to the Patos lagoon. In this area during the summer (January, February and March) and late spring (December), approximately 70 marine and estuarine species have been recorded, mainly juvenile and adult mullet, whitemouth croaker and sea catfishes, which are important for regional and local fisheries (Araújo, 1988; Burns *et al.*, 2006b; Burns & Vieira 2012; Moura *et al.*, 2012; Mouchet *et al.*, 2013). However, given the unique environmental typology of this lagoon environment and its ecological relevance to the subtropical marine environment (*e.g.*, Seeliger *et al.*, 1998), the negative impacts of this environmental change process that occurred with the sluice dam construction are difficult to measure. When we consider the spatial dynamics of the nekton in the southern portion of the Patos lagoon, such as the movement of fishes and crustaceans through the “Barra” piers, especially during dry periods, the likely changes in the ecological dynamics of the São Gonçalo channel and Mirim lagoon can be identified, particularly in the marine fauna that uses estuarine areas for breeding, growth and feeding (Castello, 1985; Pereira 1994; Seeliger *et al.*, 1998) as well as in the sustainability of fishing of species with high commercial value, such as the pink shrimp *Farfantepenaeus paulensis* (Perez-Farfante, 1967) (Reis & D’Incao, 2000).

As far as environmental planning is concerned, large-scale spatial changes have occurred since the formation of the freshwater reservoir of the São Gonçalo channel and the Mirim lagoon, thus determining a new state of resistance and resilience of this, now fresh water only, ecosystem (Folke *et al.*, 2000). This information should be considered by the environmental management bodies, in particular by the Mirim lagoon Management Committee in the Brazilian territory, and collaboration and integration with environmental agencies in the Uruguayan territory should be fos-

tered. Similarly, the emergence of conflicts over water use, the decline in fish production (Piedras, 1994), the invasion and establishment of freshwater fish and molluscan species from other continents and watersheds (Burns *et al.*, 2006a; Harayashiki *et al.*, 2012), and the greater risk of eutrophication of the reservoir (Oliveira *et al.*, 2015) indicate the need for decision-makers to take action on the region’s development process (see section Mitigating Measures).

Migration routes and loss of connectivity

In total, eight long-distance migratory species have been recorded for the São Gonçalo channel-Mirim lagoon hydrographic system (Table 2). Three species are known as potamodromous in the Patos-Mirim lagoon system (Alves & Fontoura, 2009): the dourado *Salminus brasiliensis*, the streaked prochilod *Prochilodus lineatus* and the ‘piava’ *Megaleporinus obtusidens*. The only species considered to be endangered at the regional level is the dourado *S. brasiliensis*. The potamodromous species have recently been recorded for the São Gonçalo channel-Mirim lagoon watershed and are probably not directly affected by the sluice dam since their main habitat is the rivers located on the Plateau of Rio Grande do Sul west of the lacustrine body (Figure 1A) (Burns & Cheffe, 2018).

Of the eight marine migratory species recorded, sea catfishes *Genidens barbatus* and *G. planifrons* are endangered at both regional and national levels and have not yet been assessed at the global level (Table 2). On the other hand, *G. genidens* is classified as least concern (LC) at both regional and global levels and has not yet been assessed on a national scale. The evaluation of *G. genidens* globally emphasizes the need for research and monitoring of the harvest levels, fishing efforts and population numbers to confirm whether any serious population declines are occurring; if this proves to be the case, then a reassessment will result in the species being moved into a higher threat category (Acero & Bentancur, 2010). Such concern should be followed

Table 2. List of long-distance migratory fish in the in the ecological corridor of the São Gonçalo channel.

Order/Family	Species	Popular name	Status of Conservation			Migratory Patterns
			Brazilian Red List		IUCN	
			Regional	National		
Characiformes						
Bryconidae	<i>Salminus brasiliensis</i> (Cuvier, 1816)	dourado/dorado	EN	NA	NA	Potamodromy
Prochilodontidae	<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1837)	grumatã/streaked prochilod	LC	NA	NA	Potamodromy
Anostomidae	<i>Megaleporinus obtusidens</i> (Valenciennes, 1837)	Piava	LC	NA	LC	Potamodromy
Siluriformes						
Ariidae	<i>Genidens barbatus</i> (Lacépède, 1803)	bagre-branco/Sea Catfish	EN	EN	NA	Diadromy
	<i>Genidens planifrons</i> (Higuchi, Reis & Araújo, 1982)	bagre-boca-larga/ Sea Catfish	CR	CR	NA	Diadromy
	<i>Genidens genidens</i> (Cuvier, 1829)	bagre-guri/Sea Catfish	LC	NA	LC	Diadromy
Perciformes						
Sciaenidae	<i>Micropogonias furnieri</i> (Desmarest, 1823)	whitemouth croaker/White-mouth Croaker	NA	NA	LC	Diadromy
Mugiliformes						
Mugilidae	<i>Mugil liza</i> Valenciennes, 1836	tainha/Mullet	NA	NA	DD	Diadromy
Source of the Conservation Status: IUCN (2015); National (MMA Ordinances no. 444/2014 and 445/2014) and Regional (Ordinance No. 51.797, 2014): Acronyms: EN - endangered; CR - critically endangered; LC - least concern; DD - deficient data; and NA- not evaluated.						

up in the reassessment of the conservation status of this species in the Rio Grande do Sul State, primarily because its spatial distribution is restricted to the continental portion of the Patos and Mirim lagoons and presents low frequency in the ocean (Fischer *et al.*, 2011). Thus, given the historical exploitation of the fishing resources in the region together with other anthropogenic activities, the *G. genidens* population has been placed under great environmental pressure in

this lagoon region. The conservation status of the lebranche mullet *Mugil liza* and the whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* is less of a concern, given that those species use the estuarine region of the Patos lagoon as a growth and feeding area, mainly for juveniles (Chao *et al.*, 1985; Vieira, 2006), and the adult individuals explore the limnic region of the Patos and Mirim lagoons (Machado, 1976; Piedras, 1994; Fontoura *et al.* 2016).

On a larger scale, the five marine species recorded for the area do not represent a major concern regarding the species conservation status, mainly because they have a continental-scale spatial distribution, as in the case of the sea catfishes *G. barbatus* and *G. planifrons*, the mullet *Mugil liza* and the whitemouth croaker *Microgobias furnieri* (Marceniuk & Menezes, 2007; Ace-ro & Bentancur, 2010; Aguilera Socorro *et al.*, 2015; Castro *et al.*, 2015). However, the degree of segregation of fish stocks for these species is not known, both among Brazilian regions and in Latin America, and as such, the conservation status and the state of the stocks can change drastically according to the geographical region evaluated, such as in the case of the species that supported artisanal fishing in the Patos estuary. Prior to the 1980s, the resources exploited by artisanal fishing consisted of fish, such as mullet, whitemouth croaker, black drum and sea catfish, as well as pink shrimp *F. paulensis* (Reis & D’Incao, 2000; Vieira *et al.*, 2010). However, as a result of the drastic decline in subsequent decades, *i.e.*, 20 years, at the beginning of the 21st century, estuarine fishing no longer exists as an economic activity except for shrimp and mullet fishing. Thus, considering the impact of fisheries in the coastal region adjacent to the continental area of the Patos lagoon on the stocks of these species (Haimovici & Cardoso, 2016), the extinction of the fishing activity due to overexploitation and population collapse provides a more accurate assessment of the negative impact of human activities on the coastal environment.

Regarding the three species of sea catfishes, the negative impacts of the sluice dam are of greater magnitude when we consider aspects of the ecology such as migratory routes and the reproduction and feeding habitat conditions described for this lagoon system. Historical records of the use of the São Gonçalo channel were provided by Devincenzi (1933) and Vaz-Ferreira (1969), where residents reported that every year from December to January, large schools, which were absent for the rest of the year, crossed the São Gonçalo channel

originating from the Patos lagoon, passed through the Mirim lagoon, and went up the Cebollati river during the spawning season, with some individuals measuring as much as 1 meter in total length (Figure 2A). In this river, specimens of the sea catfishes *Trachysurus barbatus* and *G. barbatus* (at the time listed as *T. barbatus*, and later as *Netuma barba*) were collected with eggs and juveniles in the oropharyngeal cavity, confirming the use of the Mirim lagoon in the Uruguayan territory for breeding. The distance traveled during reproductive migration by *G. barbatus* reached approximately 290 km considering the distance from the mouth of the “Barra” piers (connection of the Patos lagoon with the ocean) to the Cebollati river. Although the migratory route was not mentioned in the technical report of the environmental impact of the sluice dam, the species *G. barbatus* (= *N. barba*) was used as a target species in the study of fish passage because it uses the Mirim lagoon as spawning habitat (MI, 1970).

Thus, during migration for spawning, which occurred during flood periods (ocean-Mirim lagoon direction), the sluice should be open. However, juveniles travel from the Mirim lagoon to the sea when the sluice is closed, and the fish would need to pass through the sluice. Considering that these fish would swim near the surface, one of the water inlets was risen to the level of the hydrographic zero. The gates inside the chambers should be left partially open to allow the passage of fish from the Mirim lagoon to the Patos lagoon and potentially to the ocean (MI, 1970). To avoid reducing the flow rate and silting near the dam structures, only one of the water inlets has been designed to fulfill this purpose. However, the degree of blockage that the sluice dam has exerted on the movement of the target species *G. barbatus* has not been monitored since its construction in 1977, and recent observations indicated that the designed passage system was not functional for the three species sea catfishes included *G. genidens* and *G. planifrons* and not considered on environmental study of sluice dam (FAO, 1972; Burns & Vieira

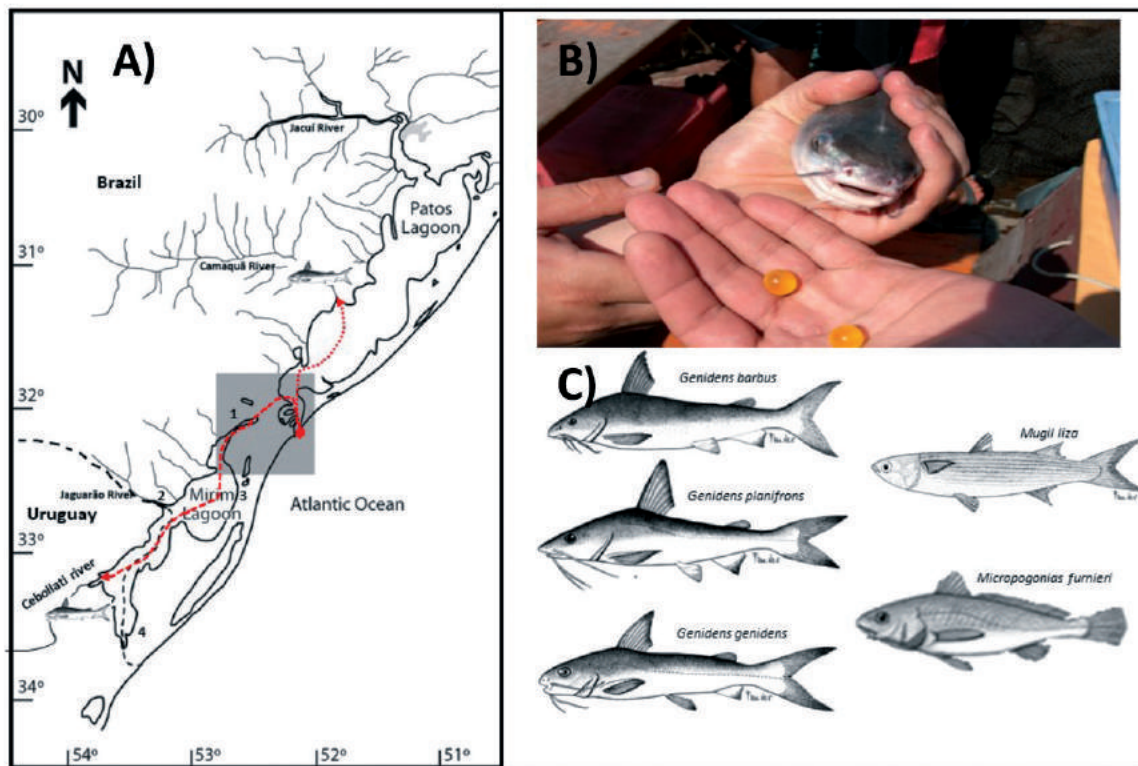


Figure 2. (A) Historical migratory routes described for *Genidens barbatus* in the Patos and Mirim lagoons (red line) in addition to the fishing communities in the Mirim lagoon (1 – Santa Isabel; 2 Jaguarão; 3 – Capilha e 4 – Santa Vitória do Palmar); (B) *Genidens genidens* male with eggs in the oral cavity collected from in the estuarine portion of the São Gonçalo channel (Source: Garcia *et al.* 2006); and (C) five diadromous species affected by the sluice dam construction.

2012) (Figure 2C). Araújo (1988) verified that these three species of sea catfishes move to the limnic region of this lagoon system, but did not consider the possible negative effects of the dam blocking the passage of the shoals, towards Mirim lagoon. Between 2005 and 2007, trawling was carried out daily and monthly and covering the two areas cut by the sluice dam on the São Gonçalo channel (Figure 3). Of the 3171 individuals captured, only 77 individuals were recorded in the limnic portion of the São Gonçalo channel; most individuals were identified as *G. genidens* (76 ind) and one as *G. barbatus* (Burns and Vieira 2012). The number of sea catfishes was highest during the summer and spring seasons in the estuarine area of the São Gonçalo chan-

nel, indicating that this areas was the breeding habitat of the *G. barbatus* and *G. genidens* species since most of the male individuals carried eggs and even juveniles with yolk sacs in the oropharyngeal cavity (Figure 2B) (Garcia *et al.* 2006), a typical reproductive behavior of these species (Yáñez-Arancibia & Lara-Domínguez 1988; Chao *et al.*, 1985; Reis, 1986; Velasco *et al.*, 2007; Dantas *et al.*, 2010; Mouchet *et al.*, 2013; Avigliano *et al.*, 2017) (Figure 2B). Although an extensive lagoon area located in the western portion of the Patos lagoon is drained by several rivers and sea catfish has potential usage as recorded for the mouth of the Camaquã River (Figure 2A) (Ihering, 1894, 1929), the blockage of the movement of sea catfish in the ocean

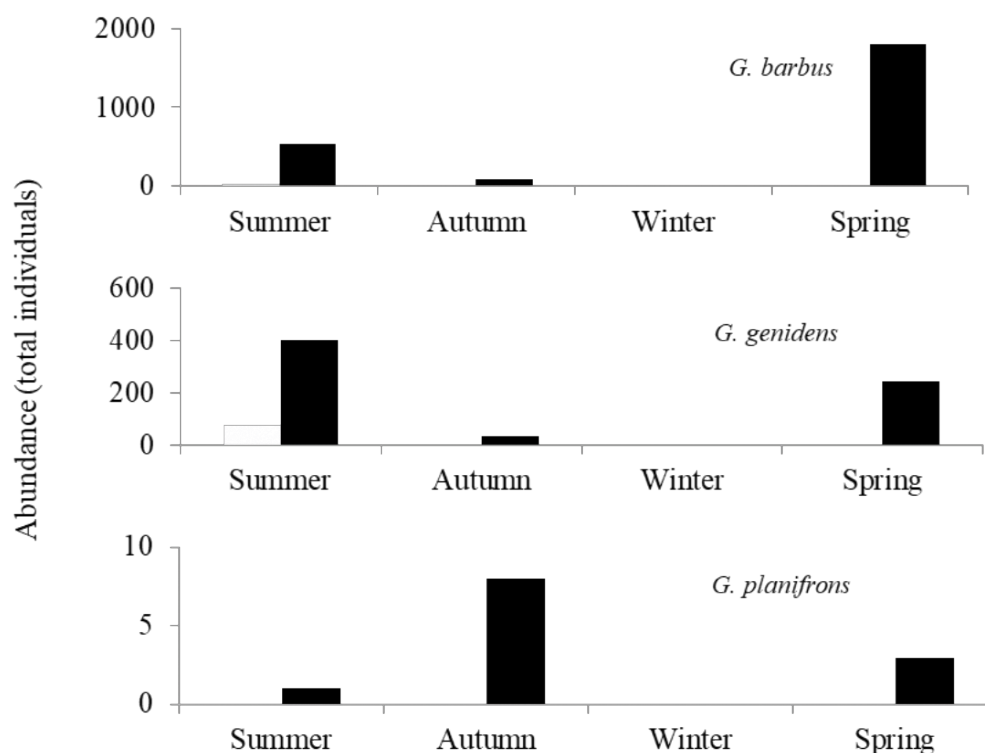


Figure 3. Total abundance and seasonal distribution of the three species of sea catfishes in the two areas of the São Gonçalo channel cut by the sluice dam: (gray bar) limnic area and (black bar) estuarine area (From: Burns & Vieira, 2012).

to the Mirim lagoon direction could be reduced with the development of a management plan (see Mitigating Measures).

Historical records of fish landings in the Mirim lagoon covering the period during and after the sluice dam construction (Machado, 1976; Piedras, 1994) show the predominance of freshwater species, such as the tigerfish *Hoplias aff. malabaricus* and silver catfish *Rhamdia quelen*, which combined represent approximately 81.30 and 83.22% of the total fish landed in the fishing sites of the Mirim Lagoon and São Gonçalo channel, respectively (Table 3). With regard to marine species, it is possible to identify the reduction and/or local extinction of the sea catfish share in addition to the reduction of the whitemouth croaker *M. furnieri* and the mullet *M. liza* shares between the evaluated

years (Machado, 1976; Piedras, 1994; Milani & Fontoura, 2007) (Table 3). Mullet had the largest reduction in annual production at 93,88%, followed by the whitemouth croaker at 92,03%. Currently qualitative data on fishing in the Mirim lagoon do not register the capture of marine species (Garcez & Saches-Botero, 2005).

The loss of functional connectivity of the São Gonçalo channel is more evident when we compare fish landing data of the marine species north of the Patos lagoon with the historical data from the Mirim lagoon (Table 3). To the north of the Patos lagoon, at a distance of more than 180 km from the “Barra” piers, the most predominant species in the fish landings were the mullet *M. liza* and the sea catfishes *G. barbus* and *G. genidens* (= *Genidens spp*) (Milani & Fontoura,

Table 3. Comparison of the relative importance (%) of the annual fish production in kilograms (kg) and tons (ton) of the target species in the Mirim lagoon and the Patos lagoon.

Target Species	Fish Production					
	Mirim lagoon				Patos lagoon	
	Machado (1976)		Piedras (1994)		Milani & Fontoura (2007)	
	kg	%	kg	%	ton	%
<i>Hoplias aff. malabaricus</i> (Bloch, 1794) Tigerfish	874,867	58.49	443,195	68.83	52.7	16.46
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy and Gaimard, 1824) Silver Catfish	341,278	22.81	96,066	14.91	15.4	4.81
<i>Micropogonias furnieri</i> (Desmarest, 1823) Whitemouth croaker	99,075	6.62	7,899	1.22	0.01	<0.01
<i>Pimelodus pintado</i> Azpelicueta, Lundberg and Loureiro, 2008 'Pintado'	73,869	4.93	9,580	1.48	2.0	0.62
<i>Odontesthes spp</i> Silversides	35,538	2.37	35,520	5.51	4.1	1.28
<i>Mugil liza Valenciennes</i> , 1836 Lebranche Mullet	34,901	2.33	2,136	0.33	41.7	13.03
<i>Cyphocharax voga</i> (Hensel, 1870) Characin	25,701	1.71			7.2	2.24
<i>Genidens spp.</i> Sea catfishes	5,077	0.33			23.4	7.31
<i>Catathyridium garmani</i> (Jordan, 1889) 'Linguado-zebra'					1.0	0.31
<i>Loricariichthys anus</i> (Valenciennes, 1835) 'Viola'					153.2	47.86
Other (freshwater species only)						6.057
Other (saltwater and freshwater species)*	5,421	0.36%				
Other (unidentified)			49,497	7.68		

**Australoheros acaroides*, *Geophagus brasiliensis*, *Rhinobatus sp.*, *Paralichthys sp.*, *Oligosarcus jenynsii*, *Oligosarcus robustus*, *Crenicichla punctata* and *Crenicichla lepidota*.

2007). In this study, the fishing activity was monitored for two consecutive years (2002-2004) and showed that the mullet *M. liza* and the catfishes *Genidens spp.* were fished throughout the observed period. The total catch of mullet ranged from 7.6 tons in the first year to 41.7 tons in the second year, with catch peaks during the months of November to February (Milani & Fontoura, 2007; Fontoura *et al.*, 2016). Sea catfishes, however, ranged from 4.5 tons in the first year to 23.4 tons in the second year, with catch peaks during the months of May to September. The variation in the catch of these species is attributed to hydrological and population cycles that are not yet understood and require continuous research programs and fishing data

collection since these species are under heavy fishing pressure in the northern region of the Patos lagoon (Ceni *et al.*, 2016; Fontoura *et al.*, 2016).

The current condition of the fishing activity in the hydrographic region of the São Gonçalo channel and the Mirim lagoon are not known by the relevant federal environmental agencies in Brazil. Historical fishing data in this region are available in two papers published in the last century and represent a monitoring time of 1 year (Machado, 1976; Piedras, 1994) (Table 4). The information available indicates that the number of boats operating in the two studied periods is similar and varies greatly between the summer and winter seasons (Table 5). Although the number of days

Table 4. Comparison of the fishing dynamics in the hydrographic region of the São Gonçalo channel and the Mirim lagoon during the years 1975-76 and 1993-94.

Characteristics	Machado (1976)	Piedras (1994)
Boats	Average length of 5 meters; all have engines, some of them run on diesel.	All powered by Diesel inboard engines.
Storage capacity	2 to 5 tons, with some up to 7 tons.	2 to 5 tons.
Number of boats	In the summer, it is approximately 80 and in the winter approximately 140 boats.	Ranged from 54 in the low season to 126 boats during the period of highest production (April and July). Number of boats per location: Jaguarão (31); Santa Isabel (27) and Santa Vitória (22).
Fishing Areas	Up to 3 meters deep.	Information not available.
Fishing trip duration	Between 1 to 5 days and the average time is between two and three days.	In summer the trip lasts up to two days and in winter it can reach 5 days.
Fishing gear	Nylon gillnets with mesh size between 45 - 50 mm knot-to-knot. Length of 30 to 50 m by 2.5 m of height. Each boat carries an average of 30 nets. Longlines with 80 to 400 hooks is also used by fishermen.	Each boat has between 30 and 100 gill nets, with mesh sizes between 35 and 70 mm knot-to-knot.

Table 5. Annual fish production in four locations in the São Gonçalo (SG) and Mirim (ML) watershed.

Fishing Locations	Annual Production (kg)	
	Machado (1976)	Piedras (1994)
Santa Isabel (SG)	437,664	250,312
Capilha (ML)	218,713	*
Jaguarão (ML)	553,020	246,385
Santa Vitória (ML)	286,330	143,079
Total Production	1495,727	639,776

of travel and storage capacity of the fish did not change between the monitored periods, the type of fishing gear, number of nets and mesh size showed changes, when we compare the annual fish production in this watershed between the four main fishing locations, it is possible to observe a decrease in the total annual production of all the locations of 42.77% (Table 5). Such evidence indicates that the region has been under large fishing pressure since the 1990s, and no information is currently available on the state of fisheries and exploited fish populations.

Mitigating measures

Measures to reestablish a greater degree of connectivity between the Patos and Mirim lagoons that aim to improve the flow of migratory species include recognition of the São Gonçalo channel as an ecological corridor. Such recognition may help in the determination and regulation of instruments for the protection and use of this environmental unit. Although the environmental studies carried out for the sluice dam have contemplated a series of social, economic and environmental variables, mainly regarding agricultural activity and water supply to promote the development of both the Brazilian and Uruguayan portions of the Mirim lagoon, the main management program to ensure reproductive migration of the target species *G. barbus* was not properly implemented and monitored by the environmental agencies. Other species, such as the movement of adult mullet, whitemouth croaker as well as sea catfishes *G. planifrons* and *G. genidens*, should be included in a plan to reestablish the flow of species between the Patos and Mirim lagoons. To do so, the sluice dam operation system must be reviewed to evaluate the need

for a fishway system (FS). The development and design of FSS has been a challenge for engineers and ecologists in the area since the efficiency and selectivity of the current mechanisms in the Brazilian rivers raise a series of concerns as to its effectiveness in maintaining the functional connectivity of the populations (Lira *et al.*, 2017). In the case of marine species, an excellent example of a FS is discussed for the Santa Clara dam located on the Mucuri river at approximately 80 km from the connection with the Atlantic Ocean (Pompeu & Martinez, 2006, Pompeu & Martinez, 2007). In this dam, marine species are markedly diurnal and represent less than 1% of the total captured and consisted mainly of migratory fishes such as *Centropomus paralellus* Poey, 1860, *C. undecimalis* (Bloch, 1792) and *Mugil curema* Valenciennes, 1836. However, considering the difficulties in promoting downstream migration through the Santa Clara dam and the effect known as Ecological Traps (Pelicice & Agostinho, 2008), the passage of this group of species upstream was limited. Moreover, considering the lacustrine typology of the Patos-Mirim lagoon body, such as the hydrologic inversion of the current that characterizes the São Gonçalo channel, we recommend that a FS be developed or that the sluice gate operation system be changed to allow for the flow of diadromous species between the Patos and Mirim lagoons. In addition, the search for solutions for reestablishing the movement of these species between the Patos and Mirim lagoons can avoid fish stocking programs of both native and exotic fishes, which aggravate

the environmental impacts in the region.

Another important point to be considered by the measures to protect and maintain the ecological corridor status of the São Gonçalo channel is the regulation of the areas and periods for sand extraction and fishing, since both can significantly impact the movement of the fish (Lemos *et al.* 2014; Barletta *et al.* 2016; Ceni *et al.* 2016). In particular, in the case of fisheries, it is necessary to write up an ordinance on fishing activity in the area since it is still nonexistent (IN/MMA/SEAP 2004), thus making the fish shoals susceptible to capture when travelling between the Patos and Mirim lagoons. Similar to the channel created by the “Barra” piers, which serves as a corridor interconnecting the oceanic coastal region with the continental lagoon system, which has a no-fishing zone (MPA/MMA 2012) due to the movement of several fish species (Chao *et al.* 1985; Pereira 1994; Lemos *et al.* 2014), the São Gonçalo channel is the main corridor interconnecting the Patos and Mirim lagoons and should give similar protections. A review of the fishing regulations for the Mirim lagoon region is also recommended since measures for the control of fishing activity in the Patos lagoon have not been successful both in the estuarine and limnic regions, thus causing conflicts as to the seasonality of the fishing seasons and the movement of migratory species between the limnic and estuarine habitats (Reis and D’Incao 2000; Ceni *et al.* 2016; Fontoura *et al.* 2016).

4. Conclusions

The present work demonstrates historical evidence that the São Gonçalo channel is an important ecological corridor connecting the Patos and Mirim lagoons. Once assured that the Mirim lagoon remains the largest freshwater reservoir in South America, the reestablishment of functional connectivity for the long-distance

migratory species ensures the maintenance of the biodiversity and health of this lagoon system as well as an improvement of the integrated coastal management. Among the actors of this integrated management of natural resources are the Brazilian and Uruguayan environmental agencies. In this sense, measures related to

the sluice dam operation system must be adopted to maintain fishing activity in the Mirim lagoon and assist in the management of endangered species and/or overexploited stocks. Similarly, the development and regulation of fishing ordinances should be adopted as part of the protection of fish populations that use the

São Gonçalo channel during their movement. In addition, the recognition of the negative environmental impacts of sluice dam construction could help in the search for the reestablishment of better environmental conditions in this watershed.

5. Acknowledgments

The authors acknowledge the Federal University of Rio Grande - Furg, CNPq -PELD Site 8 (Patos Lagoon Estuary - Proc. 520188/98-5), FAPERGS (Rio Grande do Sul Research Foundation); the scholarship

granted to the author (Case number: 142306/2006-1); and Dr. Luciano Gomes Fischer for providing the drawings of the species.

6. References

- Acero, A. and Bentancur, R. 2010. *Genidens genidens* (errata version published in 2017). The IUCN Red List of Threatened Species 2010: e.T154640A115216247. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-4.RLTS.T154640A4595067.en>; (Accessed on 25 July 2018). www.iucnredlist.org/.
- Aguilera Socorro, O., Fredou, FL., Haimovici, M., Vieira, JP. Villwock de Miranda, L. 2015. *Micropogonias furnieri* (errata version published in 2017). The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T195076A115338833. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T195076A49232972.en>; (Accessed on 25 July 2018). www.iucnredlist.org/.
- Albuquerque CQ, Miekeley N, Muelbert JH., 2010. White-mouth croaker, *Micropogonias furnieri*, trapped in a freshwater coastal lagoon: a natural comparison of freshwater and marine influences on otolith chemistry. *Neotrop Ichthyol.* 8(2): 311-320.
- Alves TP, Fontoura NF. 2009. Statistical distribution models for migratory fish in Jacuí basin, South Brazil. *Neotrop Ichthyol.* 7 (4):647-658.
- Araújo FG. 1988. Abundância relativa, distribuição e movimentos sazonais de bagres marinhos (Siluriformes, Ariidae) no estuário da Lagoa dos Patos, RS. *Rev. Braz. Zool.* 5(6): 509-543.
- Avigliano E, Leisen M, Romero Rurik, Carvalho B, Velasco G, Vianna M, Barra F, Volpedo, AV. 2017. Fluvio-marine travelers from South America: Cyclic amphidromy and fresh water residency, typical behaviors in *Genidens barbatus* inferred by otolith chemistry. *Fish. Res.* 193:184-194.
- Barletta M, Jaureguizar AJ, Baigun C, Fontoura NF, Agostinho AA, Almeida-Val VMF, Torres RA, Jimenes-Segura LF, Giarrizzo T, Fabré NN, Batista VS, Lasso C, Taphorn DC, Costa MF, Chaves PT, Vieira JP, Corrêa MFM. 2010. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. *J. Fish Biol.* 76: 2118-2176.
- Barletta M, Cysneiros FJA, Lima ARA. 2016. Effects of dredging operations on the demersal fish fauna of a South American tropical-subtropical transition estuary. *J. Fish Biol.* 89 (1):1-31.
- Barthem RB, Ribeiro MCLB, Petrere M. 1991. Life strategies of some long-distance migratory catfish in relation to hydroelectric dams in the Amazon Basin. *Biol. Conserv.* 55: 339-345.
- Bemvenuti CE, Netto SA. 1998. Distribution and seasonal patterns of the sublittoral benthic macrofauna of Patos lagoon (South Brazil). *Rev. Braz. Zool.* 58 (2):211-221.

- Bertaco VA, Ferrer J, Carvalho FR, Malabarba LR., 2016. Inventory of the fresh water fishes from a densely collected area in South America — a case study of the current knowledge of Neotropical fish diversity. *Zootaxa*. 4138 (3): 401–440.
- Brasil. Instrução Normativa Conjunta MMA/SEAP Nº 2 de 9 de fevereiro de 2004.
- Brasil. Decreto Nº 52.109, de 1º de dezembro de 2014. Declara as espécies da flora nativa ameaçadas de extinção no Estado do Rio Grande do Sul: DOE nº 233, de 02 de dezembro de 2014.
- Brasil. Instrução Normativa Interministerial. MPA/MMA Nº 12 de 22 de agosto de 2012. Dispõe sobre critérios e padrões para o ordenamento da pesca praticada com o emprego de redes de emalhe nas águas jurisdicionais brasileiras das regiões Sudeste e Sul.
- Burns MDM, Cheffe MM. 2018. News records of long-distance migratory fish in the São Gonçalo Channel Basin, southern Brazil. *Pan-Am. j. aquat. sci.* 13(1):88-92.
- Burns MDM, Geraldi RM, Garcia AM, Bemvenuti CE, Capitoli R, Vieira JP. 2006a. Primeiro Registro de Ocorrência do Mexilhão Dourado *Limnoperna fortunei*. *Biociências*. (14)1:83-84.
- Burns MDM, Garcia AM, Vieira JP, Bemvenuti MA, Motta Marques DML, Condini MV. 2006b. Evidence of fragmentation affecting fish movement between Patos and Mirim coastal lagoons in southern Brazil. *Neotrop. Ichthyol.* 4:69-72.
- Burns MDM, Vieira JP. 2012. Influence of Sluice Dam in the movement of marine catfish (Siluriforms, Ariid) in São Gonçalo channel, Patos-Mirim System. Simpósio Internacional de Transposição de Peixes da América do Sul – II SYMPASS.
- Carolsfeld J, Harvey B, Ross C, Baer A. 2004. Migratory fishes of South America: biology, fisheries and conservation status. Ottawa: World Fisheries Trust/World Bank/IDRC.
- Castelo JP. 1985. The ecology of consumers from Patos Lagoon estuary, Brazil. In: Yanez-Arancibia A. editor. Fish Community Ecology in Estuaries and Coastal Lagoons: Towards an Ecosystem Integration. Mexico: Universidad Nacional Autónoma de México Press. p383-406.
- Castro, MG, Vieira JP, Brick Peres M, Albieri RJ, Mendonça JT, Villwock de Miranda L, Fadré NN, Padovani-Ferreira B, da Silva FMS, Rodrigues AMT, Chao L. 2015. Mugil liza. The IUCN Red List of Threatened Species. e.T190409A1951047. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-2.RLTS.T190409A1951047.en>. (Accessed on 25 July 2018). www.iucnredlist.org/.
- Ceni G, Fontoura NF, Cabral HN. 2016. The freshwater artisanal fishery of Patos Lagoon. *J. Fish Biol.* 89(1): 337- 354.
- Chao LH, Pereira LE, Vieira JP. 1985. Estuarine fish community of the Patos Lagoon, Brazil: a baseline study. In: Yanez-Arancibia A, editor. Fish Community Ecology in Estuaries and Coastal Lagoons: Towards an Ecosystem Integration. Mexico. UNAM Press. p 429-450.
- Cunha AAV. 1953. Contribuição ao estudo químico da água do Canal São Gonçalo. *Agros*. 6(1):13-25.
- Dantas DV, Barletta M, Costa MF, Barbosa-Cintra SCT, Possatto FE, Ramos JAA, Lima ARA, Saint-Paul U. 2010. Movement patterns of catfishes (Ariidae) in a tropical semi-arid estuary. *J. Fish Biol.* 76: 2540–2557.
- Devincenzi GJ. 1933. La perpetuación de la especie en los peces sudamericanos. Anales del Museo de Historia Natural de Montivideo. Montivideo: 28p.
- FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. 1972. Desarrollo de la cuenca hidrográfica de la Lagoa Merin. Roma: 86p.
- Fischer LG, Pereira LED, Vieira JV. 2011. Peixes Estuarinos e Costeiros. 2 ed. Rio Grande.
- Folke C, Carpenter S, Walker B, Scheffer M, Elmqvist T, Gunderson L, Holling CS. 2004. Regime shifts, resilience and biodiversity in ecosystem management. *Annu Rev Ecol Evol Syst.* 35:557-581.
- Fontoura NF, Vieira JP, Becker FG, Rodrigues LR, Malabarba LR, Schulz U, Möller OO, Garcia AM, Vilella FS. 2016. Aspects of fish conservation in the upper Patos Lagoon basin. *J. Fish Biol.* 89(1):315–336.
- Garcez DS, Sanches-Botero JI. 2005. Comunidades de pescadores artesanais no estado do Rio Grande do Sul, Brasil. *Atlântica*. 27(1): 17-29.
- Garcia AM, Vieira JP, Burns MDM. 2006. Genidens genidens (Cuvier) (Pisces, Ariidae), oral incubation of eggs. *Pan-Am. J. Aquat. Sci.* 1(2): I.
- Haimovici M, Cardoso LG. 2016. Long-term changes in the fisheries in the Patos Lagoon estuary and adjacent coastal waters in Southern Brazil. *Mar. Biol. Res.* 1745-1019.
- Harayashiki CAY, Varela AS, Burns M, Vieira JP. 2012. Establishing evidence of a non-native species *Pachyurus*

- bonariensis* Steindachner, 1879 (Perciformes, Sciaenidae) in Mirim Lagoon, Rio Grande do Sul (Brazil). *Bioinvasions Rec.* (3)2:103–110.
- Holmquist JG, Schmidt-Gengenbach JM, Yoshioka BB. 1998. High dams and marine-freshwater linkages: Effects on native and introduced fauna in the Caribbean. *Conserv Biol.* 12 (3):621-630.
- Ihering, H. 1885. A Lagoa dos Patos no século XIX na visão do naturalista Hermann von Ihering/ compilado e traduzido por Clarisse Odebrecht (2003). Rio Grande: Ecoscientia.
- Ihering H. 1894. Os peixes de água doce do Rio Grande do Sul. In: Anuario do estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 161-190.
- Ihering R. 1929. Da vida dos peixes: Ensaios e Scenas de Pescarias. São Paulo: Proprietaria.
- Jutagate T, Sawusdee A, Thapanand-Chaidee T, Lek S, Grenouillet G, Thongkhao S, Chotipuntu P. 2010. Effects of an anti-salt intrusion dam on tropical fish assemblages. *Mar Freshwater Res.* 61:288-301.
- Kjerfve B. 1986. Comparative oceanography of coastal lagoons. In: Wolfe DA (ed). *Estuarine Variability*. New York: Academic Press. p 63-81.
- Lemos VM, Varela AS, Schwingel PR, Muelbert JH, Vieira JP. 2014. Migration and reproductive biology of Mugiliza (teleostei: mugilidae) in south brazil. *J. Fish Biol.* 85 (3):671–687.
- Lira NA, Pompeu PS, Agostinho CS, Agostinho AA, Arcifa MS, Pelicice FM. 2017. Fish passages in South America: an overview of studied facilities and research effort. *NeotropIchthyol.* 15(2):
- Lucas MC, Baras E. 2001. *Migration of Freshwater Fishes*. Oxford: Blackwell Science.
- Machado MICS. 1976. Sobre a pesca na região brasileira da lagoa Mirim. *Boletim Ipemafla.* 2:23-37.
- Marceniuk AP, Menezes NA. 2007. Systematics of the family Ariidae (Ostariophysi, Siluriformes), with a redefinition of the genera. *Zootaxa.* 1416:1–126.
- Mendonça JT, Chao L, Albieri RJ, Giarrizzo T, Fadré, NN, da Silva FMS, Brick Peres M, Castro MG, Villwock de Miranda L, Vieira JP. 2015. *Centropomus parallelus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T190327A1948008. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-2.RLTS.T190327A1948008.en>. Downloaded on 11 August 2018.
- Milani PCC, Fontoura NF. 2007. Diagnóstico da pesca artesanal na Lagoa do Casamento, sistema nordeste da Lagoa dos Patos: uma proposta de manejo. *Biociências.* 15:82-125.
- Ministério do Interior (MI). 1970. Seção Brasileira da Comissão da Lagoa Mirim. Barragem do São Gonçalo: Estudo Preliminar de Viabilidade. 46p.
- Ministério do Meio Ambiente - MMA. 2016. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção.
- Möller OOJ, Casting P, Salomon JC, Lazure P. 2001. The influence of local and non-local forcing effects on the subtidal circulation of Patos Lagoon. *Estuaries.* 24:297-311.
- Möller OOJ, Lorenzetti JA, Stech JL, Mata MM. 1996. Patos Lagoon summer time circulation and dynamics. *Cont Shelf Res.* 16 (3):335-351.
- Mouchet MA, Burns MDM, Garcia AM, Vieira JP, Mouillot D. 2013. Invariant scaling relationship between functional dissimilarity and co-occurrence in fish assemblages of the Patos Lagoon estuary (Brazil): environmental filtering consistently overshadows competitive exclusion. *OIKOS.* 122(2):247–257.
- Mouillot D. 2007. Niche-assembly vs. dispersal-assembly rules in coastal fish metacommunities: implications for management of biodiversity in brackish lagoons. *J. Appl. Ichthyol.* 44:760-767.
- Moura PM, Vieira JP, Garcia AM. 2012. Fish abundance and species richness across an estuarine freshwater ecosystem in the Neotropics. *Hydrobiologia.* 696:107-122.
- Niencheski LF, Möller OO, Odebrecht C, Fillmann G. 1988. Distribuição espacial de alguns parâmetros físicos e químicos na Lagoa dos Patos-Porto Alegre a Rio Grande. RS. *Acta Limnol. Bras.* 11:79-97.
- Oliveira HA, Fernandes EHL, Möller OO, Collares GL. 2015. Processos Hidrológicos e Hidrodinâmicos da Lagoa Mirim. *Rev. Bras. Recur. Hídricas.* 20:34-4.
- Pelicice FM, Agostinho AA. 2008. Fish-Passage facilities as Ecological traps in large neotropical rivers. *Conserv. Biol.* 22(1) 180-188.
- Pereira LE. 1994. Variação diurna e sazonal dos peixes demersais na barra do estuário da Lagoa dos Patos. *Atlântica.* 16:5-21.
- Piedras SRN. 1994. Recursos pesqueiros na região brasileira da Lagoa Mirim – RS. *Revista UCPel.* 4:53-60.

- Pompeu, PS, Martinez CB. 2006. Variações temporais na passagem de peixes pelo elevador da Usina Hidrelétrica de Santa Clara, rio Mucuri, leste brasileiro. *Rev. Bras. Zool.* 23 (2):340-349.
- Pompeu PS, Martinez CB. 2007. Efficiency and selectivity of a trap and truck fish passage system in Brazil. *Neotrop Ichthyol.* 5(2):169-176.
- Razinkovas A, Gasiunaitė Z, Viaroli P, Zaldívar JM. 2008. Preface: european lagoons - need for further comparison across spatial and temporal scales. *Hydrobiologia.* 611:1-4.
- Reis E, D'Incao F. 2000. The present status of artisanal fisheries of extreme Southern Brazil: an effort towards community-based management. *Ocean Coast Manage.* 43:585-595.
- Reis EG. 1986. Reproduction and feeding habitats of the marine catfish *Netuma barba* (Siluriformes, Ariidae) in the estuary of lagoa dos Patos, Brazil. *Atlântica.* 8:35-55.
- Seeliger U, Odebrecht C. 2010. O estuário da Lagoa dos Patos: um século de transformações. Rio Grande: FURG.
- Seeliger U, Odebrecht C, Castello JP (Eds). 1998. Os Ecossistemas Costeiro e Marinho do Extremo Sul do Brasil. Rio Grande: Ecoscientia.
- Sheaves M, Johnston R, Molony B, Shepard G. 2007. The effect of impoundments on the structure and function of fish fauna in a highly regulated dry tropics estuary. *Estuaries and Coast.* 30(3):507-517.
- Tagliani PRA, Landazuri H, Reis EG, Tagliani CRA, Asmus M, Sánchez-Arcilla A. 2003. Integrated coastal zone management in the Patos Lagoon estuary: perspectives in context of developing countries. *Ocean Coast Manage.* 46:807-822.
- Vassão CM. 1952. Reconhecimento topo-hidrográfico da Lagoa Mangueira. Boletim Técnico do Instituto Agrônomo do Sul. 5:120-129.
- Vaz AC, Möller OO, Almeida TL. 2006. Análise quantitativa da descarga dos rios afluentes da Lagoa dos Patos. *Atlântica.* 28:13-23.
- Vaz-Ferreira R. 1969. Peces del Uruguay. Montevideo: Nueva Tierra.
- Velasco G, Reis EG, Vieira JP. 2006. Calculating growth parameters of *Genidens barbatus* (Siluriformes, Ariidae) using length composition and age data. *J. Appl. Ichthyol.* 23:64-69.
- Vieira JP. 2006. Ecological analogies between estuarine bottom trawl fish assemblages from Patos Lagoon, Rio Grande do Sul, Brazil and York River, Virginia, USA. *Rev. Bras. Zool.* 23:234-247.
- Vieira JP, Garcia AM, Moraes L. 2010. A assembleia de peixes. In: Seeliger U Odebrecht C. (Eds). Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil, Rio Grande, FURG, 77-88.
- Welcome RL. 2001. Inland Fisheries: Ecology and management. Oxford, Blackwell Science.
- Welcome RL, Winemiller KO, Cowx IG. 2005. Fish environmental guilds as a tool for assessment of ecological condition of rivers. *River Res Appl.* 21:1-20.
- Yáñez-Arancibia A, Lara-Domínguez AL. 1988. Ecology of three sea catfishes (Ariidae) in a tropical coastal ecosystem-Southern Gulf of Mexico. *Mar Ecol Prog Ser.* 49:215-230.



Entrena-Barbero, E., M.L. Pérez-Cayeiro, y C. Bonhomo-Núñez. 2019. Propuesta de Gestión Integrada para los Corrales de Pesca de la Costa Noroeste de Cádiz (España). *Revista Costas*, 1(1): 165-180. doi: 10.26359/costas.0109

Propuesta de Gestión Integrada para los Corrales de Pesca de la Costa Noroeste de Cádiz (España)

Eduardo Entrena-Barbero^{1*}, María Luisa Pérez-Cayeiro¹
y Carolina Bonhomo-Núñez²

*e-mail: edu_entrena@hotmail.com

¹ Universidad de Cádiz (España)

² Ayuntamiento de Rota (España)

Keywords: Ecosystem services, shellfish,
coastal ethnography.

Abstract

Base on a research study about fishing corrals, a fishing gear based on using the tidal cycles in order to fish marine organisms by means of hedges located in the intertidal zone and made of rocks, it is develop an integral management proposal at regional scale that solves their current problem based on an a state of gradual deterioration and abandonment. The fishing corrals are located in the beaches of the municipalities of Rota, Chipiona and Sanlúcar de Barrameda. As a previous step, information was collected about its possible origin and evolution throughout history. In order to do a diagnosis, different techniques have been applied: Three Subsystems Analysis, GEO Methodology and SWOT Analysis. The most relevants results from the diagnosis are 1) the threat of the illegal she-

Submitted: September 2018

Reviewed: October 2018

Accepted: december 2018

Associate Editor: Marínez Scherer

llfish gathering, 2) the shellfishermen figure's precariousness, who are the supervisors of corrals' maintenance, as well as 3) the corrals offer multiple ecological (high biodiversity area, due to it is a refuge zone) and cultural (to carry out scientific researches or to teach environmental education) services, which could entail their value enhancement. In conclusion, it is necessary the cooperation between neighbouring villages with the purpose of not to lose part of their ethnographic legacy.

Resumen

Con base en un estudio de investigación acerca de los corrales de pesca, un arte de pesca que se basa en el aprovechamiento de los ciclos mareales para atrapar a organismos marinos a través de cercos dispuestos en la zona intermareal de las costas y constituidos por muros de piedra, se elabora una propuesta de gestión integrada a escala comarcal que palie la problemática presente basada en un estado de deterioro y abandono paulatinos. Los corrales se encuentran presentes en las playas gaditanas de los municipios de Rota, Chipiona y Sanlúcar de Barrameda. Como paso previo, se recopiló información acerca de su posible origen y la evolución que han tenido a lo largo de la historia. Para el diagnóstico de la zona, se han aplicado los siguientes métodos: Análisis de los Tres Subsistemas, Modelo GEO y Análisis DAFO. Algunos de los resultados más relevantes que se han obtenido de la fase de diagnóstico indican que los principales motivos causantes del estado actual de los corrales son: 1) la amenaza que supone la práctica del marisqueo ilegal, 2) la precariedad de la figura que vela por su mantenimiento, el corralero o catador, así como 3) los múltiples servicios ecológicos (punto de alta biodiversidad por ser una zona de refugio y puesta de múltiples especies marinas) y culturales (realización de estudios científicos o como lugar para impartir educación ambiental) que ofrece y que podrían suponer su puesta en valor. A modo de conclusión se puede afirmar que, por todo lo anterior, es necesaria la coordinación entre los municipios vecinos para que no se pierda parte de su legado etnográfico.

Palabras clave: servicios ecosistémicos, marisqueo, etnografía litoral

1. Introducción

Los corrales de pesca o pesquería son un arte artesanal a pequeña escala de tipo pasivo, más concretamente encasillados en la categoría de trampa. Es una de las artes de pesca más antiguas de las que se tiene constancia y que aún se conserva en la actualidad.

Estas estructuras presentan un origen antrópico, cuyo componente principal es cualquier tipo de material resistente a las condiciones de intemperie existentes en el medio marino, y que además actúa como barrera. De esta manera, para el caso concreto de los corrales presentes en la Costa Noroeste de la provincia de Cádiz (sur de España), estos se encuentran constituidos por paredes de conglomerados de piedras que hacen de cerco para un determinado espacio interma-

real. Las piedras se van encajando verticalmente unas con otras hasta formar pequeñas paredes que se extienden hacia mar adentro adquiriendo formas más o menos semicirculares.

Sus dimensiones aproximada es de dos metros de altura y tres de ancho, van disminuyendo de manera progresiva en altitud y grosor conforme se acercan a la orilla. Esto permite mantener una misma cota a lo largo de todo el recorrido para que el corral se llene o vacíe uniformemente. A su vez, los laterales de los muretes (muros del corral) presentan una disposición en pendiente de tal forma que se van haciendo cada vez más estrechos en las cotas más altas, lo que sumado a que presentan una estructura no maciza (llena de ca-

vidades), reporta un mejor estado defensivo ante los embates marinos (Cañas, 2015).

Con el paso del tiempo, las rocas interactúan con otros componentes de procedencia natural, como pueden ser algas, lapas y otros microorganismos marinos que proveen a la construcción cohesión y robustez al adherirse a su superficie o vivir entre sus intersticios.

En relación con su funcionamiento, el corral confina a especies marinas en su interior a través de una concatenación de sucesos, resultando útil dividirlos en distintas fases, tal como se muestra en la figura 1.

En primer lugar, la marea creciente va cubriendo de agua la estructura constituida por piedras hasta tal punto en el que llega a sobrepasar su altura, momento que es aprovechado por los organismos marinos para entrar al interior del corral, ya sea como lugar de refugio o desove (Fase 1). Tras el punto álgido de la marea creciente (pleamar), le seguirá la marea vaciante (Fase 2), en la que el corral irá vaciando progresivamente el agua contenida gracias a una serie de caños presentes en los muros, al mismo tiempo que unos barrotes dispues-

tos en estos últimos evitan la salida de peces durante el proceso. Sin embargo, el refluo puede ser utilizado como ocasión de escapada por algunas especies cuando el nivel del agua todavía se encuentra por encima de los muretes. Durante este periodo tiene lugar el “descoronillado”, que se trata del momento exacto en el cual la columna de agua muestra las piedras más altas de las paredes (Fase 3). Además, será en este instante cuando el mariscador tradicional, denominado como corralero o catador, da inicio al despesque a pie, siendo la etapa propiamente productiva al ejercer el corral su función, llegando a su punto álgido durante la bajamar (Fase 4).

Estas estructuras destacan además por su singularidad, ya que se encuentran en muy pocos lugares del mundo, por lo que su conservación, así como su operatividad hasta nuestros días, deben considerarse un hecho de gran notoriedad. Es por ello que se pueden considerar que son los vestigios de uno de los procedimientos de pesca más primitivos diseñados por el ingenio humano (Arias, 2005). Así mismo, constituyen un ejemplo magnífico de aprovechamiento sostenible

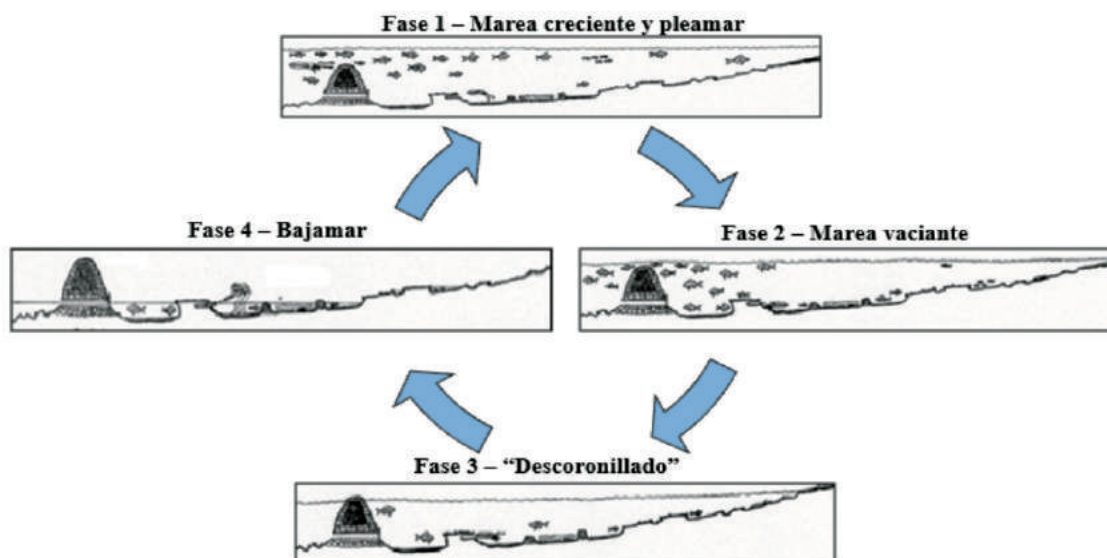


Figura 1. Fases del funcionamiento de un corral de pesca según el ciclo mareal. Modificado de (Muñoz-Pérez *et al.*, 2007).

del mar y, al mismo tiempo, un patrimonio histórico y natural (Bonhomo, 2010). Es por todo ello que esta arte surgió a través de la observación y posterior asimilación de cómo funcionaban los ciclos mareales, tratándose por lo tanto de una técnica pesquera poco convencional (Florido, 2012).

Desde el siglo XIV existían indicios de que estas estructuras (consideradas como bienes inmuebles desde el punto de vista de la gestión), se encontraban bajo la posesión de familias nobiliarias de la zona, como eran los Duques de Medina-Sidonia, de Arcos o los de Guzmán, entre otros. Sin embargo, estos se las cedían al clero a cambio de realizar rituales religiosos propios, como eran misas o entierros en tierra santa. A su vez, la Iglesia veía en ellos un sustento económico a través de sus arrendamientos a pescadores, siendo estos últimos los únicos responsables de su explotación directa, traducándose esto en capturas de peces o en la venta de estos (Florido, 2014).

Toda esta situación se mantuvo hasta el año 1477 cuando se confeccionó la Carta Puebla de Chipiona. Esta especie de contrato agrario colectivo supuso una regulación de tipo unilateral de asuntos tales como la concesión de solares para viviendas o el uso de tierras cultivables pertenecientes a Regla de Santa María (como se denominaba con anterioridad a Chipiona) con respecto a la villa de Rota. Todo esto, con el fin de incentivar la separación de ambos núcleos urbanos. En dicha Carta, aparecían además dos capítulos de regulación de las actividades que deberían suponer las bases económicas del nuevo territorio: el viñedo y el mar. De este modo, se le otorgaban a los habitantes que se asentaban sobre esta nueva población de ciertas zonas de interés económico, como eran por aquel entonces los corrales de pesca, implementándose así mismo ciertas medidas restrictivas para controlar su producción (Naval y Rodríguez, 2011).

Más tarde, en el siglo XVI, se prohibió establecer cualquier corral labrado en piedra o madera en las playas a menos que tuviese un Permiso Real o cualquier

título equivalente, a excepción de los construidos antes de 1544, según se recogía en los artículos 4 y 8 de las Ordenanzas de la Marina del mes de marzo de 1584. Aunque cabe puntualizar que ya en el siglo VIII y dada la proliferación del número de corrales y en perjuicio de los navegantes, el Emperador León III ordenó por su “Constitución 57” establecer un impuesto (*Remorae piscatoriae*) que gravaba su uso y estableció una distancia que debería separar unos corrales de otros, la cual fue equivalente a 365 pasos (Sañez, 1791).

Posteriormente en el siglo XVIII, llegó una época de declive originada por el terremoto de Lisboa de 1755, pues como causa del mismo algunos corrales quedaron prácticamente inoperativos ante su destrucción, pasando a utilizarse sus piedras para otros fines como si de canteras se tratasen. Este panorama supuso el culmen de su posesión nobiliaria, siendo éste un proceso gradual que extendió a lo largo del siglo XIX a través de la desamortización, la cual no estuvo exento de disputas por parte de las entidades eclesiásticas ante el cambio de propiedad, pues fueron concedidos a empresarios del sector agrícola (Florido, 2012).

En el siglo XX, en la década de los 80, la Junta de Andalucía (institución en que se organiza el autogobierno de la Comunidad Autónoma de Andalucía dentro de España), a través de la orden de 19 de noviembre de 1984 estableció la aplicación de sanciones económicas a los mariscadores que no perteneciesen a un censo establecido. Ello supuso la obligatoriedad por parte de los corraleros de tener que ingresar en este si querían seguir ejerciendo su labor como tal, sirviendo como método regulador de esta actividad hasta entonces ejercida de manera incontrolada. Además, en 1988, con la entrada en vigor de la Ley de Costas, los corrales fueron expropiados y pasaron a formar parte del Dominio Público Marítimo-Terrestre.

A comienzos del siglo XXI se llevaron a cabo obras de restauración dirigidas por la Demarcación de Costas Andalucía Atlántico (órgano de gestión supeditado a escala nacional por España), haciéndose eco de

los requerimientos que imploraban las recién creadas agrupaciones de corraleros en los municipios de Chipiona y Rota, así como ayuntamientos y otros grupos ecologistas.

Aún a día de hoy existen discrepancias acerca de cómo y cuándo surgió este arte pesquero en las costas de Cádiz. Por un lado, cabe la posibilidad de que provenga de las propias poblaciones asentadas en la zona que, tras la correspondiente observación y entendimiento del ciclo mareal, considerasen crear una especie de cercado que sirviese como trampa para peces y otros organismos marinos, ubicándolo sobre la zona donde más variaba la marea, es decir, el intermareal (Lazcano, 2012). Desde otra perspectiva, no resulta incoherente considerar que fuese alguna de las civilizaciones colonizadoras las que lo introdujesen, al poseer estas habilidades pesqueras más avanzadas (Muñoz-Pérez *et al.*, 2002). De ser así, igualmente existen varias conjeturas con respecto a qué población fue la pionera en ponerla en desarrollo y, por lo tanto, expandirla hasta las playas andaluzas. Sin embargo, el archivo escrito más antiguo (con respecto a los corrales andaluces) data del 16 de

julio de 1399, donde por el entonces Señor de Marchena, Don Pedro III Ponce de León, cede algunos corrales a través de una Cláusula de Donación al Monasterio de Regla (la cual viene recogida en su *Protocolo de Rentas y Posesiones*) como donativo y para que les sirva de sustento a los frailes agustinos (Naval, 2004). Pese a la antigüedad del anterior manuscrito, la reseña más arcaica conocida que hace mención a lo que pudieron ser unos corrales con un mecanismo más rudimentario a lo que se conoce hoy día, viene recogida en el quinto libro de la obra “Sobre el Mar Eritreo” escrito por Agatárquidas (o Agatárquides) de Cnido (siglo II a.C.). En dicho ejemplar se describe a los Ictiófagos (que se alimentan de peces), que debido a su adaptación al medio marino en el que vivían y al no poder dedicarse ni a la caza ni a la agricultura, se acabaron convirtiendo en recolectores marítimos. De este modo, aprovechaban las cavidades presentes en las rocas costeras para atrapar a los peces atrapados con la retirada de la marea (Urías, 2009). Es por esto último que se ha considerado su procedencia fenicia al ser este pueblo el que habitaba dicho territorio.

2. Metodología, fuentes de información y ámbito de estudio

Los corrales de pesca andaluces se encuentran enmarcados en una franja costera correspondiente al Golfo de Cádiz y, por lo tanto, bañada por aguas del océano Atlántico. Estos se sitúan en el tramo litoral que va desde la desembocadura del río Guadalquivir hasta la Bahía de Cádiz.

El objetivo general del presente trabajo es realizar una propuesta de gestión integrada a nivel comarcal de los corrales de pesca de los municipios de la Costa Noroeste de la provincia de Cádiz (Rota, Chipiona y Sanlúcar de Barrameda).

Para tal labor, se plantean los siguientes objetivos específicos:

- Analizar la evolución de la gestión de los corrales a lo largo de la historia.
- Caracterizar los corrales considerándolos como un sistema.
- Diagnosticar el estado de la zona objeto de estudio.
- Proponer una serie de medidas que corrijan los puntos negativos, así como que fortalezcan los puntos positivos obtenidos en el anterior diagnóstico.

La investigación realizada conllevó, entre otros aspectos, a una revisión de diferentes fuentes de información, las cuales, se muestran a continuación:



Figura 2. Distribución de los corrales de pesca gaditanos sobre la línea de costa. Modificado de Arias (2005).

- Bibliográficas: diccionarios de artes de pesca y manuales escritos por historiadores de la zona.
- Documentales o de investigación: archivos técnicos de la zona de estudio llevados a cabo por la oficina técnica de los ayuntamientos y la Demarcación de Costas Andalucía-Atlántico.
- Páginas webs de instituciones públicas: obtención de boletines oficiales del Estado o de la Junta de Andalucía en materia de legislación.
- Entrevistas y trabajo de campo: visitas al entorno además de reuniones con el personal ligado al paraje.

Con el propósito cumplir con los distintos objetivos específicos planteados con anterioridad, se procede a dividir el trabajo a realizar en distintas etapas:

- *Etapas de análisis:* una vez recopilada la documentación referente a la posesión o uso de los corrales se pasó a ordenarla cronológicamente. Después se ha procedido a describir cómo ha sido la evolución de la gestión en un orden lógico conforme a todos los cambios de utilidad y de titularidad que han venido sucediendo hasta el comienzo del presente siglo.

- *Etapa de caracterización:* se consideró al área litoral en el que se encuentran como a un complejo sistema en el que se pueden diferenciar distintos aspectos. De esta manera, se procedió a su estudio aplicando el análisis de los tres subsistemas: físico-natural, jurídico-administrativo y socio-económico (Barragán, 2003).
- *Etapa de diagnóstico:* para evaluar el estado de los corrales de pesquería, se hará uso de la “Metodología GEO” (*Global Environment Outlook*), recogida en el cuarto informe sobre las perspectivas del medio ambiente mundial (PNUMA, 2007). Además, se presenta una síntesis del diagnóstico a través de la técnica “Análisis DAFO”, el cual consta de cuatro pasos consecutivos: los dos primeros suponen el estudio tanto de su situación interna, como de la externa, obteniendo con el primero las Debilidades y Fortalezas del entorno y, con el se-

gundo, las Amenazas y Oportunidades. En tercer lugar, se realiza una matriz cuadrada para plasmar de una manera más esquemática la información recopilada de los estudios anteriores. Por último, con el resultado obtenido, se deliberó cuál debía ser la estrategia a seguir.

- *Etapa de propuesta:* con el objetivo de elaborar una serie de medidas que compongan la propuesta de gestión integral se concluye que la estrategia a seguir sería la de potenciar los puntos fuertes, así como de paliar los aspectos débiles recogidos en el anterior “Análisis DAFO”. Con dicho propósito se ha usado el “Método CAME”, el cual complementa de forma muy precisa el diagnóstico obtenido del análisis DAFO: Corregir las debilidades, Afrontar las amenazas, Mantener las fortalezas y Explotar las oportunidades.

3. Resultados y discusión

Caracterización del sistema litoral

Subsistema físico-natural

La localización de los corrales de pesca andaluces constituye un punto de elevada biodiversidad entre peces y otros invertebrados marinos, pues aproximadamente a medio kilómetro del margen litoral existe un gran número de especies sésiles que utilizan el fondo de naturaleza rocosa como sustrato, lo que se traduce en la formación de arrecifes naturales. Así mismo, los corrales ejercen el papel de vivero ya que son utilizados como zona de desove, así como para el posterior crecimiento de alevines y juveniles, gracias fundamentalmente a su forma de cerco que hace las veces de refugio contra posibles depredadores. Además, la fauna se dispone sobre los propios muretes entre los que se encuentran distintos tipos de algas pardas, rojas o verdes que junto a ostiones, escaramujos y lapas actúan como elementos

de cohesión para la estabilidad de la estructura de las paredes. También, cabe destacar la presencia de ciertos parches de praderas de fanerógamas marinas (*Cymodocea nodosa*) en el caso de los corrales de Rota que ejercen importantes funciones ecosistémicas como ser áreas de alta producción primaria, de estabilización sedimentaria o como lugar de refugio y reproducción para juveniles (Heck *et al.*, 2003). Sin embargo, quizás su aporte más contribuyente al medio sea la mejora de la calidad del agua junto a la del aire al constituir un sumidero de dióxido de carbono atmosférico (Duarte *et al.*, 2010).

Algunos de los elementos claves de su labor son la presencia de plataformas de abrasión. Estas, de las que cabría destacar su elevada fragmentación y el conglomerado del gran número de conchas insertadas (de ahí que su nombre vulgar sea “piedra ostionera”), se tratan de un estrato de “arenisca calcárea de edad pliocuater-

naria” (Gutiérrez *et al.*, 1991) procedente de acantilados, los cuales han sido rebajados por la acción erosiva del oleaje.

Es importante destacar que la presencia de estos muretes de piedra en el intermareal sirve como sustento a aves limícolas y otras especies marinas provenientes de otras áreas de la provincia que lo utilizan como lugar de parada durante sus migraciones, bien sea para alimentarse o como morada.

Del mismo modo, sirven de defensa contra la erosión costera en una zona gravemente afectada por este proceso dinámico. Esto es debido, en primer lugar, al auge en la explotación de los recursos hídricos del río Guadalquivir mayoritariamente para actividades agrícolas y ganaderas que hacen disminuir su caudal y, con ello, su aporte sedimentario, así como a la presencia de la laja rocosa que descansa sobre la costa que provoca que el poco material sedimentario proveniente del río no llegue a depositarse sobre la playa. Es por esta razón que la presencia de los corrales de pesca permite el mantenimiento de importantes cinturones dunares presentes en este tramo litoral (Anfuso *et al.*, 2006 y Gómez-Pina *et al.*, 2007).

Subsistema socio-económico

El corralero o catador es el que ostenta el privilegio de ser el primero en “catar” el corral en cada bajamar, andando por encima de sus muretes cuando la estructura se encuentra en su etapa de “descoronillado” para acceder al corral, obteniendo así los mejores ejemplares presentes o un mayor número de capturas. Aunque en contraprestación a la ventaja que presentan, son los únicos responsables del buen funcionamiento de este método pesquero. Dicha labor se basa en la limpieza de los caños, deshaciéndose de algas y otros materiales que puedan taponarlos, además de mantener un estado óptimo de las paredes a través de la colocación de piedras para establecer una cota de altura constante y su reforzamiento si existiesen puntos dañados (a los cuales se le denominan “portillos” en la jerga corrale-

ra). Tras el paso de ellos, acceden el resto de mariscadores que presenten su correspondiente licencia para poder faenar en corrales de pesca, quienes suelen ser un número específico para cada corral dependiendo de múltiples factores como pueden ser sus dimensiones o productividad. En contraposición a toda la labor que desempeña el corralero, existe marisqueo ilegal que, desgraciadamente, se trata de una de las actividades recreacionales más arraigadas en la zona costera de la provincia, tanto por parte de locales como de visitantes.

Por lo que se refiere a términos económicos, su uso y disfrute está únicamente orientado a su conservación siendo incompatible cualquier actividad que reporte rentabilidad alguna. Es por ello que el apartado económico se centra en la productividad de este método pesquero desde el punto de vista del número de capturas que reporta. Aunque, no está determinado el cupo máximo de extracción de ejemplares, no está permitido la recogida de juveniles o especies que se encuentren en periodos de veda, así como la comercialización de las mismas. Además, estas van variando según cuales sean las condiciones del medio (luminosidad, temperatura, coeficiente de marea, viento...) afectando tanto directa como indirectamente a la dinámica de poblaciones de todos los eslabones que conforman la compleja cadena trófica de este ecosistema costero. Es por esto que, dependiendo de las variaciones de los mismos debido fundamentalmente a los cambios estacionales, suponga una diferencia en el número total de capturas, siendo el periodo óptimo el comprendido entre mediados de otoño y finales de primavera y existiendo, por lo tanto, veranos poco fructíferos. También hay que tener en cuenta la fase lunar, siendo un método de pesca más productivo durante luna llena o nueva, y en contraposición, repercutiendo en un menor número de ejemplares si se está en Luna creciente o menguante. De este modo, se obtiene un total de 14 días (a razón de siete días por cada periodo lunar óptimo), en los cuales está presente el suficiente coeficiente mareal para que se

pueda a llevar a cabo el despesque de una manera adecuada, recibiendo este periodo el nombre de “aguaje”. A su vez, influyen otro tipo de variables inmensurables como son la propia experiencia y profesionalidad del corralero en este saber pesquero, entre otras.

Por otro lado, al ser todas localidades costeras, existe un fuerte arraigo al aprovechamiento de los recursos naturales del mar. No obstante, se aprecia una evolución de este tipo de actividades económicas tras la construcción de diversos puertos deportivos. Este hecho ha contribuido, sin duda, a la modernización de las antiguas técnicas pesqueras artesanales.

Subsistema jurídico-administrativo

En cuanto a la disposición de los usos y actividades de estas formaciones se deberá tener en consideración lo dispuesto por la Ley 22/1988 de Costas (actualmente la Ley 2/2013, de Protección y Uso Sostenible del Litoral). Así, teniendo en cuenta que las estructuras corraleras se encuentran dentro del límite interior de la ribera del mar, entrarán en la categoría de Dominio Público Marítimo Terrestre. De esta manera, la potestad de los corrales, al estar ubicados en la franja intermar, será, ante todo, del Estado y, por lo tanto, un bien común. Por otro lado, si alguna entidad quisiera hacerse cargo de ellos, resultaría necesario presentar una solicitud previa, tal y como hicieron los ayuntamientos de Chipiona y Rota, los cuales ostentan las concesiones para el uso y aprovechamiento de los recursos pesqueros de sus respectivos corrales. Además, estos han sido relegados a su vez a asociaciones de corraleros de ámbito local cuya actividad extractiva queda regulada a nivel regional por la Junta de Andalucía a través de la Ley 2/2001 de Ordenación, Fomento y Control de la Pesca marítima, el marisqueo y la acuicultura marina.

En lo referente al tema legislativo, cada municipio cuenta además con algunas normativas propias que se expondrán seguidamente:

Rota

El Ayuntamiento de Rota, quien fue la entidad local a la que la Consejería de Medio Ambiente delegó la gestión del monumento, encomendó al Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía (ICMA) el plan “Normas y Directrices de Ordenación y Gestión requeridos por la Regulación y Desarrollo de la figura de Monumento Natural”. Sin embargo, no se formalizó hasta la llegada del Decreto 226/2001, donde se declararon los primeros enclaves que ostentaron dicha denominación, encontrándose entre ellos los corrales de Rota. Estos fueron considerados de tipo ecocultural, siendo definidos como: “elementos de especial significación en la relación entre el hombre y su entorno, pudiendo tener en mayor o menor medida un origen artificial, como corrales, salinas, cortas mineras o formaciones naturales que llevan asociados elementos de valor cultural”. Así, entró en juego la Consejería de Cultura de la Junta de Andalucía en materia de competencia. Como se ha visto, son múltiples las entidades que, de una forma u otra, tienen cierto tipo de control en el monumento. Es por ello que la normativa recoge que cuando concurren dos o más organismos o administraciones públicas, la gestión se realizará teniendo en cuenta la adecuada coordinación y comunicación entre las mismas, existiendo un seguimiento de su estado por parte de la Consejería de Medio Ambiente.

Más tarde, en la sesión ordinaria del pleno celebrado el 21 de noviembre de 2007, se aprobó el Plan de Uso y Gestión del monumento natural “Los Corrales de Rota”. Entre sus fines estaban el de conservar la propia estructura de los corrales junto a sus recursos naturales, mantener el despesque utilizando sus útiles tradicionales y el de los reconocimientos administrativos de la modalidad de pesca a pie de corral y de la figura del corralero.

A su vez, también representa un Lugar de Importancia Comunitaria (LIC). Esta figura de protección es

designada por medio de la Directiva 92/43/CEE por la Comisión Europea a través de una serie de listas que proponen los Estados Miembros. Para el caso de España dicha tarea fue encomendada a las Comunidades Autónomas y, por lo tanto, para el caso de los corrales de pesca, a Andalucía. Para ello, siguieron los criterios establecidos en la Directiva Hábitats, fundamentando sus características ecológicas de gran riqueza en la presencia de animales y vegetales propios de áreas rocosas a la vez que de fangos y arenas. Entre sus tipos de hábitats se encuentran arrecifes costeros, además de bancos de arena, los cuales se encuentran ligeramente cubiertos por agua marina todo el tiempo. Posteriormente, deberá pasar a ser una Zona de Especial Conservación (ZEC), que junto a las Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA), integrarán la Red Ecológica Europea Natura 2000.

Chipiona

Los corrales chipioneros se encuentran actualmente bajo la concesión del ayuntamiento de la localidad, estando estos relegados a su vez a la Asociación de Mariscadores de Corrales de Chipiona “Jarife”, que desde su constitución en abril del 2000 se encargan de su mantenimiento y restaurar siguiendo las prácticas tradicionales. En términos de normativa, a pesar no de presentar ningún tipo de figura de protección ambiental, “Jarife” estipuló un Reglamento Interno del Voluntariado, con

el propósito de crear un grupo que se encargue de colaborar en distintos asuntos relacionados con los corrales de manera totalmente desinteresada.

Sanlúcar de Barrameda

El único corral presente en este municipio se encuentra inscrito en el Catálogo General del Patrimonio Histórico Andaluz a fecha de resolución del 13 de noviembre de 1995 por parte de la Dirección General de Bienes Culturales, sirviendo “como instrumento para la salvaguarda de los bienes en él inscritos, la consulta y divulgación de los mismos” (artículo 6 de la Ley 14/2007, de 26 de noviembre, del Patrimonio Histórico de Andalucía).

De este modo, cada municipio presenta distintos tipos de normativas a diferentes escalas territoriales, tal como se muestra en la tabla 1.

Diagnóstico del estado actual

A continuación, en la figura 3, se muestra el diagnóstico del estado de los corrales de pesca. Algunas de las ideas principales que se obtienen de este son que el aumento demográfico junto a la evolución en la estructura económica sectorial de la provincia suponen las dos principales fuerzas motrices que suponen una presión en el medio a través de la práctica del marisqueo ilegal (además de la ocurrencia inevitable de los procesos naturales del propio medio). Esto origina una

Tabla 1. Normativa según cada municipio.

Municipio	Nivel Legislativo		
	Local	Regional	Supranacional
Rota	Plan de Uso y Gestión (2007)	Monumento Natural (Decreto 226/2001)	Lugar de Importancia Comunitaria (Directiva 92/43/CEE)
Chipiona	Reglamento Interno del Voluntariado (2009)		
Sanlúcar de Barrameda		Catálogo General del Patrimonio Histórico Andaluz (Ley 14/2007)	

situación en la que se pone en juego un valiosísimo capital natural al estar produciendo un impacto en los servicios ecosistémicos que brinda el paraje. Ante ello, la respuesta sería la de elaborar un plan estratégico que articule la problemática planteada de manera integrada para los tres municipios con presencia de corrales.

Además, a modo de síntesis se ha elaborado la siguiente matriz (figura 4):

Propuesta de gestión integrada

Por último, en la figura 5 se presenta una propuesta de gestión integrada, la cual se ha creado basándose en el diagnóstico del apartado anterior (matriz DAFO).

A continuación, se describe de una forma más detallada el sistema de gestión único y común propuesto para los tres municipios con corrales de pesca (Rota, Chipiona y Sanlúcar de Barrameda):

- Al estar dentro del Dominio Público Marítimo-Terrestre (DPMT), la competencia de los corrales pesqueros repercutirá en la Administración General del Estado, más concretamente en la Demarcación de Costas Andalucía-Atlántico del Ministerio del Interior. Conjuntamente, para el caso de los corrales de Rota, al ser considerado como Monumento Natural, la Junta de Andalucía poseerá de ciertas competencias, aunque pueden ser relegadas a otra entidad y actuar únicamente como vigilante de que se estén cumpliendo unos ciertos requisitos preestablecidos. De este modo, para que se dé una correcta gestión integral la titularidad de los corrales de pesca debe competir a los ayuntamientos dentro del término municipal donde se encuentren y no estar regida por particulares o empresas privadas.

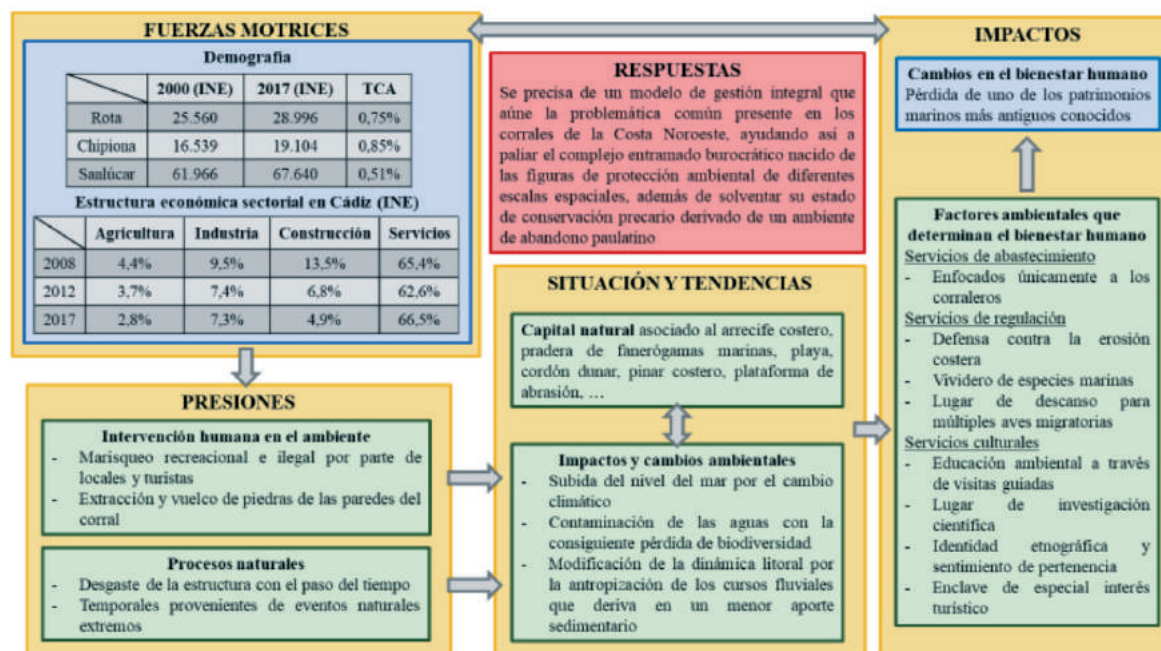


Figura 3. Diagnóstico integrado aplicando la metodología GEO.



Figura 4. Matriz DAFO aplicada a los corrales de pesca.



Figura 5. Método CAME aplicado a los corrales de pesca.

- Las competencias en materia de utilización y mantenimiento de las estructuras serán relegadas a los miembros adscritos a una asociación específica de corrales de pesquería de ámbito local.
- En cada municipio debe existir una asociación de mariscadores que presente una normativa interna para garantizar su correcto funcionamiento y regulación. Así, constituirán asambleas a procesos de elección acerca de cuantos y a quienes corresponden utilizar según cada corral. Las personas que puedan acceder al corral deberán poseer un carné distintivo como método de autorización de estar realizando dicha actividad, correspondiendo a los corraleros o catadores (uno o dos por corral dependiendo de sus dimensiones o productividad) el privilegio de ser los primeros en “mirar” o “catar” al corral como contraprestación de llevar a cabo las labores de mantenimiento de las estructuras.
- Los miembros de cada asociación deben colaborar en el mantenimiento y correcto funcionamiento de los corrales de los municipios vecinos en el caso de que la asociación de alguna localidad precisase ayuda externa. Así, esta tarea será algo que repercuta a toda la comarca de manera global, evitando crear un régimen sectorial (no integral) en el que cada asociación se centre en los corrales de su propia localidad.
- Los ayuntamientos de las tres localidades confeccionarán conjuntamente una Ordenanza Supramunicipal para los corrales en lo relativo a su uso y aprovechamiento. De este modo, se enumerarán las actividades compatibles, o no, en cuanto a su utilización y se regulará la pesca a pie de corral como método pesquero con la utilización de sus útiles característicos para que esté así bajo el amparo de la ley. Por otro lado, esta medida servirá para paliar el complejo entramado burocrático actual basado en la organización a diferentes escalas (local, regional, nacional y supranacional), apostando por una integración de su gestión únicamente a dos niveles: municipal y comarcal.
- Cada asociación de corraleros deberá disponer de un local público facilitado por los ayuntamientos que se utilizará como lugar de reunión de los integrantes. Además, contará con un horario de apertura al público para informarse acerca del horario de visitas guiadas a los corrales o cualquier otra información respecto a los mismos. Junto a esto, presentarán la posibilidad de inscripción a otros integrantes, aunque con un perfil de voluntario, pudiendo participar en tareas en las que para su ejecución se haga necesaria la cooperación de vecinos de la localidad de manera desinteresada. Con esto, se reforzaría el legado y la tradición corralera gracias al apoyo de sus vecinos en dicha práctica.
- Se celebrarán reuniones a nivel comarcal al menos tres veces al año (una en cada municipio) con el propósito de proponer sugerencias a criterios de votación, promoviendo un censo común y evitando en la medida de lo posible decisiones tomadas de manera unilateral que diferencie los sistemas de gestión de los tres municipios.
- Se pondrá en marcha un plan a nivel supramunicipal para que los escolares no realicen únicamente excursiones a los corrales de pesca de sus respectivas localidades, sino que también visiten y conozcan los presentes en los municipios anexas.
- Los ayuntamientos deben promover turística-mente el enclave desde el punto de vista medioambiental y cultural a través de todos los medios que les sea posible: su inclusión en sus respectivas páginas webs, en los puntos de información turística, con la elaboración de videos divulgativos, a través de la confección de panfletos o con la colocación de paneles informativos en las inmediaciones. Todo ello con el propósito de evitar que se vean como un mero lugar de recreo donde poder mariscar libremente, apostando por su potencial como lugar

de atracción turística que incentivaría la concesión de presupuestos para la reconstrucción de corrales que se encuentran actualmente destruidos o para la reparación de los ya existentes, ya que también

se produciría un mayor interés en los mismos al estar creando un beneficio económico indirecto en forma de visitantes.

4. Conclusiones

- Gracias a los importantes hallazgos arqueológicos y a los registros históricos se constata que, desde una escala de tiempo milenaria, los habitantes de la zona han ido desarrollando diferentes técnicas basadas en la observación de la dinámica marina con el simple propósito de obtener alimento. De este modo, supieron sacar provecho una fuente de recursos que hoy día sigue siendo una de las más utilizadas, el mar.
- Pese a que a lo largo de su historia ha tenido que pasar por situaciones complicadas en cuanto a un trasiego de cambios de concesiones o legislaciones que gravaban su uso en forma de impuestos, es ahora cuando se encuentra en uno de sus momentos más difíciles. Esto es debido, primordialmente, a que la actividad económica se ha focalizado en el sector servicios como respuesta al auge del turismo de tipo estacional (sobre todo en los meses estivales). Además, a esto habría que sumarle la tendencia de aumento demográfico en estos municipios costeros.
- Los corrales también se ven afectados de manera acusada por el marisqueo ilegal practicado en ellos que, junto a las condiciones hostiles del medio marino, hacen que suponga una ardua tarea la reparación y mantenimiento de las estructuras. Junto a ello, las labores relacionadas con las pesquerías no han dejado de potenciarse, permitiendo el desarrollo de nuevas técnicas que suponen un esfuerzo físico mucho menor, aunque con la consecuente sobreexplotación de los caladeros disponibles.
- La figura del mariscador tradicional se encuentra en grave peligro de desaparecer y, junto a ella, los

corrales. Esto es debido a que este método pesquero se encuentra constituido por asociaciones de entidad local compuestas mayoritariamente por hombres de avanzada edad cuyo número de inscritos no para de menguar, lo que acabaría derivando en su desaparición ante la no heredabilidad de la técnica del marisqueo a pie de corral.

- Estas estructuras están respaldadas bajo el amparo de un gran número de normativa de protección medioambiental a todas las escalas: municipal, regional, nacional y supranacional. Igualmente, difieren mucho de un municipio a otro, lo que puede llegar a resultar perjudicial desde el punto de vista de su gestión integrada en cuanto a fijar unos límites claros entre las capacidades de actuación que tiene cada organismo competente.
- Los corrales de pesquería suponen una parte de la historia viva de sus respectivos habitantes, de su saber tradicional pesquero, resulta ser un “anacronismo vivo” y recae en los vecinos de los respectivos pueblos conservar su legado etnográfico. Para llevar a cabo esto último, debe labrarse un cambio de perspectiva, pasando de verlos desde un punto de vista lúdico donde poder mariscar libremente, a considerarlos desde una perspectiva más biológica y cultural, pues reportan ingentes servicios ecosistémicos al medio marítimo-terrestre en el que descansan y constituyen la viva imagen de la supervivencia del saber tradicional pesquero de civilizaciones pasadas y, por lo tanto, de los antepasados de sus actuales habitantes.
- La alta biodiversidad presente junto al acusado dinamismo del medio suponen un elevado número

de posibilidades que incentivarían su puesta en valor. Desde el punto de vista ecosistémico, se está ante un medio que podría servir para la impartición de educación y sensibilización ambiental.

Por otra parte, su supervivencia hasta nuestros días y técnicas milenarias suponen un aliciente cultural tanto para locales como turistas.

5. Referencias

- Anfuso, G., Domínguez L. y Gracia, F.J. (2006), *Short and médium-term evolution of a coastal sector in Cadiz, SW Spain*. Universidad de Cádiz, Facultad de Ciencias Marinas, Departamento de Geología, 15 pp.
- Arias, A.M. (2005), *El Monumento Natural de Andalucía "Corrales de Rota"*. Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía, Puerto Real. Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Ministerio de Educación y Ciencias, 349 pp.
- Barragán, J.M. (2003), *Medio Ambiente y Desarrollo en Áreas Litorales: Introducción a la Planificación y Gestión Integradas*. Universidad de Cádiz, 301 pp.
- Bonhomo, C. (2010), *Los Corrales de Pesca de los Municipios de Rota, Chipiona y Sanlúcar de Barrameda (Cádiz): Modelos de Gestión y Propuestas de Mejora*. Universidad de Cádiz, Tesis de Máster de Investigación, Máster en Gestión Integrada de Áreas Litorales, Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales, 96 pp.
- Cañas, M. (2015), *Los corrales de pesca. Un arte milenario en los fondos del AHPCA*. El Documento Destacado, Consejería de Cultura de la Junta de Andalucía, Archivo Histórico Provincial de Cádiz, 18 pp.
- Duarte C., Marbà N., García E., Fourqurean J., Beggins J. Barrón C. y Apostolaki E. (2010), *Seagrass community metabolism: assessing the carbón sink capacity of seagrass meadows*. Global Biogeochemical Cycles, Vol. 24, 9 pp.
- Florido, D. (2014), *Los Corrales de Pesca en la Provincia de Cádiz: Usos y Apropiaciones en Torno a un Paisaje Cultural*. Actas del XIII Congreso de Antropología de la Federación de Asociaciones de Antropología del Estado Español (FAAEE), Universitat Rovira i Virgili (Tarragona), 2935-2958 pp.
- Florido, D. (2012), *Los corrales, una técnica de pesca tradicional en Andalucía*. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Cádiz, 65-91 pp.
- Gómez-Pina, G., Fages, L., Román-Sierra, J., Navarro, M., Giménez-Cuenca, M. Ruíz, J.A. y Muñoz-Pérez, J.J. (2007), *An example of Integrated Coastal Management in Punta Candor (Co. Rota, Spain)*. Demarcación de Costas Andalucía Atlántico, Universidad de Cádiz, Departamento de Física Aplicada, 6 pp.
- Gutiérrez, J.M., Martín, A., Domínguez, S. y Moral, J.P. (1991), *Introducción a la geología de la provincia de Cádiz*. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Cádiz, 315 pp.
- Heck K.L., Hays L.G. y Orth R.J. (2003), *Critical evaluation of the nursery role hypothesis for seagrass meadows*. Marine Ecology Progress Series, Vol. 253, 123-136 pp.
- Lazcano, R. (2012), *Nuestra Señora de Regla en la Historia Sacra, obra inédita de Diego de Carmona Bohórquez*, Institutum Historicum Ordinis Saint Augustinianum Romae, 58 pp.
- Muñoz-Pérez, J.J., Acha, A. y Fages, L. (2002), *Los Corrales de Pesca en la Costa Gaditana: Siglos de Entender el Mar y sus Recursos*, 51-57 pp.
- Muñoz-Pérez, J.J., Gómez-Pina, G., Fages, L., Bernabéu, A., Rodríguez, I. y Tejedor, B., (2007), *Selective Fishing weirs in the Gulf of Cadiz: The 'Corrales'*. Universidad de Cádiz, Departamento de Física Aplicada, 25 pp.
- Naval, J.L. (2004), *Los corrales de pesquería*. Junta de Andalucía. Junta de Andalucía, Consejería de Relaciones Institucionales, 176 pp.
- Naval, J.L. y Rodríguez J. (2011), *Tres documentos para la historia de Chipiona: La Carta Puebla, Las Respuestas Generales del Catastro de Ensenada y el Interrogatorio de Tomás López*. Asociación Cultural CAEPONIS, 138 pp.
- PNUMA (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente) (2007), *Perspectivas del Medio Ambiente Mundial, GEO-4, medio ambiente para el desarrollo*. 574 pp.
- Sañez, A. (1791), *Diccionario histórico de los artes de la pesca nacional*. Biblioteca Nacional de España, Madrid, imprenta de la viuda de Don Joaquín Ibarra, Tomo Segundo, 313-354 pp.

Urías, R. (2009), *La Historia a través del Mundo. Agatárquides de Cnido y “la Nueva Historia” de Posidonio*. Universidad de Sevilla, 57-67 pp.



Adélio, J., e P.R.A Tagliani. 2019. Gestão de praias com trânsito de veículos: Estudo de um caso extremo no Brasil. *Revista Costas*, 1(1): 181-196. doi: 10.26359/costas.0110

Gestão de Praias com Trânsito de Veículos: Estudo de um Caso Extremo no Brasil

Janaína Adélio* e Paulo Roberto Armanini Tagliani

*e-mail: jana.oceano@gmail.com

¹Universidade Federal do Rio Grande- Instituto de Oceanografia- Laboratório de Gerenciamento Costeiro. paulotagliani16@gmail.com

Keywords: Coastal management, beach management, environmental planning, carrying capacity, environmental impact.

Abstract

Cassino Beach, located in the municipality of Rio Grande- Brazil, is considered the first planned beach resort in Brazil. Its beach is among the 10 largest in the world, disregarding the municipal boundaries, with a sandy extension of 242 km. With a subtropical climate of hot summers, the region attracts tourists from nearby towns, significantly increasing the population during the summer period, pressing the environment and the demands of urban services. Vehicle traffic on the beach is a cultural feature of this beach resort, occurring at least since the 1920s. This traffic has increased significantly in recent decades, bringing risks to the coastal environment and users, causing frequent problems such as traffic accidents and traffic jams. This research aims to diagnose and formulate recommen-

Submitted: October 2018

Reviewed: November 2018

Accepted: January 2019

Associate Editor: Marínez Scherer

dations for vehicle traffic in this beach, based on the social perception of its users, the evaluation of their carrying capacity and the analysis of the beach occupancy pattern. The analysis of social perception showed that beach users want a better organization of the traffic, and are aware that this activity can bring damages to nature and people. In the evaluation of the carrying capacity eight scenarios were tested, and the ideal one has a carrying capacity of 3,631 vehicles parked in an organized way. Through the analysis of the urban occupation, the most heavily used sectors were identified. With the results it was possible to formulate recommendations for the traffic management of vehicles in this beach, and it was evidenced the need of a planning of the activities that occur there, where the totality of the environment and its interrelationships are considered, as well as the needs of the users.

Resumo

O Balneário Cassino, localizado no município de Rio Grande- Brasil, é considerado o primeiro balneário planejado do Brasil. Sua praia está entre as 10 maiores do mundo, desconsiderando os limites municipais, com uma extensão arenosa de 242 Km. Com um clima subtropical de verões quentes, a região atrai turistas das cidades próximas, aumentando significativamente a população durante o período de verão, pressionando o meio ambiente e as demandas de serviços urbanos. O trânsito de veículos na praia é uma característica cultural deste balneário, ocorrendo pelo menos desde a década de 1920. Esse tráfego aumentou significativamente nas últimas décadas, trazendo riscos para o ambiente costeiro e usuários, tornando frequentes problemas como acidentes de trânsito e engarrafamentos. Esta pesquisa objetiva diagnosticar e formular recomendações para o trânsito de veículos nessa praia, a partir da percepção social de seus usuários, da avaliação de sua capacidade de carga e da análise do padrão de ocupação praial. A análise da percepção social mostrou que os usuários da praia desejam uma melhor organização do trânsito, e tem consciência de que essa atividade pode trazer danos para a natureza e para as pessoas. Na avaliação da capacidade de carga foram testados oito cenários, sendo que o considerado ideal possuiu uma capacidade de carga de 3.631 veículos estacionados de forma organizada. Através da análise da ocupação praial identificou-se os setores mais densamente utilizados. Com os resultados, foi possível formular recomendações para a gestão do trânsito de veículos nessa praia, evidenciando-se a necessidade de um planejamento das atividades que ali ocorrem, onde seja considerado a totalidade do ambiente e suas inter-relações, bem como as necessidades dos usuários.

Palavras chave: Gestão costeira, gestão de praias, planejamento ambiental, capacidade de suporte, impacto ambiental.

1. Introdução

A partir do final do século XVIII as praias passaram a desempenhar um papel crescente na sociedade como locais terapêuticos (UNEP, 2009), tornando-se atualmente um espaço vital para o bem estar humano como áreas de lazer e contato com a natureza, e por isso constituem alvos preferenciais de atração turística. Em consequência, muitos balneários em todo o mundo vêm experimentando um processo de desenvolvimento

urbano, que afeta a qualidade das praias demandando ações de gestão ambiental. De acordo com Sardá *et al.* (2015), o manejo de praias tradicionalmente tem focado nas necessidades dos usuários, o que torna o manejo das atividades e comportamentos das pessoas predominante sobre outros processos biológicos e físicos, os quais normalmente são geridos de maneira reativa. No entanto é necessária uma mudança de paradigma na

gestão de praias, para incluir princípios básicos sobre ecossistemas e incentivar uma boa governança e compartilhamento da gestão entre o poder público e os atores locais (Defeo, *et al.*, 2009).

Por se tratar de um ambiente costeiro, é importante que a gestão das praias ocorra sob o enfoque do Gerenciamento Costeiro Integrado, o qual adota uma perspectiva sistêmica (Schlacher *et al.*, 2008, Ariza, *et al.*, 2008). De acordo com James (2000) essa visão é necessária para a gestão de praias por não priorizar um uso específico, recurso, ou atividade econômica em detrimento de outros, além de considerar as conexões entre os sistemas do ambiente praial.

As praias oferecem diversos serviços ecossistêmicos, mas os que tendem a se destacar e são comumente valorados são o controle da erosão costeira, e o turismo e recreação (Barbier, *et al.*, 2011). O turismo e a recreação são as atividades mais procuradas por quem visita as zonas costeiras (BRASIL, 2010), e seus principais conflitos são com a conservação ambiental (UNEP, 2009).

Dirigir e estacionar na praia são atividades que acontecem em várias praias ao redor do mundo, como na Irlanda, Nova Zelândia, Dinamarca (Cooper & McKeena, 2009), Estados Unidos (Tarr, *et al.*, 2010) e Brasil (Vieira, *et al.*, 2004). A literatura sobre o assunto enfoca nos impactos do trânsito de veículos com tração 4x4 (*off-road*), em especial sobre os invertebrados bentônicos (Schlacher, *et al.*, 2008), perda da vegetação de dunas e a consequente desestabilização do sistema, alteração do comportamento de aves (Stephenson, 1999) e impactos sobre a morfologia da praia devido a remobilização de grandes quantidades de areia pelos pneus (Schlacher & Thompson, 2008). Poucos trabalhos tratam a respeito da gestão de tal atividade, um exemplo é o de Celliers, *et al.* (2004) que apresentam o caso da África do Sul.

Cooper e McKeena (2009) ressaltam que a gestão de veículos de passeio não pode ser feita da mesma forma que para os veículos *off-road*, pois os veículos de passeio são em geral mais numerosos, e coexistem com outras atividades recreativas. Segundo os autores, uma vez estacionados na praia os carros se tornam o foco ao redor do qual os usuários realizam suas atividades, servindo como depósito, abrigo e assento. Assim como os veículos *off-road* os carros de passeio também afetam a qualidade ambiental de praias através da compactação dos sedimentos, o que por sua vez afeta a biodiversidade bentônica, comprometendo a função da praia como um ecossistema (Onkaparinga, 2009). Outra questão a ser considerada nesse tipo de atividade é o risco imposto para os pedestres devido à estreita convivência entre carros e banhistas (Cooper & McKeena, 2009).

Entre as questões prioritárias na gestão integrada de praias, Micallef e Williams (2002) indicam: identificar o nível de desenvolvimento pretendido, o nível de distúrbio tolerado e as demandas e preferências dos usuários da praia. Algumas ferramentas utilizadas para esse fim são as análises de ocupação praial, percepção social (Roca, *et al.*, 2008) e capacidade de carga (Pereira da Silva, 2002). Essas análises servem de subsídio para a elaboração de um plano de uso da faixa de praia, através do qual, as diferentes atividades praticadas nesse ambiente possam ser ordenadas espacialmente.

Nesse sentido, o presente trabalho teve como objetivo gerar informações para a gestão do trânsito de veículos na praia do Cassino, utilizando uma perspectiva ecossistêmica. Esta pesquisa pode aportar uma contribuição para o desenvolvimento de metodologias de gestão de praias onde o trânsito de veículos é permitido.

2. Área de estudo

O Balneário do Cassino, localizado no município de Rio Grande, extremo sul do Brasil, é considerado o primeiro balneário planejado do Brasil (Torres, 2009). Sua praia está entre as 10 maiores do mundo desconsiderando os limites municipais, com uma extensão areosa de 242 Km entre o Molhe Oeste da Barra de Rio Grande e o Arroio Chuí no município de Santa Vitória do Palmar (Domingues, 2012). Durante o período de veraneio, o balneário atrai turistas das cidades próximas, aumentando significativamente a quantidade de habitantes, exacerbando os problemas de diversas naturezas existentes no balneário, entre eles, a questão do trânsito de veículos na beira da praia.

O trânsito de veículos na praia do Cassino é um aspecto cultural, ocorrendo pelo menos desde a década de 1920 (Torres, 2009), experimentando um drástico aumento nos últimos anos. Nos meses de verão, a praia se torna parte do sistema viário principal do município, (Vieira, *et al.* 2004), tornando frequentes problemas

como acidentes de trânsito e engarrafamentos. Porém, diferentemente do que ocorre em avenidas movimentadas em centros urbanos, não há uma fiscalização eficaz, o que resulta em riscos tanto para o meio ambiente quanto para motoristas e pedestres.

A área de estudo (Figura 1) compreende a faixa de praia que inicia na base do Molhe Oeste até uma extensão 12,18 km ao sudeste. Esse trecho foi escolhido por apresentar uma maior concentração de usuários e veículos. O ambiente praial é dominado por ondas de energia média a elevada, regime de micro maré, sedimento com granulometria fina composto por areia quartzosa, gerando um estado morfodinâmico modal que varia entre intermediário e extremo dissipativo (Tozzi & Calliari, 2000). Devido a presença do molhe oeste, a corrente de deriva litorânea predominante é bloqueada, propiciando a acresção da praia do Cassino até uma distância 10 km ao sudeste do mesmo, a uma taxa de 1,46 metros/ano (Lelis & Calliari, 2006). Ou-

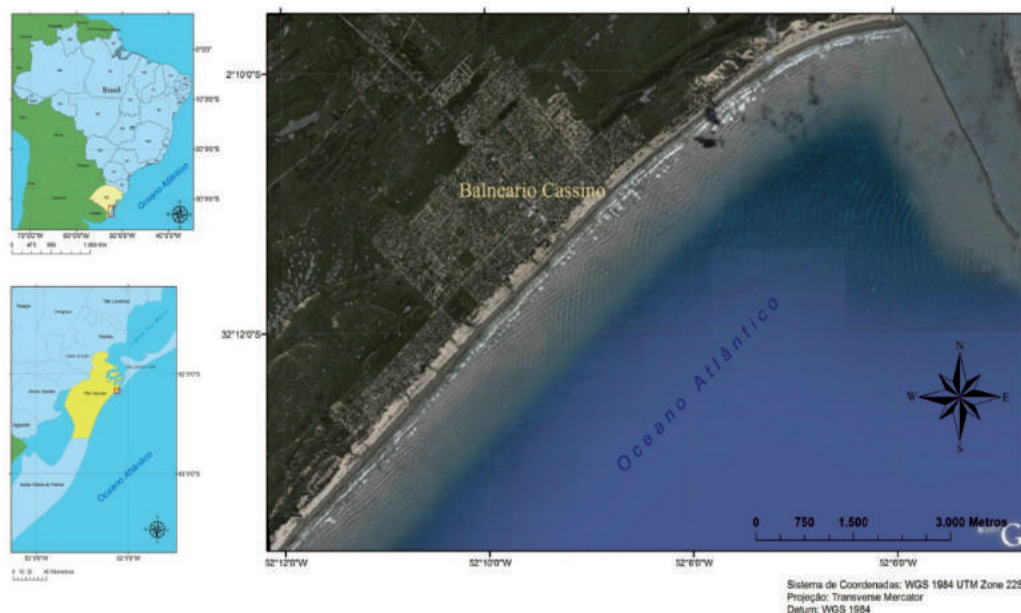


Figura 1. Localização da área de estudo, exibindo o Molhe Oeste no extremo direito da figura.

tro fator que contribui para essa acreção é a existência de depósitos de lama fluída em frente à praia em baixas profundidades, que atenuam a energia das ondas, diminuindo a taxa de erosão (Calliari *et al.*, 2009).

Os tipos de duna encontrados na área de estudo são dunas livres do tipo Barcana e dunas vegetadas embrionárias e frontais (Tomazelli, 1994). Essas últimas (Figura 2) são bem desenvolvidas devido a maior ação do vento do quadrante NE, que favorece o transporte de sedimentos perpendicularmente a costa (Seeliger, 1992). Na região de estudo o pós - praia é inundado somente durante grandes ressacas acompanhadas de forte impulsão eólica (Vieira & Rangel, 1988). Eventualmente todo o sistema praial é recoberto por uma capa de lama, tornando o ambiente descaracterizado temporariamente (Calliari *et al.*, 2001).

O sistema praial é cortado eventualmente por arroios que drenam os campos litorâneos e banhados interiores, constituindo um micro habitat característico de praias. A distribuição espacial dessas drenagens está relacionada a morfologia das áreas posteriores ao primeiro cordão de dunas frontais, à fisiografia dos sistemas de dunas frontais e às características morfodinâmicas da praia (Figueiredo & Calliari, 2005).

A administração local mantém aberturas no campo de dunas para manter o acesso à praia e o escoamento pluvial do balneário. Atualmente existem 13 vias de acesso à praia (Figura 3) mantidos através de procedimentos previamente definidos no Plano de Manejo de Dunas, desenvolvido por essa administração com o devido licenciamento ambiental.



Figura 2. Diferentes aspectos da praia do Cassino :a) Dunas frontais; b) Dunas embionárias, c) e d) Veículos na praia durante o verão.

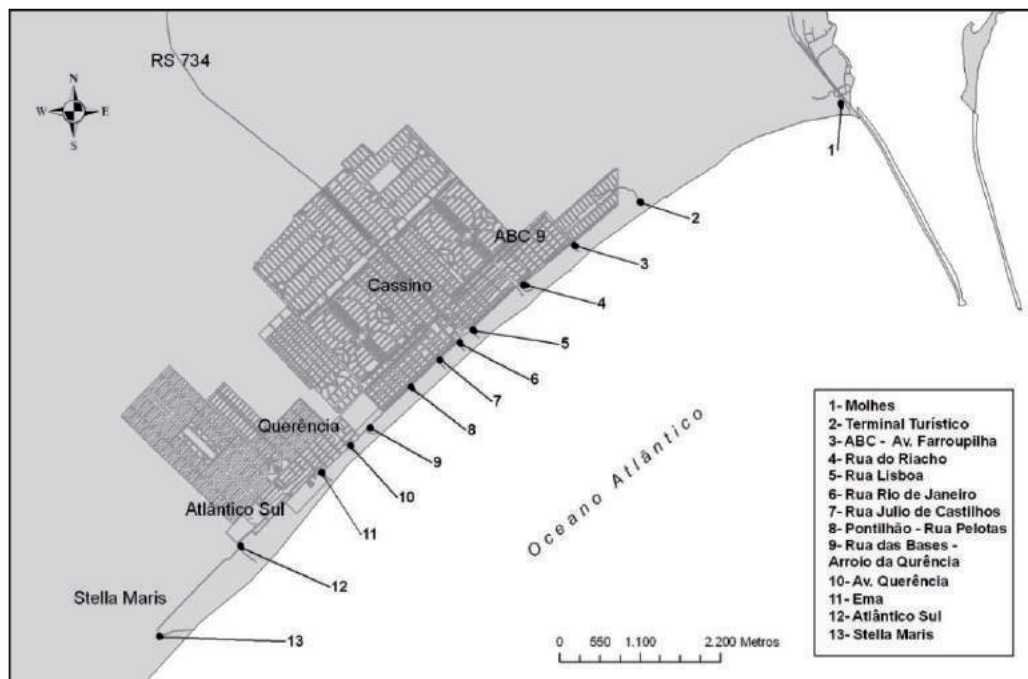


Figura 3. Acessos de veículos a Praia do Cassino.

3. Metodologia

O estudo empregou uma combinação dos dados gerados através das análises de ocupação praial, percepção social e capacidade de carga. Os usuários da praia foram classificados de acordo com a tipologia proposta por Barbosa (1999), que considera a forma de hospedagem, o tempo de permanência no balneário e a frequência de visitas ao mesmo.

A faixa de praia foi delimitada em 9 regiões (Tabela 1), com tamanhos variando entre 2,9 km e 0,5 km, de acordo com a concentração de pessoas em locais específicos da praia. Em cada região foram estabelecidas transversais de 100m de largura, perpendiculares à praia totalizando 28 transversais (Figura 4), a uma distância inferior a 500m entre as mesmas. As transversais delimitam as áreas onde foram realizadas as avaliações de campo.

Tabela 1. Regiões da área de estudo e suas extensões.

Região	Extensão
R1 – Molhes da Barra	2,9 Km
R2 – Terminal Turístico	1,8 Km
R3 – Arroio do Gelo	1,2 Km
R4 – Iemanjá	0,7 Km;
R5 – Arroio Rua Pelotas	1,0Km;
R6 – Área da Base	0,9 Km
R7 – EMA	1,4 Km
R8 - Camping Stella Maris	1,4 Km
R9 – Stella Maris	0,5 Km



Figura 4. Regiões e transversais, com detalhe na Região quatro.

Ocupação praial

A análise da ocupação praial partiu de um levantamento em vídeo aéreo efetuado em cooperação com o Batalhão Aéreo da Brigada Militar no dia 08/02/2014 aproximadamente às 16h30min, onde foram registrados o número de veículos na área total e em cada região da área de estudo.

Uma vez que diferentes usuários possuem diferentes necessidades quanto à infraestrutura e o tipo de ambiente desejado, estudos de ocupação praial, são importantes na medida em que subsidiam a decisão dos gestores sobre o fornecimento adequado de serviços, tais como salva-vidas e instalações relacionadas com a segurança, banheiros, chuveiros, lixeiras, entre outros (Micallef & Williams, 2004). Para obter esse dado foram aplicados aproximadamente dez questionários dentro de cada transversal, com o intuito de obter o perfil de usuários de cada região da praia. Foram realizadas perguntas sobre idade, sexo, renda, proveniência,

escolaridade, tipo de usuário, como tiveram acesso a praia, e motivo da escolha da praia do Cassino.

Percepção social

Nessa parte do estudo, os mesmos entrevistados responderam um questionário com perguntas fechadas, e uma aberta, que visava obter a sua percepção a respeito do trânsito de veículos na orla, e sua posição a respeito de algumas medidas de gestão, que incluíam a criação de uma linha de transporte público pela praia durante o verão, a taxa para o uso de veículos na praia e a criação de uma zona de exclusão de veículos. A pergunta aberta referia-se aos danos que os usuários acreditavam que os veículos causavam ao ambiente praial, podendo estes citar os danos livremente, comentar uma lista prévia apresentada baseada em estudo anterior (Adélio, 2010) ou ambas as opções.

A aplicação dos questionários ocorreu na temporada de verão, entre 09/01 e 12/02 de 2013, resultando em

um total de 325 questionários. A progressão de entrevistados foi interrompida pelo critério de saturação (Minayo *et al.*, 2010), isto é, quando as concepções, explicações e sentidos atribuídos pelos entrevistados passaram a apresentar certa regularidade. Os dados obtidos através dos questionários foram tabelados e suas frequências analisadas e apresentadas na forma de gráficos. Complementarmente o gestor local do balneário foi entrevistado (entrevista não estruturada) para se conhecer a sua percepção do problema e as ações de gestão que vem sendo tomadas.

Capacidade de carga

A capacidade de carga recreativa é um conceito relacionado com limites de uso sustentável de determinada localidade, que se ultrapassados podem levar a um declínio tanto da qualidade ambiental quanto do aproveitamento por parte dos visitantes (Pereira da Silva, 2002). De acordo com esse autor, tal conceito pode ser subdividido em três categorias: capacidade de carga física, limite a partir do qual o recurso fica saturado; capacidade de carga ecológica, limite onde as características ambientais se degradam e capacidade de carga social, limite onde o aproveitamento por parte do visitante diminui.

No presente trabalho a capacidade de carga é entendida como a quantidade de uso permitido em uma área de acordo com os seus objetivos. Seguiu-se as recomendações de McCool & Lime (2001), segundo os quais o foco deve ser procurar saber quais são as condições sociais e ambientais desejadas, ao invés de perguntar quantas pessoas uma área pode sustentar. Nesse aspecto a capacidade de carga se torna uma ferramenta para diagnosticar uma área, e servir de subsídio para a criação de cenários que possam ser discutidos pelos gestores em conjunto com a comunidade, para decidir que tipo de ambiente é desejado.

Para os cálculos da capacidade de carga de veículos que a praia pode suportar, foram utilizadas imagens de satélite de alta resolução, adquiridas através do softwa-

re Google Earth, onde feições como o campo de dunas, os sangradouros, a linha d'água e os acessos de veículos para a praia foram delimitados. A estimativa da Capacidade de Carga Ecológica (CCE), foi estabelecida a partir da delimitação de locais de exclusão de veículos a fim de manter a integridade do ecossistema e a manutenção de seus serviços ambientais. Para os arroios foram definidas zonas de proteção de 30m de largura, que corresponde ao limite da Área de Preservação Permanente (APP) para corpos hídricos com menos de 10m de largura (Brasil, 2012). Para as dunas frontais foram estabelecidas zonas de proteção de 5, 10 e 15m, testando-se diferentes cenários.

A zona intermareal é o habitat de diversos organismos bentônico e o local onde os banhistas se instalam, tomam banho de sol e realizam diversas atividades, portanto a tranquilidade desses usuários e a preservação dos habitats são desejáveis. Para tanto foram definidos cenários com zonas de exclusão de veículos de 15, 20 e 50m. Além dessas áreas, foram testados cenários com diferentes regiões de exclusão de veículos mais citadas pelos usuários nas perguntas dos questionários, bem como a área de exclusão já existente.

Ao todo foram testados oito diferentes cenários, sendo que os cenários 1 e 2 correspondem as Capacidade de Carga Física (CCF) e Capacidade de Carga Ecológica (CCE) respectivamente. O cenário 3 corresponde ao cenário do zoneamento da temporada de verão de 2013 sendo que as áreas de exclusão de veículos e a de proteção para as dunas tiveram suas distâncias utilizadas de acordo com as medidas contidas na Declaração de Uso de Faixa de Praia, emitida pelo órgão ambiental estadual em Fevereiro de 2013 (FEPAM, 2013).

O cenário 4 teve as dimensões de sua área de exclusão de veículos, proteção para as dunas e área de banhistas definidas no Plano de Zoneamento de Uso da Praia Temporada 2014 (Rio Grande, 2013). Os demais cenários foram elaborados a partir da combinação do cenário de CCE com diferentes áreas de exclusão de veículos.

A Figura 5 mostra de forma resumida os passos efetuados para o cálculo da capacidade de carga nos diferentes cenários analisados. O resultado obtido com o cálculo é a quantidade máxima de veículos que podem estacionar na praia de forma ordenada para cada cenário. Para efeito de comparação entre os cenários, os dados foram tabelados.

O conceito de Capacidade de Carga Social (CCS) está relacionado ao efeito da aglomeração percebida

pelos visitantes, o que pode influenciar na qualidade das atividades de recreação (Sowman, 1987). Essa questão foi avaliada através de duas perguntas presentes no questionário aplicado aos usuários. As transversais para essa análise foram fundamentais, uma vez que permitiam conhecer a quantidade de carros presentes ao redor dos entrevistados, possibilitando a comparação entre as suas respostas e a quantidade de carros presentes no momento da entrevista.

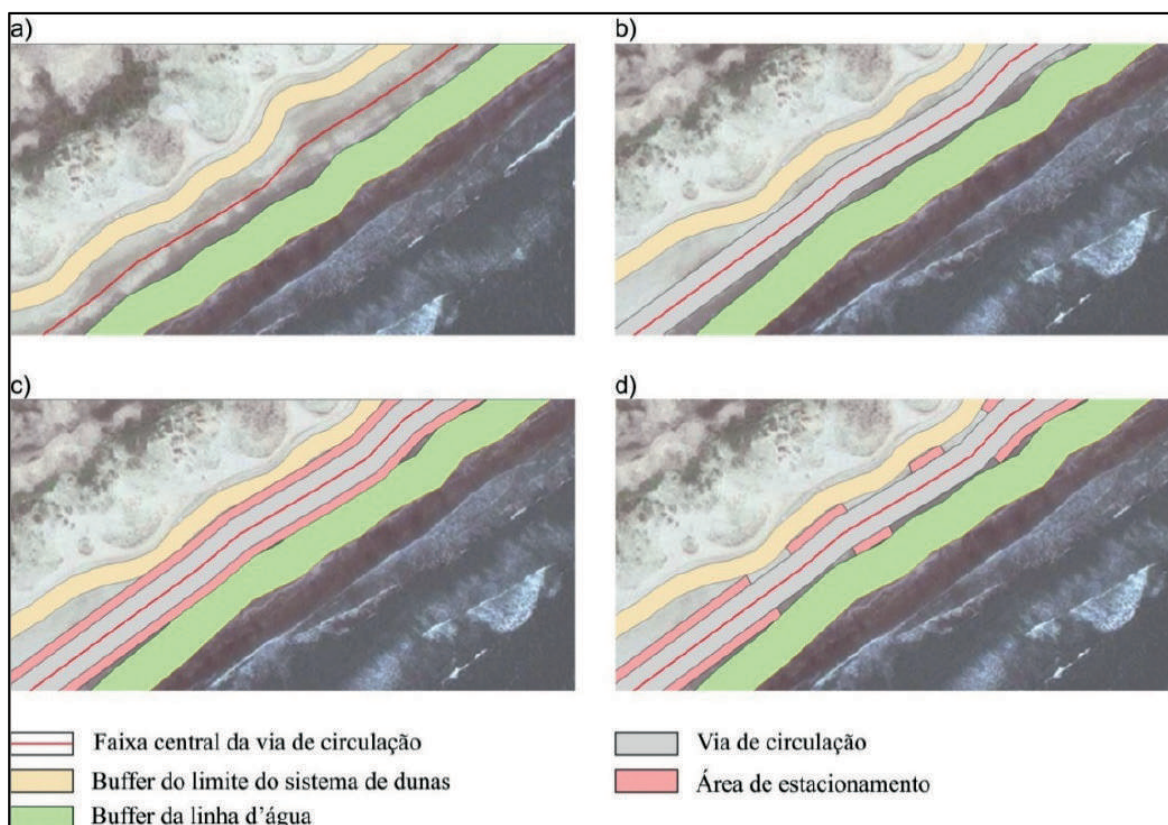


Figura 5. Passos metodológicos para o cálculo da capacidade de carga – Recorte dentro da Região 2 – Terminal Turístico. a) delimitação da faixa central da via de circulação; b) criação da via de circulação; c) delimitação da área de estacionamento; d) exclusão das áreas impróprias para estacionar.

4. Resultados e discussão

Ocupação praial

A contagem de veículos estacionados na praia a partir do vídeo registrado em sobrevoo foi de 5.763 na extensão total da praia permitida para trânsito livre de veículos (21 km), sendo que na área de estudo (11,8 km) foram registrados 5.421 veículos. A tabela 2 mostra a média de carros estacionados por 100m em cada região.

Conhecer o número médio de veículos que circulam na praia e sua concentração em cada região é de importância fundamental para elaborar estratégias de gestão e fiscalização do trânsito. Até o momento as estratégias são formuladas de acordo com a percepção e o conhecimento empírico que os gestores têm do ambiente. Segundo entrevistas com o administrador do balneário Cassino, a fiscalização é preferencial na região entre a R1 (Molhes) e a R4 (Iemanjá) devido a maior concentração de pessoas e veículos. De acordo com os dados, é uma decisão apropriada, contudo a estratégia deve ser revista para que englobe também as regiões R5 e R6 (Arroio da Rua Pelotas e da Área da Base respectivamente), visto que essas apresentam densidades de uso até maiores do que áreas preferenciais para a fiscalização.

Tabela 2. Média de veículos estacionados a cada 100m por região.

Região	Extensão (Km)	Média em 100m
R1- Molhes	2,9	36
R2 - Terminal	1,8	94
R3 - Arroio do gelo	1,2	41
R4 - Iemanjá	0,7	46
R5 - Arroio Rua Pelotas	1,0	45
R6 - Área da Base	0,9	48
R7 - EMA	1,4	26
R8 - Camping Stella Maris	1,4	24
R9 - Stella Maris	0,5	21

As características dos usuários, que parecem afetar a escolha do local para permanecer na praia são: a idade e o tipo de usuário. As demais características presentes no questionário seguiram o mesmo padrão de distribuição, tanto nas análises locais quanto na análise global dos dados. A caracterização das regiões com base no tipo de visitante mostrou que as regiões R1 (Molhes), R4 (Iemanjá) e R9 (Stella Maris) são mais frequentadas por visitantes. Os visitantes são caracterizados de forma geral por não permanecerem no balneário, retornando as suas residências ao final do dia. As regiões R1(Molhes) e R4(Iemanjá) são as mais próximas aos acessos principais para a praia, o que justifica o maior número de visitantes nessas regiões. As demais regiões apresentaram uma distribuição similar a encontrada para na análise geral dos usuários da praia.

A caracterização das regiões com base na forma que os usuários chegam a praia, mostra que na maioria das regiões o carro é a forma favorita de se deslocar até a praia, a não ser na região R3 (Arroio do Gelo), onde a maioria dos usuários vai a pé. Uma informação pertinente dessa caracterização é a identificação das regiões onde ficam os usuários que chegam até o Cassino de transporte público. De acordo com os dados, esses usuários utilizam as regiões da R4 (Iemanjá), R3(Arroio do Gelo) e R5 (Arroio da Rua Pelotas). Essa informação é importante para planejar a infraestrutura necessária para essas pessoas, como por exemplo, a instalação de chuveiros, uma vez que observações empíricas apontam que esses são os principais usuários dessas instalações.

Percepção social

A forma como as pessoas entendem o ambiente, tanto coletivamente quanto individualmente é vista como uma força importante no desenvolvimento desse ambiente, através da ação de escolhas e comportamentos (Whyte, 1977). Dessa perspectiva se torna fundamental entender como as pessoas vivem e percebem o terri-

tório, e quais são as suas expectativas em relação a ele, tornando mais fácil o processo de tomada de decisão, possibilitando inclusive antever as reações e atitudes da população em relação a algumas delas (Pereira da Silva, 2002).

A segunda parte dos questionários aplicados visava obter a percepção dos usuários a respeito do trânsito de veículos na praia e a opinião a respeito de algumas possíveis medidas de manejo. Quando perguntados sobre a opinião a respeito do trânsito de veículos na praia, 67,08% dos entrevistados responderam que “é bom que seja assim, mas deve ser melhor planejado”; 17,85% acham que “é bom que seja assim e deve ser mantido”; 9,23% disseram que “é ruim mas necessário”; 3,69% acreditam que “é ruim e deve ser totalmente proibido” e 2,15% não tem uma opinião formada.

Dos usuários entrevistados 60,62% acreditam que os veículos causam algum tipo de dano para a natureza ou para as pessoas. Dos usuários que responderam a essa questão 40,4% citaram somente um dano, 32,32% dois danos, 10,61% 12 danos. Os 12 danos citados correspondem àqueles usuários que pediram para olhar as alternativas e após uma reflexão consideraram todas elas como válidas. Entre os problemas mais citados estão a poluição (19,66%), os condutores irresponsáveis (13,48%) e o lixo (11,24%) (Tabela 3). Os entrevistados empregavam o termo poluição em um sentido amplo, referindo-se tanto a poluição veicular quanto ao lixo encontrado na praia, no entanto, de forma redundante, alguns especificavam também o lixo e o óleo.

Quanto às sugestões de medidas de gestão apresentadas no questionário, 59,08% dos usuários declararam que usariam uma linha de transporte público pela praia durante o verão, principalmente se tiver uma finalidade voltada para o turismo. A respeito da taxa para a entrada de veículos na praia, 83,08% dos usuários não estariam dispostos a pagar para estacionar seus carros. A cobrança pela entrada de veículos na praia foi descrita por Cooper e McKeena (2009) como uma medida eficaz para reduzir o número de veículos que circulam

Tabela 3. Danos causados pelos veículos na praia segundo os usuários.

Dano	%
Poluição	19,66
Condutores irresponsáveis	13,48
Lixo	11,24
Música alta	11,24
Perigo para as pessoas	9,83
Excesso de velocidade	9,27
Transtornos para o trânsito (engarrafamentos, acidentes)	7,30
Impactos aos organismos	3,65
Impacto ao solo	2,81
Impacto as dunas	2,81
Impacto sobre a vegetação das dunas	1,97
Óleo	0,84
Todos	5,90

na praia, e a médio prazo pode até contribuir para uma proibição total da circulação de veículos.

A criação de áreas de exclusão de veículos é uma questão polêmica que tende a surgir periodicamente na mídia local tanto em formas de matérias quanto de enquetes. A opinião dos entrevistados quanto a esse tema reflete esta polêmica, pois 49,85% dos usuários demonstraram ser a favor da medida e 50,15 posicionaram-se contrariamente.

As regiões R1 (Molhes) e R2 (Terminal Turístico), apresentaram o maior número de opiniões contrárias à medida (Figura 6), o que pode ser explicado pela maior distância das mesmas em relação aos pontos de acesso à praia.

Capacidade de carga

A Tabela 4 apresenta os resultados dos cálculos da capacidade de carga para cada cenário. O maior valor encontrado é o da capacidade de carga física, que é o máximo de ocupação que uma área pode ter em ter-

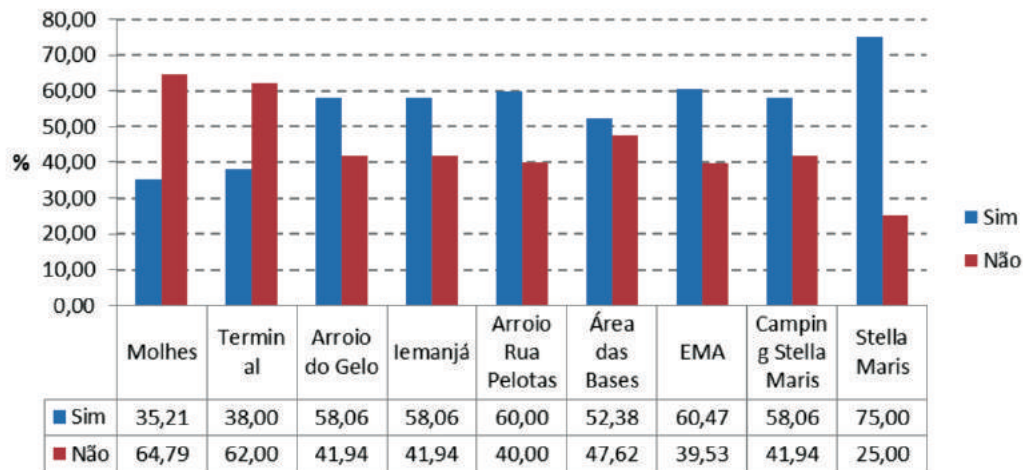


Figura 6. Respostas por região referentes a questão da criação de uma área de exclusão de veículos.

Tabela 4. Resultados capacidade de carga– quantidade máxima de veículos estacionados de forma organizada. (cenário 1 CCF – capacidade de carga física; cenário 2 CCE – capacidade de carga ecológica; cenários 3 e 4 – planejamento espacial feito pelo órgão gestor; cenários de 5 a 8 – diferentes combinações da CCE com diferentes áreas de exclusão de veículos).

Cenário	Capacidade de Carga
Cenário 1 - CCF	4.651
Cenário 2 - CCE	4.355
Cenário 3 – zoneamento 2013	4.627
Cenário 4 - zoneamento 2014	607
Cenário 5	3.631
Cenário 6	4.266
Cenário 7	2.956
Cenário 8	3.934
Impacto sobre a vegetação das dunas	1,97
Óleo	0,84
Todos	5,90

mos espaciais. A forma como foi organizado o trânsito de veículos na temporada de verão de 2013 possui um valor próximo ao da capacidade de carga física, com somente 23 veículos a menos devido a presença da área de exclusão de veículos próximo a R4 (Iemanjá). A capacidade de carga ecológica é menor do que a capacidade de carga física pois considera algumas condições necessárias para proteger o meio ambiente e seus serviços ecossistêmicos. O valor da capacidade de carga desse cenário possui 272 veículos a menos do que a capacidade de carga do cenário da organização do zoneamento 2013, mesmo sem considerar nenhuma área de exclusão. Esse fato pode ser explicado devido as condições de restrição de estacionamento de veículos em algumas regiões da praia que são notadamente mais estreita.

O quarto cenário foi definido a partir do ordenamento do trânsito de veículos presente no plano de zoneamento do Cassino para o verão de 2014. Nesse plano, as condições estabelecidas são a área de exclusão de veículos próxima a R4 (Iemanjá) e duas faixas de exclusão de veículos, uma de 15m a partir do campo de dunas e outra de 50m a partir da linha d'água. A

capacidade de carga para o cenário é de 607 veículos estacionados de forma organizada, um valor bem abaixo da capacidade de carga ecológica e da contagem de veículos realizada a partir do vídeo.

O cenário como estabelecido no plano é inviável, pois as faixas de exclusão para a proteção das dunas e dos banhistas se sobrepõem em vários pontos da praia, não sobrando espaço para a via de circulação e estacionamento dos veículos. O fato do ordenamento de veículos ser proposto dessa forma mostra um desconhecimento sobre o ambiente.

O quinto cenário foi realizado através da combinação da capacidade de carga ecológica com a área de exclusão de veículos mais aceita pelos usuários, compreendida entre a região R3 (Arroio do Gelo) e a R5 (Arroio da Rua Pelotas). A capacidade de carga para o cenário foi de 3.631 veículos, um valor abaixo das alternativas calculadas anteriormente. Este cenário foi considerado o ideal, por garantir a proteção mínima para o meio ambiente, além de considerar a área de exclusão apontada como preferencial através dos questionários. A variação dos demais cenários é decorrente das diferentes áreas de exclusão consideradas.

5. Conclusões

O estudo permitiu compreender melhor a atividade do trânsito de veículos na praia e apontar caminhos para a sua gestão. A análise de ocupação praial mostrou que a região R2 (Terminal Turístico) é a mais densamente utilizada, o que justifica a concentração dos esforços de gestão nessa região. O registro em vídeo, embora limitado temporalmente, corrobora a percepção de que a segunda região mais densamente utilizada é a R6 (Área da Base), e a contagem de veículos realizada para a análise de capacidade de carga social teve seus maiores valores nessa mesma região. Esse fato é uma informação importante, uma vez que nessa região os esforços

Quando comparamos a contagem de veículos realizada a partir do vídeo (5.421 carros) e os valores encontrados para a capacidade de carga, vemos que há muito a ser feito para atingir um número de veículos na praia que não comprometa a qualidade do meio ambiente e a segurança dos usuários.

A capacidade de carga social é subjetiva por depender de preferências pessoais dos usuários, portanto difícil de determinar. A partir das perguntas realizadas nos questionários e da contagem de veículos foi possível obter um panorama a respeito da questão. Considerando somente os usuários que disseram se sentir incomodados com os veículos na praia, temos que a média de carros nas transversais onde se encontravam esses usuários foi de 37,66. Extrapolando o resultado para o restante da praia obtém-se como uma estimativa de Capacidade de Carga Social, o volume de 4.587 veículos.

Nota-se que o valor encontrado para a capacidade de carga social é maior do que aquele da capacidade ecológica. Do quinto ao oitavo cenário representam alternativas de gestão, todos respeitando a capacidade de carga ecológica da praia

de gestão e fiscalização não são prioridade, tornando necessária uma reformulação das estratégias.

A análise da percepção social evidenciou o fato que a maioria dos usuários entrevistados quer uma maior organização do trânsito, e tem consciência de que a atividade pode trazer danos para a natureza e para as pessoas. Entre as alternativas de gestão apresentadas, a criação de uma área de exclusão de veículos foi a que mais dividiu a opinião dos usuários, mas ficou evidente que os usuários presentes nos possíveis locais afetados pela área de exclusão tendem a ser mais favoráveis a criação da mesma.

A capacidade de carga é um conceito amplamente utilizado na gestão de praias ao estabelecer um número máximo de visitação, porém por depender de variáveis que muitas vezes são de difícil quantificação, e por um mesmo local possuir várias capacidades de carga dependendo do seu objetivo de gestão, o seu resultado deve ser entendido como um limiar, e não como um número absoluto. A capacidade de carga calculada para a quantidade de veículos na praia é um cálculo mais simples, por se tratar simplesmente de espaço físico disponível, e a questão ecológica entra no cálculo não como uma série de fatores de correção, mas sim como a distância necessária de feições da praia que garantam minimamente a sua integridade, e a manutenção de seus serviços ecossistêmicos.

O número de veículos contados na praia excedeu em 1.066 capacidade de carga ecológica. Para alcançar um nível de utilização sustentável para a Praia do Cassino é necessário um planejamento da atividade do trânsito de veículos, no qual sejam consideradas a possibilidade de aplicação das medidas aqui apresentadas com objetivos e metas de curto, médio e longo prazo. Aconselha-se que o planejamento tenha enfoque ecossistêmico, onde seja considerado o ambiente da praia como um todo, e ocorra de forma adaptativa, com o monitoramento e análise das ações efetuadas procurando aprender com erros e os acertos cometidos.

6. Referências

- Adelio, J. P. Avaliação da percepção social dos usuários a respeito do trânsito de veículos na Praia do Cassino, Rio Grande - RS. Trabalho de conclusão do curso. Oceanologia. Universidade Federal do Rio Grande – FURG, Rio Grande 2010.
- Ariza, E.; Jiménez, J. A.; Sardá, R. A critical assessment of beach management on the Catalan coast. *Ocean & Coastal Management*, 51: 141–160, 2008. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2007.02.009>
- Barbier, E. B.; Hacker, S. D.; Kennedy, C.; Koch, E. W.; Stier, A. C.; Silliman, B. The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*, 81(2): 169–193, 2011. doi: <https://doi.org/10.1890/10-1510.1>
- Barbosa, T. G. Análise do uso contingente para a valoração ambiental no processo de gerenciamento costeiro: Um estudo da praia do Cassino/RS – Brasil. Trabalho de conclusão do curso. Oceanologia. Universidade Federal do Rio Grande – FURG, Rio Grande 1999.
- Brasil. Turismo de Sol e Praia: Orientações Básicas. Ministério do Turismo, Secretaria Nacional de Políticas de Turismo, Departamento de Estruturação, Articulação e Ordenamento Turístico, Coordenação-Geral de Segmentação. – 2.ed – Brasília: Ministério do Turismo, 2010. Disponível em: http://www.turismo.gov.br/sites/default/turismo/o_ministerio/publicacoes/downloads_publicacoes/Turismo_de_Sol_e_Praia_Versxo_Final_IMPRESSxO_.pdf
- Brasil. Lei Federal Nº 12.651, de 25 de Maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Brasília: DOU de 28/05/2012
- Calliari, L. J.; Speranski, N. S.; Torronteguy, M.; Oliveira, M. The Mud Banks of Cassino Beach, Southern Brazil: Characteristics, Processes and Effects. *Journal of Coastal Research*, SI34, 318-325, 2001. Disponível em: <http://www.cerf-jcr.org/index.php/international-coastal-symposium/ics-2000new-zealand/161-the-mud-banks-of-cassino-beach-southern-brazilcharacteristics-processes-and-effects-lj-calliari-n-speranski-m-torronteguy-a-mb-oliveira>
- Calliari, L. J.; Winterwerp, J. C.; Fernandes, E.; Cuchiara, D.; Vinzon, S. B.; Sperle, M.; Holland, K. T. Fine grainsedimenttransportand deposition in the Patos Lagoon - Cassino beach sedimentary system. *Continental Shelf Research*, 29(3): 515–529, 2009. doi: <https://doi.org/10.1016/j.csr.2008.09.019>

- Celliers, L.; Moffett, T.; James, N. C.; Mann, B.Q. A strategic assessment of recreational use areas for off-road vehicles in the coastal zone of KwaZulu-Natal, South Africa. *Ocean & Coastal Management*, 47(3-4): 123-140, 2004. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2004.02.001>
- Cooper, J. A. G. & McKenna, J. Managing cars on beaches: A case study from Ireland. In: Williams, A. T. & Micallef, A. (org), *Beach Management: Principles and Practice*. Routledge, UK, 2009. p.235-246
- Defeo, O.; McLachlan, A. Schoeman, D. S.; Schlancher, T. A.; Dugan, J.; Jones, A.; Lastra, M.; Scapini, F. Threats to sandy beach ecosystems: A review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 81: 1-12, 2009. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.09.022>
- Domingues, M. V. R. The 31 longest ocean beaches of the world. Geoprospectiva, 2012. Disponível em: <http://geoprospectiva.wordpress.com/2012/03/06/the-31-longest-ocean-beaches-of-the-world/>
- Figueiredo, S. A. & Calliari, L. J. Sangradouros: Distribuição Espacial, Variação Sazonal, Padrões Morfológicos e Implicações no Gerenciamento Costeiro. *GRAVEL*, 3, 47-57, 2005. Disponível em: <http://repositorio.furg.br/bitstream/handle/1/2186/Sangradouros.pdf?sequence=1>
- FEPAM. Declaração Geral nº 8 / 2013-DL. Processo nº 18233-05.67 / 12-9. 2013. Disponível em: http://www.fepam.rs.gov.br/doclics/signed/2013/559144_signed.pdf
- James, R. J. From beaches to beach environments: linking the ecology, human-use and management of beaches in Australia. *Ocean & Coastal Management*, 43(6): 495-514 2000. doi: [https://doi.org/10.1016/S0964-5691\(00\)00040-5](https://doi.org/10.1016/S0964-5691(00)00040-5)
- Lelis, R. J. F. & Calliari, L. J. Historical Shoreline Changes Near Lagoonal and River Stabilized Inlets in Rio Grande do Sul State, Southern Brazil. *Journal of Coastal Research*, SI39, 301-305, 2006. Disponível em: http://www.cerf-jcr.org/images/stories/59_lelis.pdf
- McCool, S. F. & Lime, D. W. Tourism carrying capacity: tempting fantasy or useful reality? *Journal of Sustainable Tourism*, 9(5): 372-388, 2001. doi: <https://doi.org/10.1080/09669580108667409>
- Micallef, A. & Williams, A. T. Theoretical strategy considerations for beach management. *Ocean & Coastal Management*, 45(4-5), 261-275, 2002. doi: [https://doi.org/10.1016/S0964-5691\(02\)00058-3](https://doi.org/10.1016/S0964-5691(02)00058-3)
- Micallef, A. & Williams, A. T. Application of a novel approach to be a classification in the Maltese Islands. *Ocean & Coastal Management*, 47(5-6): 225-242, 2004. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2004.04.004>
- Minayo, M. C. S.; Deslandes, S. F.; Neto, O. C.; Gomes, R. (2010) -Pesquisa Social: Teoria, método e criatividade. Petrópolis: Editora Vozes, 29º ed., 2010.
- Onkaparinga. Vehicles on Beaches – Summary Report. City of Onkaparinga, 2009. Disponível em: http://onkaparingacity.com/onka/discover/beaches/vehicles_on_beaches.jsp. Acesso em: jun. 2013.
- Pereira da Silva, C. Gestão Litoral Integração de Estudos de Percepção da Paisagem e Imagens Digitais na Definição da Capacidade de Carga de Praias: O Troço Litoral S. Torpes - Ilha do Pessegueiro. Lisboa, Portugal, Tese (Doutorado) – Universidade Nova de Lisboa, 2002
- Rio Grande. Zoneamento da Praia do Cassino Verão 2014. 2013
- Roca, E.; Riera, C.; Villares, M.; Fragell, R. Junyent, R. A combined assessment of beach occupancy and public perceptions of beach quality: A case study in the Costa Brava, Spain. *Ocean & Coastal Management*, 51(12): 839-846, 2008. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2008.08.005>
- Sardá R.; Valls J. F.; Pintó J.; Ariza E.; Lozoya J. P.; Fraguell R. M.; Martí C.; Rucabado J.; Ramis J.; Jimenez J. A. Towards a new Integrated Beach Management System: The Ecosystem-Based Management System for Beaches. *Ocean & Coastal Management*, 118(B): 167-177, 2015. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.07.020>
- Schlacher, T. A.; Richardson, D.; McLean, I. Impacts of Off-Road Vehicles (ORVs) on Macrobenthic Assemblages on Sandy Beaches. *Environmental Management*, 41: 878-892, 2008. doi: <https://doi.org/10.1007/s00267-008-9071-0>
- Schlacher, T. A. & Thompson, L. M. C. Physical Impacts Caused by Off-Road Vehicles to Sandy Beaches: Spatial Quantification of Car Trackson an Australian Barrier Island. *Journal of Coastal Research*, 24(2A): 234-242, 2008. doi: <https://doi.org/10.2112/06-0691.1>
- Seeliger, U. Coastal foredunes of Southern Brazil: Physiography, habitats and vegetation. In: Seeliger U. (Eds), *Coastal plant communities of latin America*. Academic Press, San Diego, USA, 1992. p.367-381.
- Sowman, M. R. A Procedure for assessing recreational carrying capacity of coastal resort areas. *Landscape and*

- Urban Planning*, 14: 331-344, 1987. doi: [https://doi.org/10.1016/0169-2046\(87\)90044-2](https://doi.org/10.1016/0169-2046(87)90044-2)
- Stephenson, G. Vehicle Impacts on the Biota of Sandy Beaches and Coastal Dunes—A Review from a New Zealand Perspective. Department of Conservation Wellington, New Zealand, 1999. Disponível em: <http://www.doc.govt.nz/documents/science-and-technical/Sfc121.pdf> Acesso em: jun. 2013.
- Tarr, N. M.; Simons, T. R.; Pollock, K. H. An Experimental Assessment of Vehicle Disturbance Effects on Migratory Shorebirds. *Journal of Wildlife Management*, 74 (08): 1776-1783, 2010. DOI: <https://doi.org/10.2193/2009-105>
- Tomazelli, L. J. (1994) – Morfologia, Organização e Evolução do Campo Eólico Costeiro do Litoral Norte do Rio Grande do Sul, Brasil. *Pesquisas em Geociências*, 21(1): 64-71, 1994. Disponível em: <http://seer.ufrgs.br/index.php/PesquisasemGeociencias/article/view/21252>
- Torres L. H. Balneário Cassino: O Nascimento do Banho de Mar Planificado no Brasil. Rio Grande: Editora da Universidade Federal de Rio Grande, 2009.
- Tozzi H. A. M. & Calliari L. J. Morfodinâmica da Praia do Cassino, RS. *Pesquisas em Geociências*, 27(1): 29-42, 2000. Disponível em: <http://seer.ufrgs.br/PesquisasemGeociencias/article/view/20176>
- UNEP - United Nations Environment Programme. Sustainable coastal tourism: an integrated planning and management approach. Paris, França, 2009. Disponível em: <http://www.unep.fr/shared/publications/pdf/DTIx1091xPA-SustainableCoastalTourism-Planning.pdf> Acesso em jun. 2013
- Vieira E. F. & Rangel S. R. S. Planície Costeira do Rio Grande do Sul: Geografia Física, Vegetação e Dinâmica Sócio Demográfica. Porto Alegre: Editora Sagra, 1988.
- Vieira, H.; Calliari, L. J.; Oliveira, G. P. O Estudo do Impacto da Circulação de Veículos em Praias Arenosas Através de Parâmetros Físicos: Um Estudo de Caso. *Engevista*, 6(3), 54-63, 2004. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/26514318_O_estudo_do_impacto_da_circulacao_de_veiculos_em_praias_arenosas_atraves_de_parametros_fisicos_um_estudo_de_caso
- Whyte, A. T. (1977) - Guidelines for field studies in Environmental Perception. UNESCO, Paris, França, 1977. Disponível em: <http://unesdoc.unesco.org/images/0002/000247/024707eo.pdf>. Acesso em jun. 2013



Alves Zapater, J.A., M. Polette y A. Vallarino. 2019. La Construcción de Sistemas de Indicadores de Sostenibilidad Ambiental: El Caso de Playa Central en la Ciudad Balneario Camboriú (Brasil) y la Zona Costera Este en la Ciudad de Montevideo (Uruguay). *Revista Costas*, 1(1): 197-218. doi: 10.26359/costas.0111

La Construcción de Sistemas de Indicadores de Sostenibilidad Ambiental: El Caso de Playa Central en la Ciudad Balneario Camboriú (Brasil) y la Zona Costera Este en la Ciudad de Montevideo (Uruguay)

Juan Antonio Alves Zapater^{1*}, Marcus Polette² y Ana Vallarino³

*e-mail: alveszapater@gmail.com

¹FADU, MCI sur, Udelar. Montevideo, Uruguay.

²Escola del Mar, Ciencia y Tecnología. UNIVALI, Santa Catarina, Brasil.

³FADU, Udelar, Uruguay.

Keywords: Evaluation, Integrated Coastal Management, indicators, sustainability, urban beaches.

Abstract

The lack of evaluation tools that integrate and articulate the complexity of the issues involved in urban coastlines is one of the great challenges of public coastal policy in South America. The inclusion of monitoring and control instruments that allow to visualize and identify the situation status, trends and pressures, as well as changes in the quality of life of the inhabitants, they are necessary for the generation of responsible and participative policies. In this sense, the systems of indicators are a clear option and a useful tool for evaluation. This work develops a sustainability indicators system that was applied in the Central Beach of the Balneario Camboriú city and the east coastal zone in the city of Montevideo. The realization consisted in three phases related to each other. In the first phase

Submitted: September 2018

Reviewed: October 2018

Accepted: December 2018

Associate Editor: Marínez Scherer

fulfillment the analysis and identification of key issues, in relation with the Indicator System proposed by the Observatory of the Sea and French Littoral. The phase two was the valuation and selection of indicators. Finally, in the phase three there was evaluation and comparison of the study cases through the application and development of sustainability indicators that was selected. The work designs a useful procedure for the evaluation and validation actions in urban coasts, inside of the processes of judicious decision-making. Presents, expressed in concrete measures, a quantitative evaluation of the cases of study that allows comparison. Concludes with a comparative discussion about the results and the applied method.

Resumen

La carencia de instrumentos de evaluación que integren y articulen la complejidad de los aspectos involucrados en las costas urbanas es uno de los grandes desafíos para las políticas públicas costeras en América del Sur. La inclusión de instrumentos de monitoreo y control que permitan visualizar e identificar el estado de situación, tendencias y presiones, así como cambios en la calidad de vida de sus habitantes, son necesarios para la generación de políticas responsables y participativas. En tal sentido, los sistemas de indicadores son una opción clara y herramienta útil para la evaluación. Este trabajo elabora un sistema de indicadores de sostenibilidad que fue aplicado en la Playa Central de la ciudad Balneario Camboriú y la zona costera este en la ciudad de Montevideo. Su realización constó de tres fases relacionadas entre sí. En la primera fase se realizó el análisis e identificación de asuntos claves, en relación con el sistema de indicadores de sostenibilidad propuesto por el Observatorio del Mar y Litoral Francés. La fase dos correspondió a la valoración y selección de indicadores. Finalmente, en la fase tres se evaluaron y compararon los casos de estudio a través de la aplicación y desarrollo de los indicadores de sostenibilidad seleccionados. El trabajo diseña un procedimiento útil para la evaluación y validación de acciones en zonas urbanas costeras, dentro de los procesos de toma de decisiones criteriosas. Presenta, expresado en medidas concretas, una evaluación cuantitativa de los casos de estudio que permite su comparación. Concluye con una discusión comparativa sobre los resultados y el método aplicado.

Palabras Clave: evaluación, Gestión Costera Integrada, indicadores, sostenibilidad, playas urbanas.

1. Introducción

Asociado a la valorización social de la costa como ambiente privilegiado para la recreación y ocio, sobre fines del siglo XIX y principios del siglo XX, se observaron procesos de desarrollos urbanos de tipo balneario en el litoral Atlántico, lo cual transformó de forma radical el uso de suelo sobre la costa, concentrando población y desencadenando complejos procesos en el territorio (Dadón, 2011).

Actualmente, se estima que más de la mitad de la población humana vive en entornos costeros, situación que es más pronunciada en el litoral Atlántico de Amé-

rica del Sur. Uruguay concentra 91% de la población en ciudades (INE, 2011) y más de la mitad vive solamente en la ciudad de Montevideo. Brasil en cambio, concentra el 84% de su población en ciudades (IBGE, 2010), distribuidas mayormente sobre el litoral costero.

Es notorio el gran interés por parte de las diversas administraciones públicas de potenciar estos espacios costeros como palanca impulsora para el desarrollo local y posicionamiento global, mediante la fuerte incorporación de capital y energía. Es de interés destacar como referente a nivel internacional la reconversión

del frente costero realizada en la ciudad de Barcelona en la década de 1990 (Lungu, 2002).

En el caso del Municipio de Balneario Camboriú (SC, Brasil), la Playa Central cumple un rol central en la ciudad. Actualmente se encuentra en discusión un proyecto de ensanche del frente costero de Playa Central, propuesta que lleva varios años en discusión y aún no se concreta. Se destaca el Programa Playas Limpias y el Plan de Gestión Integrada de la Costa Marina (GERCO, 2006), este último propone medidas concretas para la gestión integrada de las playas de la Ciudad Balneario de Camboriú, promovido por el Ministerio de Medio Ambiente de Brasil en colaboración con el Ministerio de Planeamiento, Presupuesto y Gestión, de escasa aplicación práctica.

En el caso de Montevideo (Uruguay), su frente costero está caracterizado por la rambla (costanera), construida a principios del siglo XX. La construcción y uso de la misma desencadenó procesos socio históricos identitarios que hoy se reconocen en la legislación local (Torres, 2010). Actualmente, sobre los espacios públicos costeros se encuentran en aplicación los programas específicos de la Agenda Ambiental y la certificación de playas en la zona costera este, regulada por la normativa internacional ISO 14.001. Esta última reconoce la necesidad de monitorear y evaluar los avances y cumplimientos de objetivos a través de indicadores.

La importancia socioeconómica y ambiental de estos espacios, así como las múltiples presiones y conflictos suscitados en ellos, hace que sea imprescindible generar mecanismos de monitoreo, evaluación y control sobre las actividades que allí se desarrollan. En este contexto es considerada a la evaluación como un proceso sistémico y coherente de valoración, que maneja conjuntos complejos de información, jerarquizados y ordenados por parámetros y criterios explícitos de valoración.

Según Polette (2013), un problema frecuente en la gestión de los recursos costeros es que muchos de los programas y acciones que se aplican en la zona costera no atraviesan procesos de evaluación. Evaluarlos per-

mitiría el aprendizaje y corrección de ineficiencias y errores propios en la gestión, posibilitando la toma de decisiones con fundamentación y coherencia, basada en información ordenada y científica.

En tal sentido, el monitoreo es un tema con múltiples aristas de discusión, aspecto que genera largos e intensos debates en las políticas públicas costeras así como incentiva al desarrollo de estudios académicos. Su práctica y discusión en ambientes costeros ha avanzado en definiciones y conceptualizaciones desde diferentes ámbitos simultáneamente. A la vez que progresa hacia una mayor integralidad, incorpora elementos a monitorear y complejiza su instrumentalización.

Es relevante discutir cómo se puede medir los éxitos o fracasos de un plan, programa o proyecto. Estudiar cómo construir procedimientos confiables que validen los procesos de monitoreo y evaluación, así como también apoyen a la toma de decisiones criteriosas en el marco de los complejos procesos de gestión costera.

Según Castro (2002), los sistemas de indicadores de sostenibilidad tienen como origen a los sistemas de indicadores ambientales. Se organizan de diversas formas y pueden seguir modelos sectoriales, por objetivos o por tipos de recursos. Constan mayormente de procesos de elaboración coherente, precisa y sistemática que le otorga validez a la información en su conjunto. Son una opción clara y herramienta útil para la evaluación de los programas, procesos o acciones específicas. Permiten medir con claridad y precisión los resultados obtenidos posteriormente a la aplicación de acciones sobre el medio, así como también posibilitan el diagnóstico y la construcción de líneas de base para estudios futuros (Lacerda y Polette, 2016).

El presente trabajo se enmarca en los principios del *Manejo Costero Integrado* (MCI) o *Integrated Coastal Zone Management* (ICZM), considerado actualmente como una de las estrategias más adecuadas e innovadoras para planificar el desarrollo de las zonas costeras (Grandi, 2010). El MCI es un proceso multi e inter disciplinario que busca la integración de los diversos

aspectos involucrados en el área y procura superar la fragmentación de los diversos abordajes sectoriales dominantes. Este trabajo tiene por objetivo proponer un sistema de indicadores de sostenibilidad que posibilite

la evaluación y comparación de las cualidades de Playa Central en la ciudad Balneario Camboriú y la zona costera este en la ciudad de Montevideo.

2. Estrategias de trabajo y métodos

La estrategia se basó en la metodología planteada por Tischer (2013), en la tesis “Indicadores socioambientales aplicados en los municipios costeros del litoral centro-norte de Santa Catarina, con énfasis en los promontorios costeros del litoral centro-norte de Santa Catarina”. En ésta se adaptó y validó el sistema de indicadores de sostenibilidad desarrollado por el Observatorio del Mar y Litoral Francés (en adelante OMLF), el cual fue creado en el año 2004 por parte de la Delegación Interministerial para la Planificación y Competitividad de los Territorios en el marco del programa de Desarrollo Sostenible para las Costas Europeas (DE-DUCE), según los acuerdos transfronterizo regionales de colaboración y financiación de las iniciativas *Intereg* de la Unión Europea.

Se tomó como casos de estudio a la Playa Central de la ciudad Balneario Camboriú y su entorno inmediato (perteneciente al Municipio Balneario Camboriú, ubicado en el litoral centro-norte del Estado de Santa Catarina de la República Federativa del Brasil), y a la zona costera este de la ciudad de Montevideo, (ubicada en el Departamento de Montevideo de la República Oriental del Uruguay), ver figura 1.

Las delimitaciones espaciales se conformaron según criterios operativos basados en la relación de la medida del indicador con la escala de aplicación definida en las bases de datos disponibles, focalizando sobre el espacio público costero en arcos de playa.

3. Métodos

Para la ejecución de la investigación se diseñó tres fases de trabajo relacionadas entre sí, cada una vinculada a los objetivos específicos planteados. En la fase uno se realizó el análisis e identificación de asuntos claves en relación con el sistema de indicadores de sostenibilidad propuesto por el OMLF. La fase dos correspondió a la valoración y selección de indicadores. En la fase tres se evaluaron y compararon los casos de estudio a través de la aplicación y desarrollo de los indicadores de sostenibilidad seleccionados. A continuación, se presenta el flujograma de las actividades desarrolladas (ver figura 2).

A modo de síntesis, en la fase uno se realizó revisión bibliográfica, entrevistas, observación participante,

salidas y trabajos de campo, análisis y adaptación del sistema de indicadores propuesto por el OMLF.

Con motivo de identificar asuntos claves y conocer las problemáticas que enfrentan las gestiones públicas, se realizaron entrevistas semiestructuradas a los actores del entorno en ambos casos. Para su ejecución, primero se identificaron los actores del entorno en cada caso, luego se realizaron 13 entrevistas en la costa de la ciudad de Montevideo y 20 en la costa de la ciudad de Balneario Camboriú. Además, se realizaron reuniones y consultas a gestores en el ámbito del Municipio de Balneario Camboriú y observación participante en el Comité Participativo de Playas de Montevideo, dentro del Sistema de Gestión Ambiental de Playas.

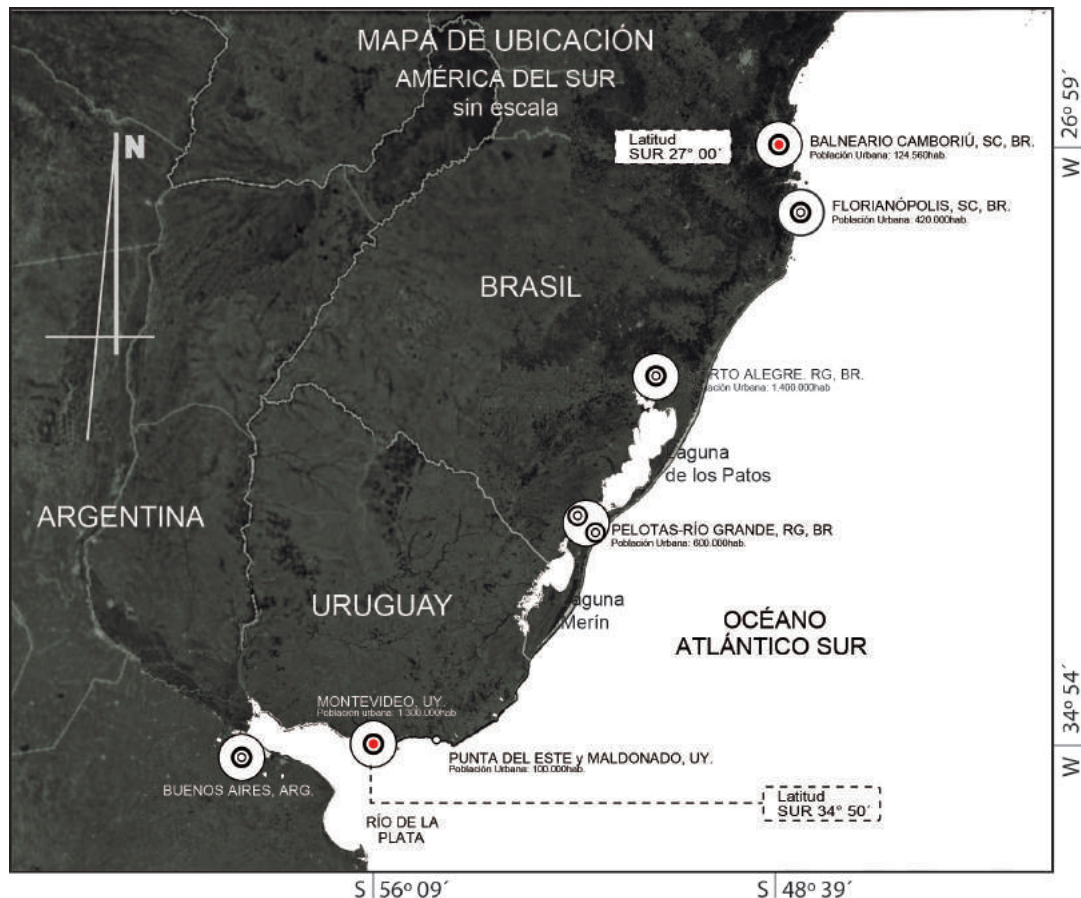


Figura 1. Mapa de ubicación de casos en la región. Se indica en color rojo los casos de estudio. Elaboración propia con base de imagen satelital Google Earth.

Posteriormente a los trabajos descritos se realizó la adaptación del sistema de indicadores propuestos por el OMLF, incorporando y eliminando indicadores, modificando y adaptando medidas, para posteriormente someterlos a la valoración y ponderación.

Para la ejecución de la fase dos se ponderó y evaluó el set de indicadores a través de la realización de consultas a expertos, mayormente actores académicos e institucionales implicados en la problemática, aplicando un cuestionario cerrado multi-criterio. Se consultó a 14 expertos en total, nueve de Montevideo y cinco de Balneario Camboriú.

Este cuestionario constó de dos etapas, la primera consistió en valorar los atributos deseables de selección del indicador en abstracto (peso del atributo). Los mismos fueron adoptados y adaptados de la propuesta elaborada por la Organización Mundial del Turismo en su Guía Práctica (OMT, 2005). Estos atributos son: 1) pertinente; 2) accesible; 3) eficaz; 4) comprensible; 5) comparable temporal y espacialmente.

La segunda etapa del cuestionario consistió en valorar a cada indicador específico según la relevancia relativa que tiene cada atributo del propio indicador. Por ejemplo, se debió colocar en cada uno de los indicado-

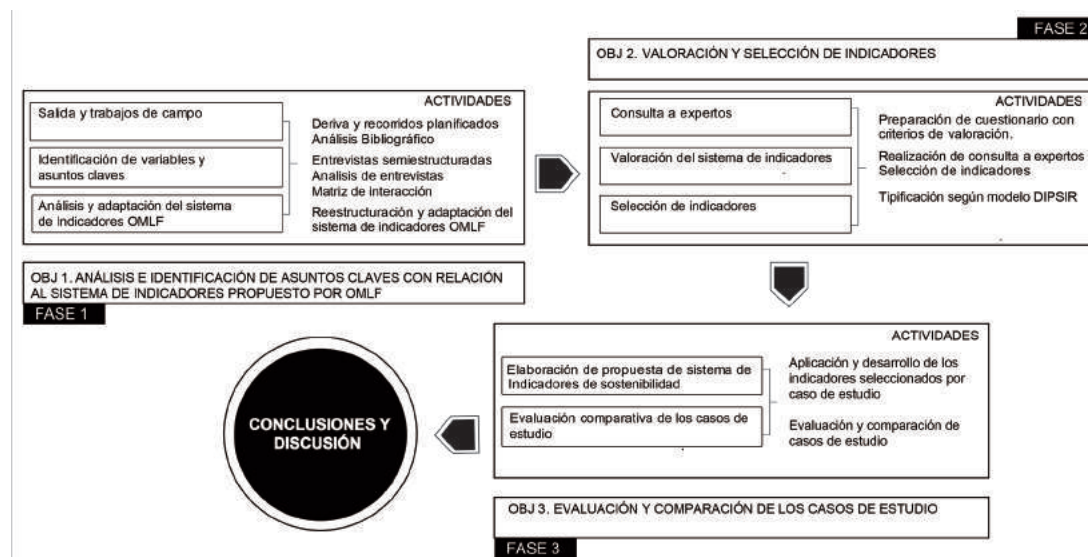


Figura 2. Flujo-grama metodológico. Elaboración propia.

res los valores relativos por atributos según corresponda para cada indicador (considerando las áreas de estudio), calificando en 4 si es muy relevante, 3 relevante, 2 poco relevante y 1 no relevante.

Luego de realizada la consulta se llevaron todos los valores asignados por los expertos a una hoja de cálculo, lo que permitió incorporar los valores en celdas ordenadas por columnas y filas relacionadas, para luego realizar las operaciones matemáticas específicas y determinar la valoración final.

Para obtener la valoración final se aplicó la ecuación matemática: agregación total por media ponderada (Gómez, 1994). Esta es la sumatoria de la multiplicación de los valores otorgados al atributo correspondiente a cada indicador por el peso otorgado al atributo, dividido por el valor que resulta de la sumatoria de los pesos ponderados de los atributos. Este proceder permitió relativizar los resultados según los criterios de los expertos. O sea, si el experto considera una escala más alta que otro, la fórmula lo relativiza (ver ecuación 1).

$$V_{ai} = \frac{\sum(V_{ij} \times P_{ji})}{\sum P_{ji}} \quad \text{Ecuación (1)}$$

V_{ij}: valor del indicador según el atributo.

P_{ji}: valor del peso del atributo.

Una vez obtenidos los resultados se ordenaron los valores de mayor a menor, jerarquizando de este modo los indicadores según la valoración otorgada por los expertos. Se identificó a los indicadores más valorados para ambos casos en forma separada y además se identificó el grado de correlación entre un caso y otro. Luego se realizó el promedio general, obteniendo un único valor para cada indicador.

La fase final consistió en la evaluación y comparación de los casos según la aplicación y desarrollo de los indicadores de sostenibilidad ambiental seleccionados. Se desarrollaron nueve indicadores con sus respectivas medidas en base a la valoración de los expertos y los trabajos previos. Además, se categorizó a cada indi-

cador seleccionado según el modelo DIPSIR: Fuerza Motriz-Presión-Estado-Impacto-Respuesta, desarrollado por la Agencia Europea de Medio Ambiente y basado en el modelo anterior de Presión-Estado-Respuesta (Castro, 2002). El modelo tiene por objetivo visualizar las interacciones de cada indicador en el sistema, permitiendo conocer qué indicador da respuesta o modifica el estado, cuáles indicadores son fuerza motriz del sistema o de presiones del medio y cuáles son los indicadores de impactos según las actividades realizadas sobre el recurso.

4. Resultados

Identificación de asuntos claves y adaptación del set de indicadores

De las salidas de campo y revisión bibliográfica se identificaron varios aspectos destacables. Por un lado, se observó los impactos y presiones de la construcción edilicia sobre el ambiente costero, vinculados a la intensidad del uso y apropiación del espacio público por usuarios y servicios.

De las entrevistas realizadas a los actores del entorno se identificó que los asuntos más mencionados se vinculan a la dimensión social. Los cinco asuntos destacados en el total de las entrevistas son: 1) aumento del tráfico vehicular, 2) inseguridad y delincuencia, 3) fallas en la comunicación institucional, 4) aumento de la construcción de edificios en altura sobre la rambla, 5) suciedad de la playa por parte de la ciudadanía, y calidad del agua y la playa.

Los trabajos permitieron constatar la multiplicidad de actores con diferentes intereses. Además, los trabajos realizados en el área por Bombana (2010) y Marchese (2012), que analizan el sistema de Gobernanza de las playas urbanas de Balneario Camboriú y Montevideo, destacan la multiplicidad de sectores involucrados en la problemática.

Posterior a la evaluación y comparación de casos se realizó una evaluación general de la aplicación de indicadores. La misma consistió en evaluar el desempeño de cada indicador según el modelo aplicado por el OMLF en el trabajo *Indicators Guideline* (DEDUCE, 2007), el cual utiliza cinco criterios de evaluación: 1) accesibilidad a la información; 2) disponibilidad temática; 3) cobertura espacial; 4) cobertura temporal; 5) fiabilidad de la información. Finalmente se plantea la discusión de resultados donde se problematiza los procedimientos y hallazgos del trabajo.

Realizado los trabajos propios a la fase 1 se adaptó el set de indicadores propuestos por el OMLF para los casos de estudio (Tabla 1).

Valoración y selección de indicadores

Los once indicadores mejor valorados corresponden a los indicadores 16, 8, 2, 14, 22, 24, 26, 27, 1, 17 y 4 en orden de importancia. Se observa que estos indicadores abarcan todas las dimensiones identificadas en el estudio: ambiental (indicadores 16, 17, 24, 26 y 27), económica (indicador 14), institucional (indicador 8), social (indicador 1) y urbana (indicador 2, 4 y 22). La dimensión ambiental aparece como la más representada en la selección.

En la tabla 1 se observa que el set de indicadores propuesto por OMLF presenta mayor proporción de indicadores ambientales (A), con 11 indicadores del total de 27. Las demás dimensiones se representan con tres indicadores económicos, dos institucionales, seis sociales y cinco urbanos, por lo que la relación entre dimensiones indica que de los once indicadores mejor valorados se mantiene parcialmente la proporción del set de indicadores propuesto por OMLF. Los indicadores seleccionados se presentan en la figura 3, donde se colocan categorizados según el modelo DIPSIR.

Tabla 1. Sistema de indicadores adaptado. D: dimensión conceptual (A: ambiental; E: económica; I: institucional; S: social; U: urbana). Elaboración propia con base al sistema de indicadores propuesto por OMLF.

Nº	D	Indicador	Medida
1	S	Demanda de propiedad sobre la costa.	1.1 Tamaño, densidad y proporción de la población que vive en la costa. 1.2 Valor de la propiedad.
2	U	Áreas de tierra construida.	2.1 Porcentaje de tierra edificada por distancia a la línea de costa.
3	U	Tasa de desarrollo de los terrenos previamente sin desarrollar.	3.1 Área transformada en suelo sin desarrollar para nuevos usos. 3.2 Índice de Volumen Físico Construido.
4	U	Demanda de las redes viales en la costa.	4.1 Volumen de tráfico en las carreteras y caminos costeros. 4.2 Área para estacionamiento vehicular.
5	E	La presión ejercida por las actividades recreativas costeras y marinas.	5.1 Número de amarras para la navegación deportiva. 5.2 Infraestructuras y construcciones sobre la línea de costa.
6	U	Porcentaje de playa sombreada por la construcción.	6.1 Porcentaje de área (por estación) sombreada por la edificación costera.
7	A	Cantidad de hábitats semi-naturales y/o áreas verdes.	7.1 Áreas de hábitats semi-naturales y/o áreas verdes según grado de naturalidad.
8	I	Áreas de tierra y mar protegidas por designación legal.	8.1 Áreas protegidas para la conservación de la naturaleza, el paisaje y el patrimonio.
9	I	Eficiencia de la Gestión de espacios protegidos.	9.1 Tasa de pérdida o de daños en las áreas protegidas.
10	A	Presencia de especies en hábitats marinos costeros significantes.	10.1 Estado de las especies y los hábitats. 10.2 Número de especies por tipo de hábitat. 10.3 Presencia de especies en peligro de extinción.
11	S	Pérdida de la diversidad cultural.	11.1 Número y valor de los productos locales que llevan la etiqueta de calidad.
12	S	Modelo de empleo por sector.	12.1 Empleos a tiempo completo, parcial o de temporada por sector. 12.2 Valor agregado por sector.
13	E	Volumen de tráfico portuario.	13.1 Número de pasajeros por puerto. 13.2 Volumen total de las mercancías por puerto.
14	E	Intensidad del Turismo.	14.1 Número de turistas alojados en establecimientos turísticos. 14.2 Porcentaje de ocupación hotelera por temporada. ^{oo}
15	S	Turismo Sostenible.	15.1 Número de alojamientos turísticos con etiqueta de calidad. 15.2 Relación entre el número de turistas y el número de residentes.
16	A	Calidad de las aguas para baños.	16.1 Porcentaje de aguas con calidad para baño
17	A	Cantidad de desechos costeros, marinos y de estuario.	17.1 Volumen de residuos sólidos y líquidos recogidos sobre la costa
18	A	Concentración de nutrientes en las aguas costeras.	18.1 Cantidad de aportes de nitratos y fosfatos a las aguas costeras

Tabla 1. Sistema de indicadores adaptado. D: dimensión conceptual (A: ambiental; E: económica; I: institucional; S: social; U: urbana). Elaboración propia con base al sistema de indicadores propuesto por OMLF.

19	A	Calidad de la playa.	19.1 Características físicas y morfológicas de la playa. 19.2 Estado de los servicios e infraestructuras para el usuario de la playa.
20	S	Grado de cohesión social.	20.1 Índice de exclusión social por área
21	S	Prosperidad de los Hogares.	21.1 Ingresos promedios de hogares. 21.2 Porcentaje de población con estudios superiores
22	U	Residencias de verano.	22.1 Porcentaje de segundas residencias sobre el total de viviendas
23	A	Población de peces y desembarco de pescado.	23.1 Estado de las principales poblaciones de peces por especie y zona pesquera. 23.2 Reclutamiento y biomasa reproductora por especie. 23.3 Desembarques y mortalidad de peces por especie. 23.4 Valor de desembarque por puerto y especie.
24	A	Consumo de agua.	24.1 Número de días de reducción de la oferta. 24.2 Consumo en litros de agua.
25	A	Aumento del nivel del mar y condiciones climáticas extremas.	25.1 El número de días de tormenta y/o desastres naturales. 25.2 Aumento del nivel del mar.
26	A	Erosión y acreción costera.	26.1 Longitud de costa afectada. 26.2 Área y volumen de sedimentos aportados para playas.
27	A	Recursos naturales, humanos y económicos en riesgo.	27.1 Número de personas viviendo en zona de riesgo. 27.2 Áreas protegidas ubicadas en zona de riesgo. 27.3 Valor de activos económicos en zonas de riesgo.

Aplicación del sistema de indicadores de sostenibilidad

Indicador 1: Demanda de propiedad sobre la costa

La demanda de propiedad depende de múltiples factores, entre los cuales se encuentran aspectos sociodemográficos, económicos y culturales (Rubini, 2010). Se podría incluir en estos aspectos la disponibilidad económica de la población para acceder a la oferta de propiedades, los precios de las propiedades, los costos alternativos de ser propietario de una vivienda, el precio de los bienes y servicios alternativos, el costo y la accesibilidad a créditos hipotecarios y las preferencias de los consumidores entre otros.

Los resultados analizados presentan la proporción de la población en la zona costera y su evolución, la cual es variada y disímil en los casos de estudio. En el caso de

la ciudad de Montevideo se observa para el año 2011 que se encuentran viviendo el 23.16% de su población en los barrios costeros de Montevideo, decayendo levemente en número desde el año 1996. En el caso del Estado de Santa Catarina, el 27.72% de su población se encuentra viviendo en los municipios costeros y el 1.73% representa la población del Municipio de Balneario Camboriú. Según los últimos censos realizados en 2011 viven en la zona costera este de Montevideo 147 351 habitantes, y en Balneario Camboriú 110 748.

Si observamos la evolución de las poblaciones en las zonas de estudio se observa para los barrios de la costa este de Montevideo que la población desciende levemente, generándose un vaciamiento en áreas urbanas consolidadas. Fenómenos parecidos se observan en otras áreas urbanas de la ciudad de Montevideo. En

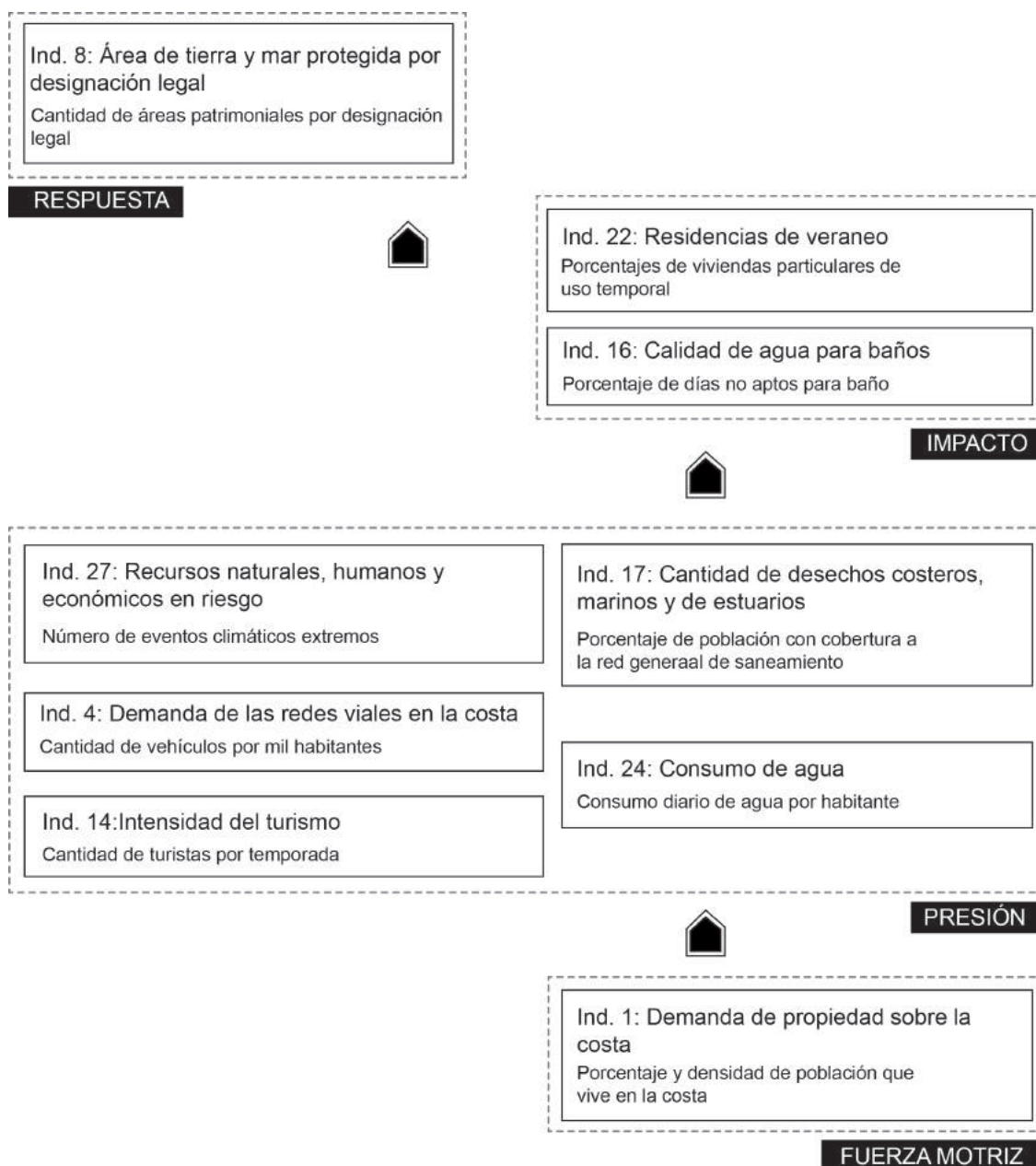


Figura 3. Sistema de indicadores de sostenibilidad ambiental. Categorización según el modelo DIPSIR. Las flechas establecen la secuencia de relaciones entre los diferentes tipos de indicadores. Elaboración propia.

sentido contrario, en el caso de Balneario Camboriú la evolución de la población presenta un incremento sostenido (ver figura 4).

En el 2011, según INE, el barrio Pocitos presenta la densidad más alta de la costa este de Montevideo, con 21667 hab km⁻², lo sigue Buceo con 8480 hab km⁻², Malvín con 8019 hab km⁻² y finalmente Punta Gorda con 3737 hab km⁻². El conjunto de estos barrios presenta una densidad de población de 10108 hab km⁻².

Balneario Camboriú presenta una densidad de población de 2 395 hab km⁻², si tomamos el total de población en el total del área del municipio (46.2 km²). Si realizáramos similar operación para el caso de Montevideo (1 319 108 hab en 530 km²) obtendremos una densidad de 2 489 hab km⁻².

Indicador 4: Demanda de redes viales en la costa

El incremento del tráfico vehicular sobre la costa no escapa a la tendencia general del aumento de automóviles por habitantes en el mundo. Esto ocasiona pre-

siones sobre las infraestructuras urbanas, afectando eventualmente los niveles de congestión y polución ambiental, además de afectar la movilidad y eficiencia en el desplazamiento de las personas en ciudades (Borja y Muxi, 2000).

Los resultados analizados para el caso de la costa este de Montevideo en los barrios de Pocitos, Buceo, Malvín y Punta Gorda, presentan la cantidad de vehículos por mil habitantes de 249.6 en el año 2006; 267.7 en el año 2007; 272.6 en el año 2008 y 294.8 para el año 2011. Por lo que se observa un incremento moderado para el período de tiempo analizado.

Para el caso de Balneario Camboriú la cantidad de vehículos por mil habitantes es de 489.2 en el año 2007 y 581.5 en el año 2011. Los resultados muestran que el porcentaje de autos sobre el total de vehículos contabilizados para Balneario Camboriú en el año 2011 es 73%, a diferencia de Montevideo que es 94%.

La gráfica lineal de la figura 5 muestra que para el caso de Balneario Camboriú la cantidad de vehículos

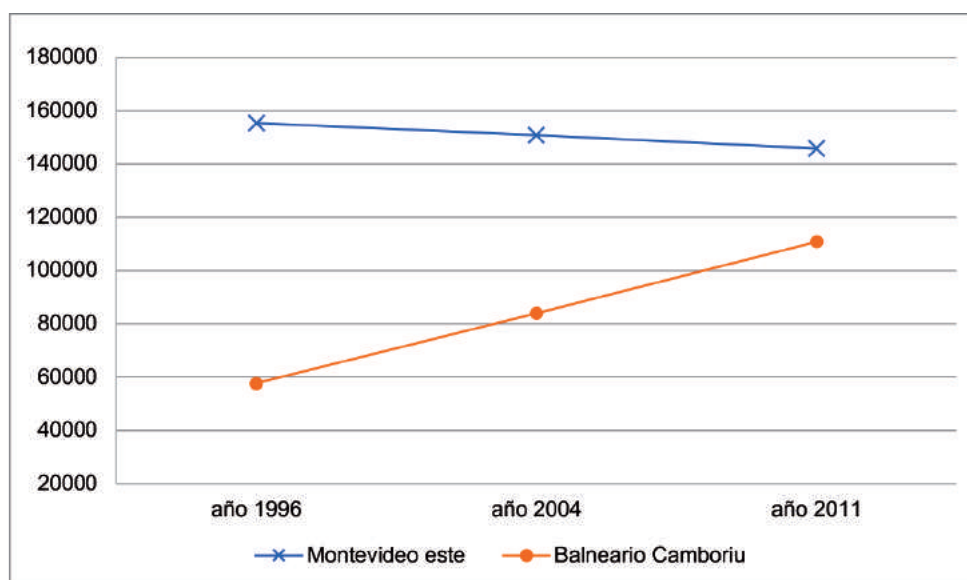


Figura 4. Evolución de la población en la costa este de Montevideo y Balneario Camboriú.

Fuentes: INE, IBGE (1996-2011). Elaboración Propia.

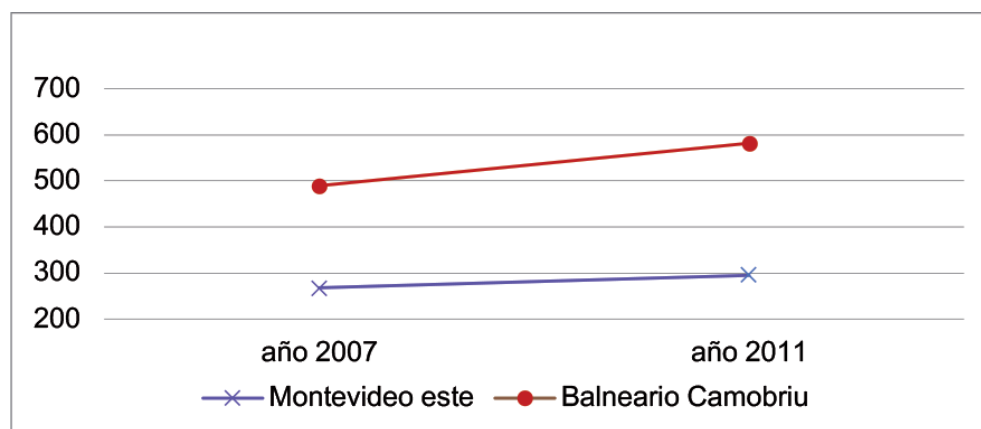


Figura 5. Evolución de la cantidad de vehículos por habitantes.
Fuentes: INE, DENATRAN, IBGE (2007, 2011). Elaboración propia.

por mil habitantes prácticamente duplica la existente en Montevideo. A su vez, existe una mayor tendencia al crecimiento en Balneario Camboriú.

Indicador 8: Áreas de tierra y mar protegidas por designación legal

El acuerdo internacional realizado en la Convención para la Protección del Patrimonio Mundial Cultural y Natural de 1972, surge tras la necesidad de identificar y salvaguardar parte importante de los bienes inestimables e irremplazables de las naciones. La pérdida de cualquiera de dichos bienes representa una pérdida invaluable para la humanidad entera. La costa representa un sitio privilegiado, concentra un amplio banco patrimonial, abarcando desde sitios arqueológicos de los inicios de nuestras civilizaciones, construcciones notables y representaciones culturales que representan el legado cultural y natural para las futuras generaciones (Medina, 2012).

Se identificaron en la zona costera este de Montevideo varias áreas designadas con carácter patrimonial por la Intendencia y otras autoridades competentes en la costa este. En el caso de Balneario Camboriú el único inmueble registrado como bien patrimonial es la Iglesia Matriz de *Nossa Senhora Do Bom Sucesso*, tam-

bién llamada Capilla o Iglesia de Santo Amaro y de otras providencias (ver tabla 2).

Indicador 14: Intensidad del Turismo

El turismo de sol y playa es un tipo de servicio que sirve como recurso económico y brinda importantes ingresos para las economías de los países costeros. Durante décadas, el turismo ha experimentado un continuo crecimiento y una profunda diversificación, hasta convertirse en uno de los sectores económicos que crecen con mayor rapidez. Hoy en día, el volumen de negocio

Tabla 2. Cantidad de suelo patrimonial en los barrios de la costa este de Montevideo. Fuente: BD. Sig IM. Elaboración propia.

Barrios del este de MVDO	Área urbana Patrimonial (ha)	Área Barrios según INE (ha)	Porcentaje de Área Patrimonial
Pocitos	108	314	34.4
Buceo	43	412	10.4
Malvín	95	353	26.9
Punta Gorda	352	383	91.2
Total (promedio)	598	1462	41

del turismo iguala e incluso supera al de las exportaciones de petróleo, productos alimentarios o automóviles (OMT, 2005). El turismo se ha convertido en uno de los principales actores del comercio internacional y representa al mismo tiempo una de las principales fuentes de ingresos de numerosos países. Este crecimiento está correlacionado con el aumento de la diversificación y competencia entre destinos.

Los resultados analizados de cantidad de turistas extranjeros por temporada para el caso de Montevideo, correspondiente a la temporada estival del año 2013, presenta la cantidad de 174156; y para el caso de Balneario Camboriú presenta la cantidad de 106 750. Superponiendo los dos casos de estudio podemos visualizar la evolución de la cantidad de turistas extranjeros por temporada estival en los años 2011, 2012 y 2013, en donde se observa que el número de turista que ingresa a Montevideo es superior al de Balneario Camboriú (ver figura 6).

Indicador 16: Calidad de agua para baño

La calidad del agua para baño y recreación es fundamental para la viabilidad de los destinos turísticos (Poggi y Ferreira, 2006), las actividades de recreación en el agua exigen estándares específicos de calidad debido al contacto directo de las personas con el medio, lo que hace que sea necesario su estricto control y monitoreo para asegurar y preservar la salud de las poblaciones usufructuarías. En los casos de estudio existen diversas normas que dan marco específico para el monitoreo y calificación de las aguas para la recreación.

Los resultados analizados muestran para el caso de la costa este de Montevideo, que en los períodos estivales comprendidos entre el año 2005 y el año 2014 las calidades de aguas se mantuvieron mayormente en condiciones aptas para la recreación, revelando para el período estival entre el año 2009-2010 las peores condiciones. Se destaca que las playas que presentan los peores registros de aptitud para baño en el período

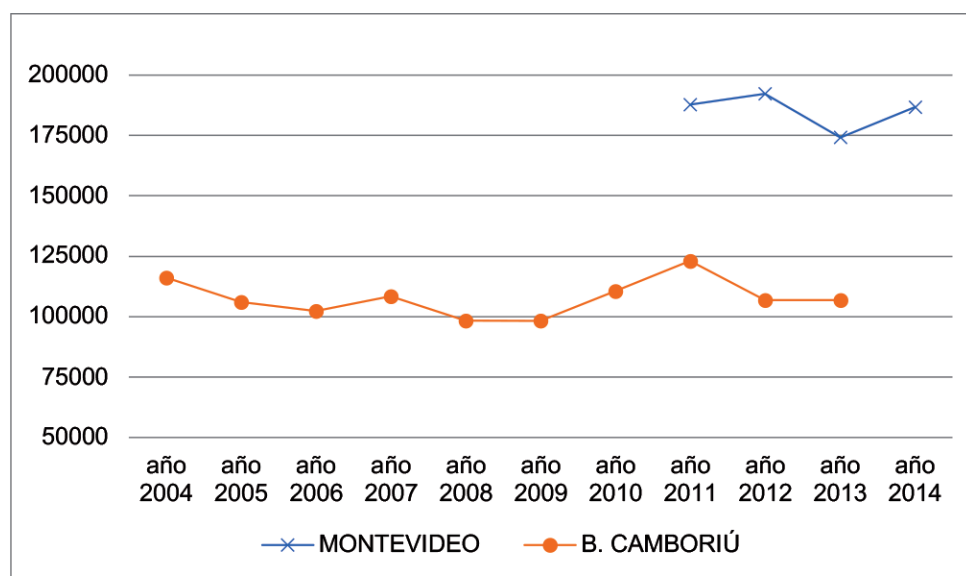


Figura 6. Evolución del turismo extranjero en Montevideo y Balneario Camboriú, por temporada.
Fuentes: MINTUR, SANTUR (2004-2014). Elaboración propia.

considerado son las playas Pocitos y de los Ingleses. Si bien, los estudios muestran que los peores valores se presentan en Puerto Buceo, la zona se considera no habilitada para baños (ver figura 7).

Para el caso de Playa Central en Balneario Camboirú se pudo observar que para el período comprendido durante el año 2004 y el año 2014 la cantidad porcentual de días no aptos para baño es mayor que en el caso de la costa este de Montevideo. Se destaca que los peores registros de aptitud para baño se encuentran en *Pontal Norte*, aunque la zona no se encuentra habilitada para baños (ver figura 8).

Indicador 17: Cantidad de desechos costeros, marinos y de estuarios

La Organización Mundial de la Salud advierte sobre la importancia del tema y las implicancias que tiene el saneamiento en la salud. Desde 1990, el número de personas que han podido acceder a instalaciones de saneamiento mejoradas ha aumentado del 49% al 64%, aunque unos dos mil quinientos millones de personas siguen sin tener inodoros o letrinas cubiertas, y las desigualdades entre los países en desarrollo y desarrollado sigue siendo muy grande. Además de esto, la carencia

de saneamiento o el inadecuado tratamiento de los desechos sanitarios domésticos es una de las principales causas de contaminación del suelo, aguas subterráneas, manantiales y cursos de agua.

Los resultados analizados muestran que la red sanitaria de Montevideo cubre a la mayoría de la población de Montevideo, sirviendo para el 2014 al 85.5% de la población residente. En el caso de Balneario Camboirú la red sanitaria cubre la mayor parte de la población del Balneario, alcanzando en el 2015 al 90% de la población residente (ver tabla 3).

Indicador 22: Residencias de veraneo

Las segundas residencias o viviendas de uso temporal en la costa están asociadas directamente al fenómeno de veraneo y turismo residencial (García, 2005). Dependiendo de la costumbre de sus propietarios, generalmente se hace usufructo del inmueble en vacaciones dejándola inhabitada el resto del año. Otras veces, también se usa los fines de semana y días libres. Aunque algunos de sus usos no constituyen un fenómeno turístico, se concibe inicialmente como lugar de ocio para la recreación y el disfrute.

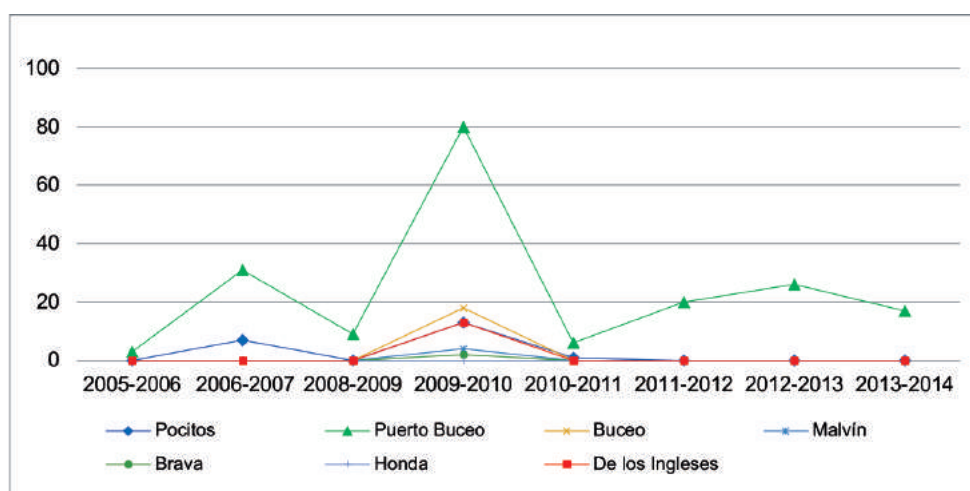


Figura 7. Porcentajes de días no aptos para baño en la costa este de Montevideo.

Fuente: Servicio de Evaluación de la Calidad y Control Ambiental, IM. Elaboración propia.

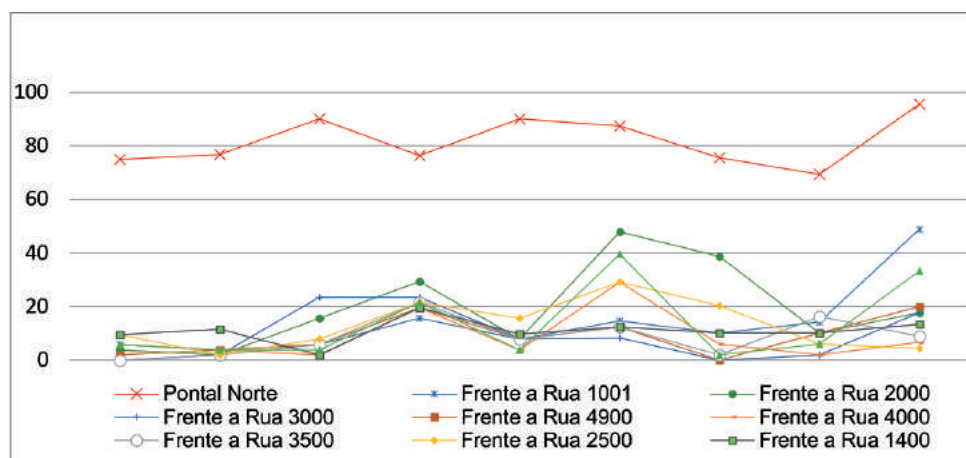


Figura 8. Porcentajes de días no aptos para baño en Playa Central de Balneario Camboriú.

Fuente: FATMA (2006-2014). Elaboración propia.

Tabla 3. Proporción de residentes por tipo de conexión en Balneario Camboriú. Fuentes: Ministerio de Salud, Secretaría Ejecutiva (1991 y 2000); SEBRAE (2010); EMASA (2015). Elaboración propia.

Conexión a Red de saneamiento en Montevideo y Balneario Camboriú				
Ciudad Año	Montevideo		Balneario Camboriú	
	% Red general	Fosa séptica, pozo negro	% Red general	Fosa séptica, pozo negro
2006	78.9	18.8	78	15
2007	78.8	18.6	s/d	s/d
2008	78.8	18.4	s/d	s/d
2009	79	18.4	s/d	s/d
2010	83.4	14.7	78	21
2011	85	13.6	s/d	s/d
2012	84.7	14	s/d	s/d
2013	81.8	16.3	s/d	s/d
2014	85.5	13.1	s/d	s/d
2015	s/d	s/d	90	s/d

Los resultados analizados muestran para el caso de la costa este de Montevideo la existencia de un elevado porcentaje de viviendas ocupadas sobre el total de viviendas. Si promediamos los datos del censo realizado en el año 2004, observamos que el 89.7% del total de viviendas son viviendas ocupadas. Por otro lado, las variaciones inter-censales entre los años 2004 y 2011 son pequeñas, variando en el total de viviendas en 6 937 unidades.

Para el caso de Balneario Camboriú, en los estudios realizados en base a los censos de los años 2000 y 2010 se observa un incremento de la cantidad de viviendas ocupadas, aumentando de 23 443 unidades en el año 2000 a 39 297 en el año 2010. Las viviendas desocupadas también incrementan, mayormente las categorizadas como vacantes en comparación con las de uso temporal. A su vez, la cantidad de viviendas desocupadas de uso temporal aumenta de 19 667 a 19 812. Sin embargo, su relación porcentual en relación al total de viviendas disminuye (ver tabla 4).

Si comparamos los resultados entre la cantidad de viviendas particulares de uso temporal entre Balneario Camboriú y la costa este de Montevideo, se observa que la cantidad es más elevada para Balneario Cambo-

riú. Además, su relación en la cantidad total de viviendas es considerablemente mayor. Por otro lado, analizando la evolución en el tiempo, se puede observar que la relación de viviendas de uso temporal en Balneario Camboriú descende en relación porcentual (de 41.8 a 30.2), y la costa este de Montevideo aumenta en relación porcentual (de 2.2 a 2.4), aunque las diferencias entre casos no son equivalentes.

Indicador 24: Consumo de agua

El acceso al agua es crucial y limitante para el desarrollo de toda civilización. Es difícil concebir el progreso de una ciudad que no cuente con acceso al agua. Tanto para el consumo humano como para su uso en la industria y la agricultura mayormente. Desde el punto de vista humano, el agua es imprescindible para la salud en las poblaciones. En efecto, la ONU declaró en el año 2010 el acceso al agua potable y el saneamiento como un derecho humano universal.

Los resultados analizados muestran para los sectores representativos de los barrios de la costa este de Montevideo un promedio de consumo de agua diario de 137 l hab⁻¹ en los años 2014-2015. Para el caso de Balneario Camboriú se observa que el consumo de agua diario

Tabla 4. Cantidad de viviendas por tipo de ocupación en Montevideo (Secciones Censales 10-18-24 de Montevideo) y Balneario Camboriú. Fuente: INE (2004, 2011), IBGE (2000, 2010). Elaboración propia.

	Montevideo				Balneario Camboriú			
	2004		2011		2000		2010	
	Cant.	%	Cant.	%	Cant.	%	Cant.	%
1. Ocupada	122 393	89.7	128 747	89.8	23 443	49.9	39 297	60
2. Desocupada de uso temporal	3 008	2.2	3 491	2.4	19 667	41.8	19 812	30.2
3. Desocupada vacante	5343	3.9	4 502	3.1	3 749	8	6269	9.6
4. Otros	5688	4.2	6 629	4.6	142	0.3	143	0.2
Total	136 432	100	143 369	100	47 001	100	65521	100

por habitantes en el período de tiempo consultado (2007-2013) es notoriamente superior, y alcanza un pico máximo de 302 l hab⁻¹ en el año 2012 tras crecer sostenidamente en los años anteriores para caer ligeramente en el año 2013 a 283 l hab⁻¹.

Indicador 27: Recursos naturales, humanos y económicos en riesgo

Los desastres naturales pueden ser provocados por diversos agentes climáticos que producen inundación, sequías, incendios, erosión, deslizamientos de tierra, terremotos, tornados, huracanes, temporales entre otros. Asociado a esto, los crecimientos urbanos por poblaciones en zonas indebidas, como las planicies de inundación, agravan y vulneran la resiliencia del sistema, provocando situaciones de riesgo.

Un fenómeno cada vez más consensuado a nivel académico es la variabilidad y cambio climático, lo que agrava los impactos de las amenazas sobre las zonas costeras, ya sea magnificando las actuales fuentes de

estrés o directamente por la destrucción de hábitats y pérdida de especies. Estos cambios se expresan de diferente manera e intensidad en las distintas regiones costeras en el complejo sistema fluvio-marino. (ECOPLATA, 2016).

Los resultados analizados presentan para el caso de Montevideo 21 fenómenos meteorológicos adversos. Estos se encuentran mayormente asociados a tormentas e inundaciones, incluyendo olas de frío. Los mismos fueron registrados por el Sistema Nacional de Emergencia en el período que va desde 2000 hasta 2011, agregando los registros publicados por la Intendencia de Montevideo. En el caso de Balneario Camboriú se registraron el total de 15 desastres naturales durante el período temporal que va desde 1991 a 2012. Se observa que los eventos con mayor frecuencia corresponden a vendavales y tormentas para el caso de Montevideo e inundaciones para el caso de Balneario Camboriú (ver tabla 5).

Tabla 5. Cantidad de desastres naturales registrados en Montevideo y Balneario Camboriú.

Fuente: SINAIE (2000-2012), IM (2012-2014), UFSC, CEPED (1991-2012). Elaboración propia.

Desastres Naturales	Montevideo		Balneario Camboriú	
	Cantidad	Año registrado	Cantidad	Año registrado
Inundaciones	5	2006-2011-2014	11	1991-1994-1997-1992-2000-2001-2004-2007-2008
Crecientes Graduales			1	2011
Vendavales y tormentas	11	2000-2006-2007-2009-2010-2011-2012-2014	2	1991-2001
Huracán	s/d	s/d	1	2004
Ciclón Sub tropical	1	2005	s/d	s/d
Ola de Frío	4	2011	s/d	s/d
Sub totales	21		15	

5. Discusión Comparativa

En la tabla 6 se presenta la síntesis de los resultados obtenidos, en donde se observa el valor correspondiente para cada caso de estudio por indicador, permitiendo realizar un análisis comparativo integral. Resulta de interés poner en discusión los resultados obtenidos en base a los procesos metodológicos desarrollados, las potenciales utilidades y los desafíos que representa el sistema de indicadores para la administración pública.

De los resultados obtenidos se puede observar que para ambos casos de estudio la demanda de propiedad sobre la costa y la demanda de las redes es alta, con tendencia a incrementar exceptuando el caso de Montevideo para el indicador 1. Correlacionando estos indicadores se constata un incremento de la presión en relación al problema de la congestión urbana en días de elevada demanda sobre el espacio. Esto genera conflictos entre el uso del espacio y el acceso del mismo, lo que se caracteriza como situación preocupante a resolver en la planificación costera.

De los resultados obtenidos en el indicador 22 para el caso de Balneario Camboriú se evidencia cierta tendencia a la modificación del uso de la vivienda temporal, y por tanto una modificación de las características del balneario. En el caso de la zona costera este de Montevideo este fenómeno ya ocurrió anteriormente. El resultado representa un cambio en la intensidad y cualidad de los usos de la playa de balneario, se pasa a tipos de uso más estables durante el año propios de los espacios públicos en la ciudad, lo que altera las relaciones existentes entre ciudad y playa. En este nuevo escenario el espacio playa asume un rol estratégico como espacio público más allá de su importancia turística para la recreación y veraneo, ocupando un rol protagónico durante todo el año.

Un dato que resultó novedoso surge de los resultados obtenidos en el indicador 14, en este se muestra un mayor ingreso de turistas extranjeros para la ciudad de Montevideo en comparación con la ciudad de Balneario Camboriú, contrariamente a lo que se podría

suponer. Si bien el ingreso de turistas está sujeto a múltiples variables, un aspecto que podría ser significativo es la condición de ciudad capital de Montevideo junto al grado de avance y legitimidad internacional que ha logrado la ciudad sobre su valor patrimonial. Queda visible en el indicador 8 que Balneario Camboriú tiene mucho trabajo por hacer en relación a esto y puede ser un elemento de interés a desarrollar para la captación de turismo y puesta en valor de sus aspectos socioculturales.

Las playas estudiadas muestran un porcentaje alto de días aptos para baño, especialmente en la costa este de Montevideo, siendo sólo algunos puntos los que se encuentran en situación crítica. Esto se encuentra asociado directamente al alto grado de conexión a la red de saneamiento que presentan los casos de estudio (indicador 17). Sin embargo, resulta preocupante la cantidad de desastres naturales identificados en los casos de estudio, particularmente en la ciudad de Montevideo. Estos fenómenos aparecen como agentes de riesgo en la costa, derivados de los agentes climáticos y de los niveles de vulnerabilidad del área.

Cabe destacar que la comparación de casos presentó significativas dificultades en el proceso de aplicación, particularmente en el nivel de agregación de la información relativo a la escala de aplicación y la calidad de la información consultada. Similares dificultades se presentan en los trabajos de evaluación desarrollados por DEDUCE (2007). Ibañez Señala (2012) como principal limitación y dificultad para la aplicación de indicadores a escala local que la mayoría de las metodologías desarrolladas se han ideado para medir el funcionamiento a escala regional o global. En el caso de Montevideo, fue normal encontrar datos discriminados por barrios de la zona costera este. Sin embargo, para el caso de Balneario Camboriú, la gran mayoría de los datos se encontraron para todo el Municipio, sin poder encontrarse discriminados para la zona costera de Playa Central u otras áreas más específicas.

Tabla 6. Síntesis de evaluación de casos. MVDO: Montevideo; BCO: Balneario Camobriú.
Elaboración propia.

Ind.	Medida	MVDO	BCO	Periodo Consultado	Observaciones
1	Porcentaje y densidad de población que vive sobre la costa	23.2% Densidad 10108 hab km ⁻²	27.7% Densidad 2 395 hab km ⁻²	MVDO:1996-2011 BCO:2000-2010	% MVDO: Departamento/ Barrios Costeros - % BCO: Estado/Municipios Costeros. Se muestran los datos más recientes. La densidad en el caso de BCO considera toda el área del Municipio.
4	Cantidad de vehículos por mil habitantes	294.8	581.5	2006-2011	Incluye automóviles y ciclomotores. Dato más reciente.
8	Cantidad de áreas patrimoniales por designación legal	598 ha	1 ha	N/C	Cantidad de áreas urbanas patrimoniales. En Balneario Camobriú área aproximada.
14	Cantidad de turistas por temporada	174156	106750	MVDO:2011-2015 BCO:2004-2013	Dato de turistas extranjeros en 2013.
16	Porcentaje de días no aptos para baños	2%	11.2%	MVDO:2013-2014 BCO:2013-2014	Valores promedio de todas las muestras en playas.
17	Porcentaje de población con cobertura a la red general de saneamiento	85.5%	90%	MVDO:1994-2014 BCO:1991-2015	Dato más reciente.
22	Porcentaje de viviendas particulares de uso temporal	2.4%	30.2%	MVDO:2004-2011 BCO:2000-2010	Dato más reciente.
24	Consumo diario de agua por habitantes	137 l hab ⁻¹	283 l hab ⁻¹	MVDO:2010-2015 BCO:2007-2013	Dato más reciente.
27	Número de eventos climáticos extremos registrados	21	15	MVDO:2000-2014 BCO: 1991-2012	Sin observaciones

En la figura 9 se observa que la fiabilidad de la información resultó ser el criterio más débil en el diagrama síntesis de evaluación general de aplicación de indicadores. Esto, se debe a que los métodos de recogida de datos en la mayoría de las fuentes consultadas se encuentran omisos o presentan ciertas debilidades. Si bien las fuentes de información utilizadas mayormente están centralizadas en instituciones públicas, éstas presentaron diferentes grados de rigurosidad en la información publicada. También se puede observar en la figura que el indicador que obtiene la peor valoración es el 8; esto se relaciona con las dificultades que repre-

sentó cuantificar la cantidad de áreas patrimoniales por designación legal.

Se constató una mayor proporción de indicadores relacionados a la dimensión ambiental en el set de indicadores propuesto por el OMLF, lo que condicionó la valoración de los expertos y se reflejó en la selección y valoración. Esto se presenta como una inconsistencia metodológica que se pone en evidencia frente a las preocupaciones identificadas por los actores del entorno, debido a que los asuntos claves más mencionados se relacionan a la dimensión social.

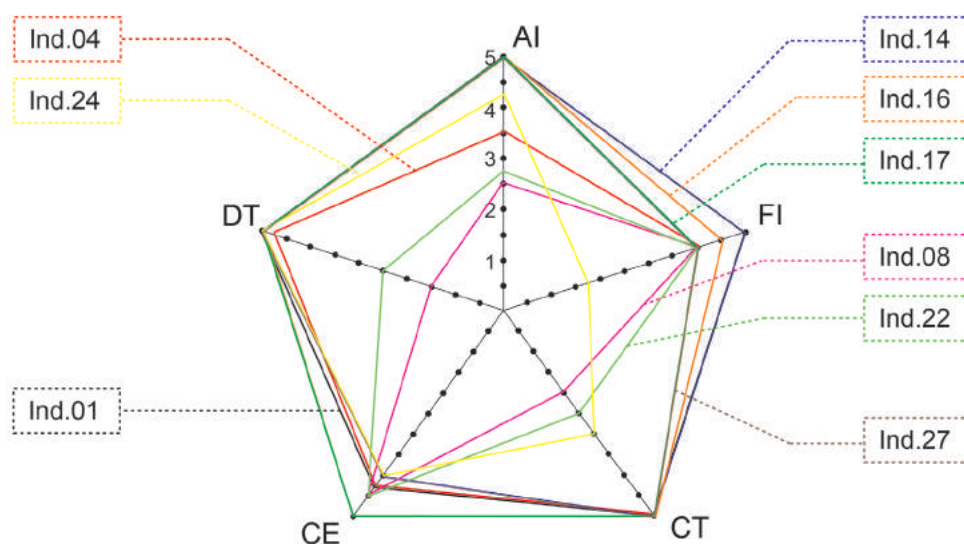


Figura 9. Diagrama síntesis. Evaluación general de la aplicación de indicadores.
Elaboración propia.

Por otro lado, referente a las potenciales utilidades, está demostrada la posibilidad de utilizar la información recogida por el sistema de indicadores como insumo base para la elaboración de Informes de Calidad Ambiental (Tischer *et al*, 2014), lo que permite la toma de decisiones criteriosas en base a información ordenada y rigurosa. Además, más allá de las dificultades identificadas en el proceso comparativo, el método para la construcción de indicadores alberga la potencialidad de réplica, pudiendo ser útil y válido para su aplicación en otras playas o regiones costeras urbanizadas.

La construcción y aplicación de sistemas de indicadores integra diferentes desafíos a las administraciones competentes, como la necesaria continuidad y periodicidad en la recogida de datos, lo que constituye una demanda institucional específica que debe ser contrapuesta con el grado de consolidación institucional y las capacidades técnicas en los equipos involucrados para realizar la tarea. En varias de las consultas a técnicos involucrados en la gestión se visualizó y destacó la importancia de este aspecto en la esfera de la administración pública.

Según Barragan (2016), la ciencia y particularmente el MCI deben realizar los mayores esfuerzos para relacionar y conectar los conocimientos académicos con las demandas públicas referidas a las políticas costeras. Además, la ciencia y el MCI deben dialogar permanentemente con el conocimiento y los saberes de las organizaciones de base local y popular de las zonas costeras para hacer posible el desarrollo sostenible. En tal sentido, es de significativa importancia la forma de comunicación y los procesos de construcción de la información. Actualmente, se encuentran en desarrollo propuestas que integran indicadores en forma de índice, lo que permite un nivel superior de síntesis en la información obtenida, como por ejemplo el que se presenta en *Proposal for an integral quality index for urban and urbanized beaches* (Ariza *et al*, 2010), aunque presentan debilidades en relación a la integración de las complejidades e incertidumbres inherentes a los ambientes costeros (Bombana y Ariza, 2018).

6. Referencias

- Ariza e, Jimenez A, Sarda R, Villares M, Pinto J, Fraguell R, Roca E, Marti C, Herminia V, Ballester R, Fluvia M. 2010. *Proposal for an integral quality index for urban and urbanized beaches*. Environmental Management, Vol. 45: 998-1013.
- Barragan J. M. 2016. Política, Gestión y Litoral. II Congreso Iberoamericano de Gestión Integrada de Áreas Litorales. Gobernanza de los servicios ecosistémicos de las costas y océanos. Conferencia llevada a cabo en UFSC, Brasil, Florianópolis.
- Bombana B. 2010. Modelo de Governança de Praias: O Sistema de Gestão Ambiental da UNE 150.104:2008 aplicado na Praia Central Do Município de Balneario Camboriú, Santa Catarina (tesis de Maestría). UNIVALI, Centro de Ciências Tecnológicas da Terra e do Mar, Balneario Camboriú.
- Bombana B y Ariza E. 2018. Clarifying some assumptions of coastal management: Analysis of values and uncertainties embedded in beach quality indexes. *Ecological Indicators*, 91: 376-385.
- Borja J y Muxi Z. 2000. *El espacio público, ciudad y ciudadanía*. Sobre la muerte de la ciudad y el punto de vista del espacio público. Ed. Electa, Barcelona, 31.
- Castro M. 2002. Indicadores de Desarrollo Sostenibles. Una aplicación para Andalucía, Universidad de Malaga (tesis doctoral), España: Facultad de Ciencias Económicas y Empresariales, Departamento de Economía aplicada. Recuperado de: <http://www.eumed.net/tesis-doctorales/jmc/tesisjmc.pdf>
- Dadon J. 2011. *Patrones de urbanización turística costera*. Frentes Urbanos Costeros. Ed. Dadon J. (comps), Nobuko, Buenos Aires, 7-51.
- DEDUCE. 2007. Indicators Guidelines: To adopt an indicators-based approach to evaluate coastal sustainable development. Department of the Environment and Housing, Government of Catalonia, Barcelona. Recuperado de: http://www.im.gda.pl/images/ksiazki/2007_indicators_guidelines.pdf
- ECOPLATA. 2016, Introducción al manejo de las zonas costeras y marinas. Programa Nacional de Formación y Capacitación para la Gestión Integrada de la Zona Costero Marina. MVOTMA, MCI, PNUD. Uruguay. Recuperado de: <https://www.mvotma.gub.uy/component/k2/item/10010755-introduccion-al-manejo-integrado-de-zonas-costeras-y-marinas>
- García H. 2005. Un acercamiento al concepto de turismo residencial, *Turismo residencial y cambio social: nuevas perspectivas teóricas y empíricas*, Ed. Aguacilar, Alicante, 55-70.
- GERCO. 2006. Projeto de Gestão Integrada da Orla Marítima. Plano de intervenção na orla marítima de Balneario Camboriú. Programa Estadual de Gerenciamento Costeiro, GERCO, Brasil, Santa Catarina, Balnario Camboriú.
- Gómez Orea D. 1994. Evaluación de Impacto Ambiental. Editorial Agrícola Española S.A., Madrid, 260.
- Grandi J. 2011. Prologo. Manejo Costero Integrado en Uruguay: Ocho ensayos interdisciplinarios. Centro Interdisciplinario para el Manejo Costero Integrado del Cono Sur, Udelar/Cida, Montevideo, 8-11.
- Ibañez P. y Reyna M. 2012. Indicadores y sustentabilidad: utilidades y limitaciones. Teoría y Praxis. Universidad de Quintana Roo. Cosumel, México. N° 11, 102-126.
- Lacerda N. y Polette M. 2016. *Sistemas de indicadores de calidad ambiental urbana para metrópolis costeras*. Una propuesta de instrumento de análisis territorial. Estudios urbanos e regionais. Vol. 18, N° 2, 325-342pp. Recuperado de: <http://rbeur.anpur.org.br/rbeur/article/view/5157/pdf>
- Lungo M. 2002. *Grandes proyectos urbanos: desafíos para las ciudades latinoamericanas*. Perspectivas urbanas: Temas críticos en políticas de suelo en América Latina. Ed. Martim O Smolka y Laura Mullahy, 2010. Lincoln Institute of Land Policy, Cambridge, Massachusetts, 293-300.
- Marchese L. 2012. Análisis de la Estructura y Funcionamiento del Sistema de Gestión Ambiental para Playas de Montevideo (tesis de Maestría). Manejo Costero Integrado del Cono Sur, MCI sur UDELAR, Montevideo.
- Medina M. 2012. *El Cauce Bajo del Río Santa Lucía. Tres propuestas basadas en sus recursos patrimoniales*. ID. Paisajes Culturales en Uruguay. Ed. Joaquin Sabaté. Montevideo. 189-221.
- OMT. 2005. Guía Práctica: Indicadores de desarrollo sostenible para los destinos turísticos. Organización Mundial del Turismo, España, Madrid, 534.
- Poggi M. y Ferreira M. 2006. *Competitividad y turismo sustentable. El caso de Aguas de San Pedro (San Pablo, Brasil)*. Estudios y perspectivas en Turismo. Centro de

- investigaciones y estudios turísticos. Buenos Aires. Vol. 15, N° 3, 220-233.
- Polette M. 2013. Indicadores como instrumentos para el MCI (apuntes de curso), Maestría de Manejo Costero Integrado, UdelaR, modulo Unidad Temática 10: Monitoreo y evaluación. CURE, MCIsur, Maldonad
- Rubini Azpiroz A. 2010. Los determinantes de las viviendas desocupadas en Montevideo (tesis de Maestría). Economía Urbana, Universidad Torcuato di Tella.
- Tischer V. 2013. Indicadores socioambientais aplicados nos Municipios Costeiros do litoral centro-norte de Santa Catarina, com ênfase nos promontórios costeiros do Litoral Centro- Norte de Santa Catarina. (tesis de Maestría), UNIVALI, CTTMAR, Programa de pós-graduação acadêmico em Ciência e Tecnologia Ambiental. Brasil, Balneario Camboriú, 85.
- Tischer V, Farias H, y Carvalho R. 2014. *Indicadores socio-ambientales aplicados en la gestión de ambientes costeros. Caso de estudio Santa Catarina, Brasil. Investigaciones Geograficas: Boletín - Instituto de Geografía, UNAM. Mexico*, 2015: 53-66.
- Torres A. 2007. La mirada horizontal, el paisaje costero de Montevideo. Ed. Banda Oriental, FADU, UDELAR, Montevideo, 151.



Rivera-Arriaga, E., & I. Azuz Adeath. 2019. Implementing the SDG14 in Mexico: Diagnosis and Ways Forward. *Revista Costas*, 1(1): 219-242. doi: 10.26359/costas.0112

Implementing the SDG14 in Mexico: Diagnosis and Ways Forward

Evelia Rivera-Arriaga¹ & Isaac A. Azuz-Adeath²

e-mail: evrivera@uacam.mx

¹ Instituto EPOMEX-UAC, Campus 6, Av. Héroe de Nacozary No. 280, Campeche, Cam., 24029, México;

² CETYS-Universidad, Calz. Cetys S/N, Rivera, 21259 Mexicali, B.C. México; isaac.azuz@cetys.mx

Keywords: Coastal and marine management, sustainable development goal 14, Mexico.

Abstract

Sustainable Development Goal 14 (SDG14) set out specific targets for countries, developed and developing, to meet within a given time frame, with achievements monitored periodically to measure progress. To achieve the global transition to sustainable development, countries are now establishing an enabling environment of policies, institutions and governance – grounded in a sound evidence-based approach that takes into account the three dimensions of sustainability (economic, social and environmental) – with closely interwoven targets. Given the challenges that Mexico has to face for addressing SDG14- the country has to acknowledge the close interaction among all the SDGs among themselves, and the special conditions required as well as the implications for their imple-

Submitted: November 2018

Reviewed: November 2018

Accepted: January 2019

Associate Editor: Martinez Scherer

mentation. This paper provides examples in each one of the relationships among all the SDG targets giving an assessment of the actions that Mexico is implementing to fulfil its international commitment towards the SDG14.

Resumen

El Objetivo de Desarrollo Sostenible 14 (SDG14) establece metas específicas para los países, desarrollados y en desarrollo, para cumplir dentro de un marco de tiempo determinado, con logros supervisados periódicamente con el objetivo de medir el progreso. Para lograr la transición global al desarrollo sostenible, los países están estableciendo un entorno propicio para las políticas, las instituciones y la gobernanza, fundamentados en un sólido enfoque basado en la evidencia que toma en cuenta las tres dimensiones de la sostenibilidad (económica, social y ambiental), en estrecha relación con objetivos entrelazados. Dados los desafíos que México tiene que enfrentar para abordar los SDG14, el país debe reconocer la estrecha interacción entre todos los ODS entre sí, y las condiciones especiales requeridas, así como las implicaciones para su implementación. Este documento proporciona ejemplos en cada una de las relaciones entre todas las metas de los ODS, en las que se realiza una evaluación de las acciones que México está implementando para cumplir con su compromiso internacional con los ODS14.

Palabras clave: manejo costero y marino, metas de desarrollo sustentable, México.

1. Introduction

The adoption of the 2030 Agenda for Sustainable Development, a critical issue for countries-member of the UN is to better understand the implications, linkages, costs and consequences for implementing the Sustainable Development Goals (SDG) one by one and as a complex net of inter-connected SDGs. This last factor makes necessary to comprehend that only through an integrated policy approach Mexico may be able to design and build strategies and actions in a cross-cutting fashion that involve different targets, antagonist policies, competitive sectors, potential or current conflicts, and may provide with suitable settlements and trade-offs among them (Le Blanc *et al.*, 2017; Becerra Pozos, 2017).

The SDG are the first global development push in history led by the Member States. They set out specific objectives for countries, developed and developing, to meet within a given time frame, with achievements monitored periodically to measure progress and ensure that no country is left behind. Sustainable Development Goal 14 (SDG14) is about the conservation and sustainable use of the oceans, seas and marine resources

for sustainable development. According to UNEP (2017), the major challenge for the oceans and coastal zones is climate change that threatens marine resources and ecosystems through acidification, increment of water temperature and in the number and intensity of hazardous events. Current problems as overfishing and marine pollution are exacerbated by climate change effects and put at risk recently created ocean protected areas. The cumulative economic impact of poor ocean management practices is estimated to be in the order of USD 200 billion per year (UNDP, 2012).

To achieve the global transition to sustainable development, countries are now establishing an enabling environment of policies, institutions and governance – grounded in a sound evidence-based approach that takes into account the three dimensions of sustainability (economic, social and environmental) – with closely interwoven targets. Given the challenges that Mexico has to face for addressing SDG's targets one by one -particularly SDG14- the country has to acknowledge the close interaction among all the SDGs among themselves, and the special conditions required as well

as the implications for their implementation. This paper provides examples in each one of the relationships among all the SDG targets giving an assessment of the

actions that Mexico is implementing to fulfil its international commitment towards SDG14.

2. SDG 14 context

An estimated 3.1 billion people rely on oceans for almost 20% of their animal protein intake (through seafood) (FAO, 2016) and more than 500 million people are engaged in ocean-related livelihoods (UNDP, 2012). Moreover, 60% of the world's major marine ecosystems have been degraded or are being used unsustainably (UNEP, 2011). Since the 1980's an estimated 20% of global mangroves have been lost and 19% of coral reefs have disappeared (UNDP, 2012).

According to the Report of the Secretary General, Progress toward the Sustainable Development Goals (ECOSOC, 2017), and SDG14 (United Nations, 2018) addresses major challenges through several instruments and capacity building for tackling them owing to science and technology, but also with appropriate policies for achieving sustainability.

Nevertheless, major challenges have to be overcome towards 2030:

- Pollution and eutrophication at a global level follow increasing trends endangering coastal waters. The Transboundary Waters Assessment Programme¹ consists of five independent indicator-based assessment and the linkages between them, including their socioeconomic and governance-related features. The five water-category specific assessments cover 199 transboundary aquifers, 42 non-transboundary aquifers in small island developing states, 204 transboundary lakes and reservoirs, 286 transboundary river basins, 66 large marine ecosystems (and the Western Pacific

Warm Pool), and the open ocean; a total of 756 international water systems. The assessed waters cover over 70% of the planet's oceans and landmass, and about 16% of the planet's landmass that is also underlain by transboundary aquifers. As a first global comparative assessment of transboundary waters resulted that 16 per cent of the ecosystems are in the "high" or "highest" risk categories for coastal eutrophication. They are located mainly in Western Europe, Southern and Eastern Asia, and the Gulf of Mexico (Fanning *et al.*, 2015; Mahon *et al.*, 2016; UNEP, 2016).

- Ocean acidification is closely linked to shifts in the carbonate chemistry of the waters, which can lead to a significant weakening of the shells and skeletons of many marine species (such as reef-building corals and shelled molluscs). The Biannual achievements report of the UK Ocean Acidification research programme² concluded in 2014 that major changes in marine macro-algae and sea grasses could be expected in the northeast Atlantic benthic flora over the next 100 years. Moreover, the pH decreases and warmer temperatures are the two main changes involve in the loss of kelp forests in southern Europe, and a reduction of coralline algae in boreal and Arctic regions. Future increases in non-native species can also be expected; e.g. Pacific seaweeds, more prone to extend their distributions across an ice-free Arctic. Acidification also includes important differences on a regional basis,

¹<http://www.geftwap.org/twap-project>

²<https://nerc.ukri.org/research/funded/programmes/oceanacidification/ukoa-summer2014report/>

and vertically, within the water column affected by ocean physics, temperature and biological processes; as well as due to differences in species' responses to ocean acidification, the occurrence of additional stressors, and the potential for some evolutionary adaption to occur over the next 50-100 years. On the other hand, NOAA's Ocean Acidification Program³ review the coastal acidification that includes local changes in water chemistry from freshwater river inputs and excess nutrient runoff from land. The ability of an ecosystem to cope with acidification is influenced by the amounts of local stressors it needs to contend with, such as high nutrient input or changes in temperature or salinity. By minimizing local stresses, some ecosystems may prove more resilient to ocean acidification (Makarow *et al.*, 2009; Gattuso *et al.*, 2014; Newton *et al.*, 2015; Birchenough *et al.*, 2017).

- Overfishing reduces food production, impairs the functioning of ecosystems and reduces biodiversity. The 2009 FAO's Agreement on Port State Measures to Prevent, Deter and Eliminate Illegal, Unreported and Unregulated Fishing⁴ (PSMA) entered into force on 5 June 2016. This is a milestone and will prove a key driver in the international community's fight against the scourge of IUU fishing. The PSMA, which creates binding obligations, sets standards for the inspection of foreign vessels that seek to enter the port of another State. Importantly, the measures allow a country to block ships it suspects of having engaged in illicit fishing and thereby prevent illegal catches from entering local and international markets. In addition, in July 2014 the adoption of the FAO's Voluntary Guidelines for Securing Sustainable Small-Scale Fisheries in the Context of Food Se-

curity and Poverty Eradication, puts an umbrella programme to support governments and non-state actors in their implementation of initiatives to strengthen small-scale fisheries communities, their food security, and their resilience (FAO, 2015). Finally, FAO has taken into account the above developments within the framework of its own Blue Growth Initiative (FAO, 2017) to accelerate its work in support of sustainable management of living aquatic resources, balancing their use and conservation in an economically, socially and environmentally responsible manner. In Latin America and the Caribbean -throughout the Atlantic and Pacific- marine ecosystem account for nearly 12 percent of global fish production and almost 4 percent of aquaculture production. Watersheds in Latin America and the Caribbean also account 20 percent of freshwater and houses almost 30 percent of the mangrove ecosystems of the planet. Their protection to achieve food security and nutrition, poverty alleviation and economic growth through a sustainable use is imperative for the welfare of future generations (FAO, 2017). Illicit fishing may account for up to 26 million tonnes of fish a year, or more than 15 percent of the world's total annual capture fisheries output. Besides economic damage, such practices can threaten local biodiversity and food security in many countries. And small-scale fisheries provide work to 90 percent of the people employed in capture fisheries (FAO, 2016).

- Marine protected areas (MPAs) are important mechanisms for safeguarding ocean life, when are properly managed and well resourced. For the OECD (2016), MPAs are one policy instrument available that have the potential to address

³ <https://oceanacidification.noaa.gov/OurChangingOcean.aspx>

⁴ http://www.fao.org/fileadmin/user_upload/legal/docs/037t-e.pdf

several of the pressures on marine biodiversity, in particular over-fishing and exploitation and habitat destruction. In addition to protecting rare and threatened species and their habitats and other areas of ecological importance, MPAs can help ensure the sustainable provision of multiple other ecosystem services that are fundamental for human well-being, including for fisheries, coastal protection (buffering against storms and erosion), tourism and recreation. In 2017, protected areas

cover 13.2 per cent of the marine environment under national jurisdiction (up to 200 nautical miles from shore), 0.25 per cent of the marine environment beyond national jurisdiction and 5.3 per cent of the total global ocean area (ECOSOC, 2017). Brander *et al.* (2015) examine the net benefits of protecting marine habitats through expanding the coverage of no-take MPAs to 10% and 30% and find that the benefits exceed the costs, with ratios in the range of 3.17-19.77.

3. Legal and institutional frameworks for the conservation and sustainable use of the mexican seas

The three major regions of Mexico suffer from interconnectedness of the Caribbean Sea, Gulf of Mexico and the Pacific ecosystems, and is now acknowledged the transboundary issues affecting marine and coastal resources and habitats in Mexican waters, and the need for collaborative management of their shared resources.

Several international, regional and bi-national agreements have been adopted by Mexico to improve governance of ocean resources that are of relevance to the SDG14 (Table 1), such as the 1982 United Nations Convention on the Law of the Sea (UNCLOS); the 1992 Convention on Biological Diversity; the 1992 United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC); the 1973/78 International Convention for the Prevention of Pollution from Ships (MARPOL), with its six annexes; the 1995 United Nations Fish Stocks Agreement (UNFSA) governing straddling and highly migratory stocks (Table 1).

Regional efforts require strong institutional capacity and commitment at national, regional, and subnational levels. In the Wider Caribbean Region (WCR) there are 26 regional organizations whose activities are relevant to the SDG14 targets (Fanning and Mahon, 2017). In Mexico there are fourteen national institu-

tions under the Intergovernmental Commission for the Sustainable Management of the Coasts and Seas in Mexico (CIMARES in Spanish); and four international institutions; two for the US; two in Cuba; eight in Belize; and four in Guatemala (Figure 1) (Fanning and Mahon, 2017). Five Regional bodies of United Nations agencies; and non-governmental organizations, such as the Nature Conservancy (TNC), International Union for the Conservation of Nature (IUCN), World Wildlife Fund (WWF), and Conservation International (CI) all of which have programs related to SDG14 targets. With so many organisms dealing with different or overlapping issues, a coordinating mechanism for ocean governance is required in Mexico.

The scope of some organizations has country membership such as the Caribbean Community and Common Market (CARICOM) and associated agencies, others are specific like the Gulf and Caribbean Fisheries Institute which hosts an annual, well-attended conference and is one of the primary sources of fisheries information in the region; while others cover broader geography such as the Latin American Organization for Fisheries Development (OLDEPESCA). Fanning and Mahon (2017) found that the UN Agencies

Table 1. Country membership in global and regional marine agreements relevant to Mexico. (Source: modified from Fanning and Mahon, 2017).

Agreements			Mexico	United States	Guatemala	Belize	Cuba
		UNCLOS	B		B	B	B
		UNFSA	B	B	B	B	B
		UNFCCC	B	B		B	
		CBD	B	B	B	B	B
		FAO compliance	B	B		B	
	MARPOL 73/78	Annex I/II	B	B	B	B	B
		Annex III		B	B	B	
		Annex IV			B	B	
		Annex V	B	B	B	B	B
		Annex VI		B		B	
		Protocol 87		B		B	
	CARTAGENA	Convention	B	B	B	B	B
		Oil Spill Protocol	B	B	B	B	B
		LBS Protocol		B	B	B	
		SPAW Protocol	C	B	B	B	
		CRFM	N	N	B	B	B
		ICCAT	B	B		B	
		OLDEPESCA	B	B	B	B	N
		OSPESCA	N	N		B	N
		WECAFC	C	C	C	C	C
		IAC	B	B		B	

B= Binding

C= Cooperate by signing

N= Non-eligible

UNCLOS= UN Law of the Sea Convention

UNFSA= Un Fish Stock Agreement

UNFCCC= UN Framework Convention on Climate Change

CBD= Convention on Biological Diversity

FAO= Food and Agriculture Organization

LBS= Land Base Source

SPAW= Specially Protected Areas and Wildlife

CRFM= Caribbean Regional Fisheries Mechanism

ICCAT= International Convention for the Conservation of Atlantic Tunas

OLDEPESCA= Latin American Organization for Fisheries Development

OSPESCA= Organization for Central American Fisheries and Aquaculture Sector

WECAFC= Western central Atlantic Fisheries Commission

LAC= Inter-American Convention for the Protection and Conservation of Sea Turtles

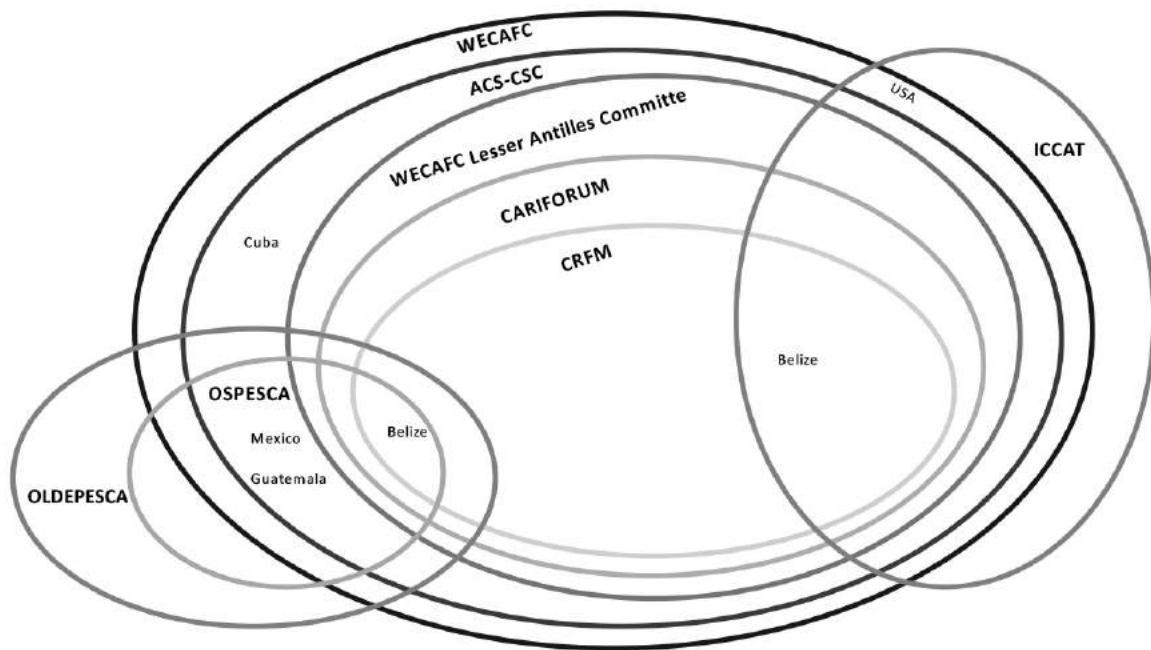


Figure 1. Institutional scale overlapping and nested fisheries-related organizations for Mexico and neighbour countries (Source: modified from Fanning and Mahon, 2017).

with specific mandates for the SDG14 in the WCR are the UN Environment-Caribbean Environmental Programme Regional Coordinating Unit which is the secretariat for the Cartagena Convention and its protocols; the FAO Western Central Atlantic Fisheries Commission, constituted under Article VI of the FAO Constitution; the Economic Commission for Latin America and the Caribbean (ECLAC) Sub regional Headquarters for the Caribbean; the Intergovernmental Oceanographic Commission Sub-Commission for the Caribbean and Adjacent Regions (IOCARIBE) which implements IOC's mandate in the WCR; the International Maritime Organization (IMO) has a Regional presence office that covers mainly CARICOM countries.

In Mexico there are 62 institutions devoted to research oceans and coasts that comprehend 28 universities, 6 research centres, 2 colleges, and 24 technological

institutes; and some of them are associated with government ministries at national and state levels. In addition, by presidential mandate in 2006 the National Commission for the Coordination of Oceanographic Research (CONACIO in Spanish) was created, to propose, analyse and coordinate governmental actions and activities, as well as research institutions related to marine and coastal topics. At the same time, there is a National Oceanographic Research Programme, which aim is the sustainable use of marine resources and ecosystems (DOF, 2016), tailored by the CIMARES and CONACIO.

CIMARES is a coordination organ that was established to tailor and implementation of national policies for the planning and sustainable development of seas and coasts of Mexico. It joints 14 Ministries (Government, Foreign Affairs, Environment; Energy, Economy; Agriculture Livestock and Fisheries, Communi-

cations and Transportation; and Territorial Planning. CIMARES framed its work in the National Ocean and Coasts Policy with 19 general strategies, 62 action lines and 27 targets for 2018, that are follow up by four working groups: 1) Processes and ecological land planning; 2) Economy and competitiveness; 3) International Agenda; and 4) Ocean Health. CIMARES is the core of the ocean and coastal governance in Mexico, co-responsible of the SDG14 implementation.

The other part of the co-responsibility corresponds to the Inter-governmental Commission for Climate Change (CICC); which is entitled to designing and implementing national policies for mitigation and adaptation for climate change in a cross-cutting fashion. CICC foster the fulfilment of international and national commitments to the UNFCCC and the National Special Programme for Climate Change.

Despite both coordination commissions, oceans and coasts are poorly represented and some key aspects are overwhelmed by land issues. Nevertheless, Mexico has got several programs and projects for the oceans. These are the regional and sub-regional projects gathered by authors from government reports for the Gulf of Mexico and the Mexican Pacific Ocean that are relevant to SDG14 implementation and monitoring:

- The Gulf of Mexico Large Marine Ecosystem, project which is focused on an ecosystem approach to transboundary living marine resources in the Gulf of Mexico through a strategic action programme.
- Binational Red Tide Program, began in 2002 as part of the Governors' Alliance, an agreement between the States bordering the Gulf of Mexico (Texas, Alabama, Mississippi, Florida, Louisiana, Veracruz, Tamaulipas, Yucatán, Campeche, Tabasco). This program is an initiative of the Health Service agencies of Veracruz, with national and international participation of institutions from both countries. National Institutions (Veracruz Aquarium, National Ecology Institute and Veracruz Health Services Agency (COFEPRIS-Veracruz State Lab).

Participating local institutions: Ministry of Navy, Veracruz Reef System National Park, Port Administration (API), Ministry of Civil Protection of the State of Veracruz. Foreign institutions: EPA (Environmental Protection Agency), NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) NDBC (National Data Buoy Centre), NASA (National Aeronautics and Space Administration), Florida Marine Research Institute, University of South Florida and Institute for Marine Remote Sensing, FIO (Institute of Oceanography State of Florida). The main goal is to establish a binational alliance to improve science as well as detection and follow-up techniques for harmful algae blooms in the Gulf of Mexico.

- Mexico-United States (MEXUS) Joint Contingency Plan - The MEXUS Plan is a binational agreement maintained by the United States Coast Guard (CG-MER-2) and the Mexican Navy (SEMAR S3). It covers oil spills in the Mexico border region which at least threaten the other country. The Plan has two regional annexes.
- MEXUS Plan's Gulf Geographic (MEXUS-GULF) Annex - The Gulf regional annex concerns binational response to oil spills in the US-Mexico maritime border region of the Gulf of Mexico. The USCG 8th District, Incident Management Branch maintains the annex.
- MEXUS Plan's Pacific Geographic (MEXUS-PAC) Annex - The Pacific regional annex concerns binational response to oil spill in the US-Mexico maritime border region on the Pacific coast. The USCG 11th District, Incident Management Branch maintains the annex.
- The US, Mexico and the Colorado River: a binational program on water use and habitat restoration
- The Binational Agreement between Mexico and Guatemala on the Protection and Enhancement of the Environment in the Border Zone

- The Binational Agreement between Mexico and Belize on the Protection and Enhancement of the Environment in the Border Zone
- The Binational Agreement between Mexico and Cuba on the strengthen better fisheries and aquaculture practices in the Gulf of Mexico
- Institutional National Fisheries (INAPESCA) Programme 2013-2018, which focus on research for fisheries and aquaculture, as well as the design of the National Fisheries and Aquaculture Acts, fisheries national plan, tailor training activities, among others.
- The National Natural Protected Areas Programme 2014-2018 established objectives and goals for the conservation and creation of new protected areas
- The Clean Beaches, Water and Safe Environment National Programme of the Water Mexican Ministry that target water treated and no-treated discharges to the coastal zone and the implementation of the Blue Flag certification
- National Contingency Programme for Oil Spills and Potentially Harmful Substances in the Mexican Marine Zones
- The Integrated Management of the Mesoamerican Coral Reef System for the use and sustainable use of the fresh shared watershed at the border reef zone implemented by the Central American Environment and Development Commission and the Global Environmental Fund
- Annex 1. Fiscal Collaboration Administrative Agreement between the Tax Ministry and each Mexican coastal municipality for the sustainable use, conservation and surveillance of the federal coastal and marine zones.

The institutional complexity in the Mexican marine zones underscores the need for regional cooperation and coordination. The need for an overarching coordinating mechanism for ocean governance in each one of the marine regions in Mexico is urgent. Promoting ocean governance at the regional level is critical for the appropriate implementation of the SDG14; governance that may be under the CIMARES umbrella and that would provide the required coordination effort at local level through integrated coastal zone management.

4. Current major marine and coastal activities of coastal mexican states and municipalities

Mexican coastal border line is 11.600 kilometres with a continental platform of 388.000 km²; 15.670 km² of estuaries and 5.083 km² of islands. Mexico's territorial sea embraces nearly 231.000 km² and its exclusive economic zone compiles and area of 3.150 thousand km² (PNMC, 2015). High biodiversity is due to the surrounding presence of the Pacific Ocean, the Gulf of Mexico, the Sea of Cortes and the Caribbean Sea.

According to INEGI (2018) nearly 15 percent of the national population of Mexico, lives in the coastal fringe, accounting more than 4.3 million people; while there are 13.4 million people living in coastal

municipalities. Economic development in the coastal zones of Mexico depends mainly from the service and commerce sectors that account from 2.8 percent to 7.6 percent of the national GDP due to tourism related activities (i.e. Acapulco, Guerrero or Cancun, Quintana Roo, Mexico). It is important to clarify that oil and gas activities account directly to the national GDP, despite the origin of the hydrocarbon.

There are some key regional level activities linked to SDG14 in each one of the five Mexican marine regions (Figure 2):

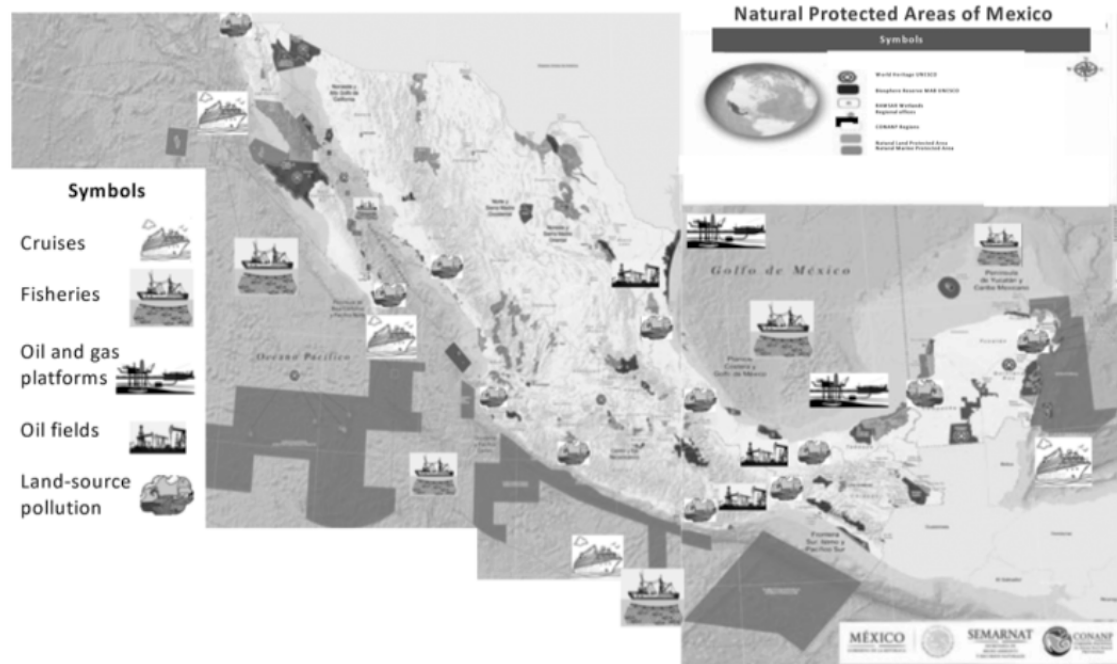


Figure 2. Current major activities of coastal Mexican States and Municipalities in the five regional seas of Mexico related to SDG14 (modified from CONANP/SEMARNAT, 2018)

- Gulf of Mexico: Oil and gas exploration and extraction activities; fisheries and sewage discharges
- Caribbean Sea: Tourism and cruise activities, conservation areas
- Cortes Sea: Tourism and cruise activities, fisheries and aquaculture activities, and conservation areas
- North Pacific: Fisheries and aquaculture activities, tourism and cruise activities, and conservation areas
- South Pacific: Oil and gas exploration and extraction activities; tourism, fisheries and sewage discharges, and conservation areas

The major activities relating to SDG14 targets carried out by the Mexican institution are related to key business themes such as a) marine biodiversity, b) ocean acidification, c) environmental investments, d) spills, e) sustainable sourcing, and f) water discharge to oceans (Table 2).

SDG14 targets ought to be addressed by multiple factors from inside and outside the ocean realm. Therefore, it is important to take those factors into consideration for identifying actions and strategies to achieve those SDG14 targets. This is a complex picture for the majority of the Mexican coastal states, with high and increasing exposure to hazards, dependence on coastal and marine resources, combined with tourism-dependent economy, with limited diversification and competitiveness with other sectors, that transpire a vulnerable region both environmentally and structurally, composed by 150 climate change vulnerable and poor coastal municipalities (CONAPO, 2018).

Marine pollution (target 14.1) is a major issue in coastal zones in Mexico. Local settlements in Mexico depend on municipal governments which are entitled to provide water treatment to every discharge pouring to underground, rivers, and marine waters. From 157

Table 2. SDG14 targets addressed by Mexican Bi-National and National initiatives.

SGD14 Targets	Topic	Mexican Initiatives
14.1	Marine pollution	Binational Red Tide Program
		The MEXUS Plan
		MEXUSGULF
		MEXUSPAC
		The Clean Beaches, Water and Safe Environment National Programme
		National Contingency Programme for Oil Spills and Potentially Harmful Substances in the Mexican Marine Zones
	Land remediation	Annex 1. Fiscal Collaboration Administrative Agreement
14.2	Marine Biodiversity	The Gulf of Mexico Large Marine Ecosystem
		The US, Mexico and the Colorado River
		Binational Agreement between Mexico and Guatemala
		Binational Agreement between Mexico and Belize
14.3	Ocean acidification	No programme
14.4	Overfishing	Binational Agreement between Mexico and Cuba
		Institutional National Fisheries (INAPES-CA) Programme
14.5	Conservation of marine zones	National Natural Protected Areas Programme
		The Integrated Management of the Mesoamerican Coral Reef System
14.6	Fisheries Subsidies	Mexico subsidize fisheries and fishery items
14.7	Economic Benefits to SIDS	Does not Apply
14.a	Increase scientific capacity	CONACIO National Oceanographic Research Programme
14.b	Small-scale fisheries access to markets	Institutional National Fisheries (INAPES-CA) Programme
14.c	Implementation of UNCLOS	Navy Ministry; Environmental Ministry

coastal municipalities, only 105 have a water treatment plant; and their treatment capacity is only 47% of the total discharge (CONAGUA, 2017) (Table 3 and figure 3).

Table 3. Water treatment plants per coastal Mexican state (Source: CONAGUA, 2017).

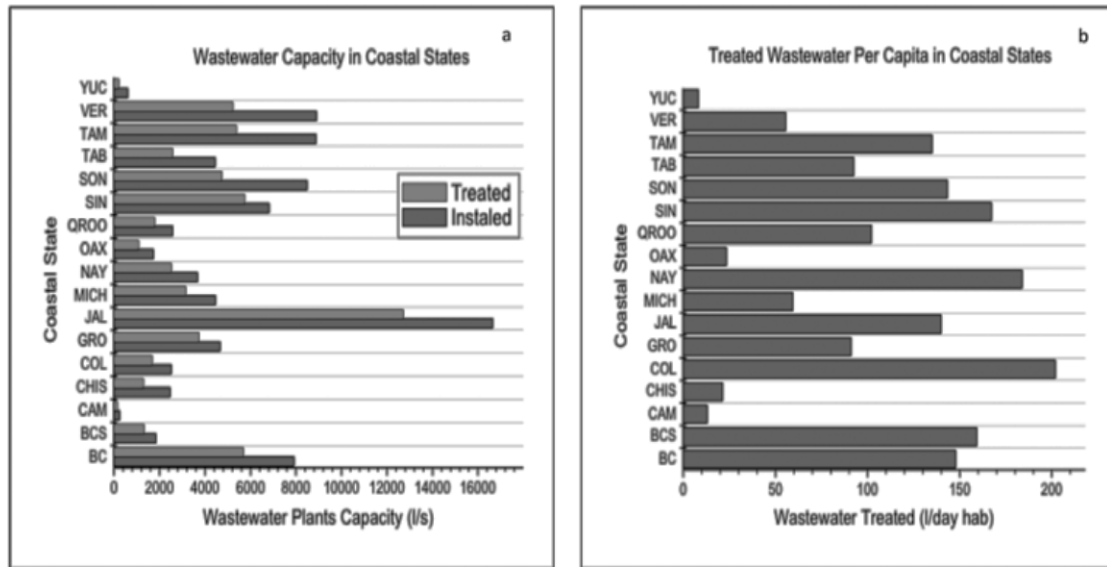
Coastal State	Wastewater Treatment Capacity (l/s)	Wastewater Treated (l/s)	Total Population (2015)	Wastewater Treated per capita (l/day hab)
BC	7,907.10	5,669.90	3,315,766	147.74
BCS	1,826.87	1,312.37	712,029	159.25
CAM	240.00	134.30	899,931	12.89
CHIS	2,454.10	1,285.40	5,217,908	21.28
COL	2,511.40	1,661.90	711,235	201.89
GRO	4,650.27	3,721.46	3,533,251	91.00
JAL	16,652.90	12,701.15	7,844,830	139.89
MICH	4,446.50	3,146.60	4,584,471	59.30
NAY	3,658.60	2,510.30	1,181,050	183.64
OAX	1,722.11	1,071.20	3,967,889	23.33
QROO	2,580.50	1,774.15	1,501,562	102.08
SIN	6,803.73	5,738.20	2,966,321	167.14
SON	8,483.22	4,725.06	2,850,330	143.23
TAB	4,437.93	2,565.43	2,395,272	92.54
TAM	8,872.75	5,372.45	3,441,698	134.87
VER	8,897.16	5,218.05	8,112,505	55.57
YUC	597.39	198.73	2,097,175	8.19

Note: BC= Baja California; BCS=Baja California Sur; CAM= Campeche; CHIS= Chiapas; COL= Colima; GRO= Guerrero; JAL= Jalisco; MICH= Michoacán; NAY= Nayarit; OAX= Oaxaca; QROO= Quintana Roo; SIN= Sinaloa; SON= Sonora; TAB= Tabasco; TAM= Tamaulipas; VER= Veracruz; YUC= Yucatán

5. Assessing the implementation of the SDG14

It has been stress out the importance of implementing the 2030 Agenda for Sustainable Development and the SDGs targets. Mexico has recognized this but is still far from building the required capacities for such an endeavour, since donor agencies should support authorities and NGOs' activities for this purpose, and promote resilience, increasing the win-win situations in the economic, social and environmental spheres.

According to Fanning and Mahon (2017), implementation success can only be reached by taking a multidimensional and integrated approach for recognizing the relationships and synergies to be found between SDG14 and the remain 16 SDGs and the 2030 Agenda. This is a major opportunity and at the same time a huge challenge that may provide the chance to gauge the starting point and the equilibrium point, as well as



Figures 3. Wastewater treatment capacity in Mexican coastal states.
Source: Azuz-Adeath authorship with data form CONAGUA, (2017).

the means, processes and capacities for which Mexico needs to set out towards this new national, regional and local vision of ocean sustainable development. La Blanc *et al.* (2017) identified interrelationships that exist among SDG14 targets with other SDG areas, providing a framework for describing policy issues related to those SDG14 targets, which can be used to assess on one hand, the state of knowledge for different linkages for policy and scientific point of view; and on the other hand, the implementation capacity that exist in Mexico for SDG14.

Table 4 gives a picture of important linkages among the ten SDG14 targets. The used symbols in this table should be taken as illustrative but not definitive of the complex dimensionality of the interactions among targets when viewed through Mexico's social, economic and environmental realities. This table shows strong interdependences among the ten targets themselves, mostly representing the areas where Mexico has tai-

lor policies or implemented actions, and some other areas where there are not actions or those are variable depending on the coastal and ocean case/region. In this type of analysis, Le Blanc *et al.* (2017) consider that some of these targets are at the "receiving end" of the interactive matrix, since they are affected by many other targets; such as target 14.2 (sustainable management of marine ecosystems), and 14.4 (restoration of fish stocks); while 14.a (science and technology), and 14.c (implementation of international law) have the potential to impact all the other targets.

An important point is that some of the linkages are not absolute positive or negative; rather, they depend on the circumstances and vary according to location and scale, and the results from actions upon a specific target, may have a different output across stakeholders (Le Blanc *et al.*, 2017). For example, fishery subsidies impact access to resources of artisanal fishermen in different ways depending on the type of fishery, local

Table 4. Linkages among SDG14 targets assessing Mexico's actions.
Source: modified from Le Blanc *et al.* (2017).

To targets/ From targets	14.1	14.2	14.3	14.4	14.5	14.6	14.7	14.a	14.b	14.c
14.1				-	+			+	-	-
14.2	-				+			+	+	#
14.3		-		-	#			-	-	-
14.4		+				#		+	+	
14.5		+		+				+	-	#
14.6				-	-			-	-	+
14.7										-
14.a		+	-	+	+	+			+	+
14.b	+	+		+	-	-		+		+
14.c	-	+	-	+	#	#		#	#	
+ positive link/implemented actions - negative link/no actions # variable link/depend on the case										

political momentum, and allocation. Another example is the impact small-scale fishermen suffered from increasing the protected marine areas in the Sea of Cortes due to the vaquita marina protection activities.

All SDGs cover a wide range of issues which exhibit close interrelationships. The assessment of the interaction between each one of the SDG14 targets, with the other SDGs is crucial for their implementation. Most of the action-type targets have impacts on the recipients of the action, and those can be affected either positive or negatively by numerous policies, contexts, scales and budget. Nevertheless, in all cases, depending on the direction and follow-up of the measure, in real life, the outcome would be.

The interaction between SDG 14.1 (reduction of marine pollution) with ten other SDGs (2, 3, 6, 8, 9, 11, 12, 13, 15, and 16) that can be translated into diverse links, at three different geographic scopes (local, regional and national). Pollution of coastal and marine

waters makes seafood improper for human consumption; discarding fisheries and aquaculture products. Some examples from Mexico can be located in Guerrero, Veracruz, and Tabasco. Some of the show pollution prevention such as the improvement of the water treatment and pipeline system in Campeche city, whereas some other show sources of pollution to the coastal and marine zones due to different urban, agricultural and industrial activities. The Campeche and Tabasco oil fields activities pollute oceans with by products and waste as well as oil spills. Mexico has been working to ensuring access to sanitation to coastal communities; however, major coastal urban settlements were originated during the colonial period without considering a sanitary system. Local Mexican governments have been building pipelines to collect wastewaters to drive them to water treatment plants. Nevertheless, many of these plants are out of service mainly due to poor maintenance and budget short cuts.

At global level ocean is strongly affected by multiple drivers (Le Blanc *et al.*, 2017). However, large areas of scarce human contact remain in Mexico, particularly at the coastal natural protected areas where healthy coastal and marine ecosystems are coping with trans-boundary pollution impacts, such as land-based source non-point and point pollution. In general, pollution has cumulatively or multiplicative effects that are exacerbated by ocean acidification, ocean warming, shifting currents, reduced mixing and decreasing oxygen levels in the water column; all these threats are willing to increase due to climate change effects (United Nations, 2016).

The interactions between SDG 14.3 (ocean acidification) with six SDGs (2, 4, 8, 9, 11 and 13) state the importance of acidification. For example, SDG 14.3 aims to minimize and address the effects of ocean acidification. Acidification levels have increased nearly 26% since the 19th century, and the saturation of carbonate in the seawater column varies by depth and region, being lower in deep cold waters where cold-water coral reefs in the northern Mexican Pacific are vulnerable to acidification. On the other hand, ocean acidification combined with warmer temperature, result in stratification and de-oxygenation of subsurface waters that can convey to important physiological failures and marine habitat changes (CBD, 2016).

Considerations made by the Mexican climate change policy are directed to mitigate greenhouse gases (GHGs) from different sources. However, it does not address the cumulative effect of carbon in marine environments, and the possibility to seek to increase the adaptive capacity of the marine system as a whole. Therefore, a number of issues were left out such as deep water corals, include a) minimizing impact of other anthropogenic stressors on the system, b) maximizing the likelihood of survival of the species and its associated biota at other sites globally; and c) identifying and protecting future refugia internationally (Le Blanc *et al.*, 2017).

The complex interactions between SDG 14.4 (Fisheries) with eight SDGs (1, 2, 3, 8, 12, 13, 16 and 17) show interrelationships of SFG14.4 with other targets; especially with poverty, trade, sustainability, food security, market, and wellbeing impacts are felt at local, regional, national and global economies, consumption and production patterns, as well as employment and livelihood levels. For Le Blanc *et al.* (2017) this is a multi-dimensional problematique that require an integrated focus for policy and evaluation purposes for Mexico's implementation performance.

An effective regulation of sustainable fishing practices and the implementation of science-based management actions are important to restore fish stocks. But law enforcement and surveillance is crucial for the prevention of the depletion of fish stocks and avoid overfishing; which remains a cause of concern. These fishing activities may also contribute to damage marine habitats, and together with by-catch are causing negative effects to non-target species (CBD, 2014). Mexico has been investing in science assessments, management, control and surveillance, but it is clearly not enough yet.

Fisheries legal framework reform to increase their sustainability is urgent to reduce the negative impact on the environment and related resources; and at the same time increase the economic growth and job creation in coastal Mexican zones. However, the highest priority for fisheries authorities is still maximizing catches and profitability. Implementation and enforcement of catches based on scientific knowledge, as well as effort limits are key to successful management of the fisheries sector (Melnychuk *et al.*, 2017). An additional point is the lack of information about the effects of climate change on fisheries in Mexico, which is important to be addressed as soon as possible.

Interactions between SDG 14.5 with eight SDGs (1, 2, 3, 8, 12, 13, 16 and 17) is resulting in the conservation of at least 10 per cent of coastal and marine areas by 2020, as specified by Target 11 of the Aichi-Nagoya

Protocol within the Biodiversity Convention. Mexico surpasses this target when at the 13th Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity (CBD COP13) it was announced the pledge to establish three new marine Biosphere Reserves that conserve important habitats in both the Pacific and Caribbean, including large parts of the Meso-American Barrier Reef and deep water zones in the Gulf of Mexico. The pledge increased marine protection in Mexico to 23%, more than double the 10% target to a total of 70 million hectares. Additionally, five new Safeguard Zones – where no exploration or extraction of hydrocarbons will be allowed – were established, including all of Mexico's Ramsar sites and mangrove forests. The new marine protected areas include the Mexican-Caribbean Biosphere Reserve (5.75 million hectares, representing 50 per cent of the Mesoamerican Coral Barrier System); the Deep Mexican Pacific (59.7 million hectares); as well as a group of 21 islands and 97 islets (1.16 million hectares) and surrounding sea areas through multiple-use zoning, which includes protection of fishing grounds for local fishermen and habitats for marine mammals and seabirds. An example of protection of coastal areas benefiting terrestrial ecosystems is Los Petenes Biosphere Reserve in Campeche.

Beside the environmental benefits that marine protected areas may produce, there are also socio-economic benefits that remain under debate. Some Mexican initiatives for marine protection had conveyed to conflicts due to fishing areas loss, legal restrictions and tight fishing regulations, such as non-take areas; and very low probabilities to provide an alternative livelihood, especially those with a high economic dependence on the fishery. Social and economic costs are shorter term results when compared to spill over potential benefits such as increment of total catches and larger sized fish catches that take longer time to come to pass. Le Blanc *et al.* (2017) considered that protection of coastal and marine areas may impact the liveli-

hoods and resilience of local communities, such as the case of Mexico with the recent creation of a Marine Sanctuary for the Vaquita porpoise in the Northwestern Pacific of Mexico that has affected dramatically artisanal fishermen; and the Marine Park of Contoy Island in Qroo, that has affected inequality locally through changing access to resources. On the other hand, environmental education has increased support for conservation through the Intercultural Center for the Study of Deserts and Oceans (CEDO) that takes an ecosystem approach for the conservation of the Vaquita and the Totoaba, whose primary habitat is encompassed in the upper Gulf of California/Colorado River Delta Biosphere Reserve.

Benefits from marine protected areas depend on the local context and how they are designed and managed (FAO, 2011). Very few examples of protected areas in Mexico are co-managed or community-based managed; most of marine protected areas are managed by the federal government which have little contact with local communities in terms of transparency and accountability, inclusion and participation. Conservation goals are not necessarily shared locally, with an absence on community empowerment to manage their own resources. Moreover, addressing conservation and poverty reduction results through protected areas is very difficult in Mexico. The same is true when facing climate change effects because conservation outcomes may have different needs from those required for poverty reduction and coastal wellbeing outcomes (Le Blanc *et al.*, 2017).

Interactions between SDG 14.6 (fisheries subsidies) with seven SDGs (1, 2, 4, 8, 10, 12, and 16) call for the prohibition of fisheries subsidies by 2020. In Mexico subsidies were created as an incentive for artisanal fishermen to foster equality in the fishery sector. However, the National Fisheries Commission (CONAPESCA) lacks capacity for operation regulations monitoring and enforcement, which lead to corruption and unsustainable practices, illegal fishing and overfishing. In

addition, there are numerous social and political issues with the fisheries sector in Mexico; especially regarding subsidies. The federal government has used subsidies as a political tool for elections, policy support, social pressure, etc.

Fishery subsidies are entangled with numerous policy-relevant issues related to other targets under SDG14. For a number of factors, industrial fisheries in Mexico does not conform a wealthy sector, and the highest percentage of fishermen work at artisanal fleets around the country. So despite the common knowledge that fishery subsidies tend to favour large scale fishers, in Mexico is the opposite because they are supporting artisanal fishers.

Subsidies in Mexico have impacts on target species even when there are illegal captures of species, such as the cucumber, a very lucrative species for the Asian market; therefore, interest groups are in favour of subsidies and present opposition to increasing marine protection efforts. On the other hand, subsidies do not have the effect on lowering artificially the prices of fish or seafood in general. Markets respond to higher demands specially during religious festivities in Mexico; and prices escalate discouraging consumption patterns but necessarily for sustainable reasons. Yet, the subsidies sustain jobs, but not necessarily reduce poverty nor contribute to food security.

Interactions between SDG 14.a (increase scientific and technology capacity and transfer) with six SDGs (2, 3, 4, 5, 7 and 9) enhance regional and international cooperation between Mexico, the USA and Cuba for ocean problems have resulted in positive impacts in relation to marine biotechnology that can have on a blue economy. The ultimate goal is to achieve blue economy in Mexico's oceans, which are spaces where "spatial planning integrates conservation, sustainable use, oil and mineral wealth extraction, bioprospecting, sustainable energy production and marine transport. The Blue Economy breaks the mould of the 'brown' development model where the oceans [are] perceived

as [available for] free resource extraction and waste dumping, with costs externalised from economic calculations. The Blue Economy will incorporate ocean values and services into economic calculations. The Blue Economy will incorporate ocean values and services into economic modelling and decision-making processes... [it will provide] a sustainable development of and the sharing benefits from marine resources; offering scope for re-investment in human development and the alleviation of crippling national debt burdens" (UN, 2013).

A country such as Mexico with a developing economy, science, technology and innovation are essential for the sustainable use of ocean and coastal resources. Nevertheless, numerous gaps exist in ocean and coastal-related knowledge, including its interactions with human systems (UN, 2016, 2017); as well as its developing capacity for creating innovation systems; its increasing scientific knowledge; and its research capacity for identifying opportunities associated to marine resources. Yet, decision-making processes are supported by the best knowledge available and there have been improvements in education at all levels and in a cross-cutting fashion among sectors.

In Mexico access for small-scale artisanal fisheries to marine resources and markets have earlier been related to subsidies. A number of factors in the past decades have resulted in the depletion of industrial fisheries and the emergence of artisanal fisheries all along the coasts of Mexico. Their importance is not only due to the continuous increment in their number, but in the dynamism and labour-intense sector that encompasses all activities along the value chain, from pre-harvest to product process and sale (FAO, 2005, 2016b).

In Mexico artisanal fisheries employs both men and women with higher participation of women in seafood processing and trading operations which is important for gender equality. However, small scale fisheries produce low returns for households and face other problems such as alcoholism that combined with other eco-

conomic deprivations results in poverty (FAO, 2016b). On other SDG target such as food security, Mexicans living in the coastal zone consume more fish and seafood than those living in central parts of the country where people eat fish once a month (40.1%) or very few times per year (21.9%) and these results are based on people's perception about the high cost and do not like the taste (Brújula de Compra PROFECO, 2007). Therefore, artisanal fisheries do not contribute to food security despite the rich protein source, nor alleviate poverty since people consider seafood out of their budget.

The interactions between SDG 14.b (access to resources and markets for small-scale fishers) with six SDGs (1, 2, 4, 5, 10, and 17) shows the relation between resources and markets for small scale fishers. Mexico has made progress since 1990 in reforming the policies governing the fisheries sector. However, a reform is required if the sector is to enter and remain on a sustainable route generating long-term economic and social benefits for the country. A key area for reform identified by the OECD (2006) is controlling the artisanal fisheries, better targeting of support programmes, and strengthening institutional arrangements to more effectively undertake management and enforcement.

The OECD (2006) states that artisanal fisheries is used as a social safety net that increase resource conflict, stock degradation and rural poverty in the coastal regions. There is an important link between rural development and fisheries policies that ought to be acknowledged for mutual support; and the latest may contribute to the solution for development concerns. A first step is to make a census to find out the actual size of the small-scale fleet, target species, fisheries fields, fisheries gears, uses, and costumes. At the same time governance arrangements as well as organization in cooperatives and their empowerment are key for implementing co-management initiatives for area-based fisheries (such as oysters, crabs, lobsters, and octopus).

Subsidies to the sector have been important aids to develop the sector improving short-term economic returns in some fisheries and supporting poorer fishing communities. However, many of the programmes have negative impact on sustainability and economic development of the fisheries sector, and manipulating the market eroding flexibility and resilience. According to the OECD (2006) the majority of Mexico's financial transfers are directed towards direct payments and cost-reducing transfers and this should be reduced and better targeted. Small-scale fishery activities generate low economic returns for households that depend on those activities; and fishing communities face income poverty due to a number of inequalities (FAO, 2014), including the depletion of fish stocks.

For small-scale fisheries in Mexico to access resources and access to markets presents challenges that require a myriad of actions. FAO (2014) consider that improving access to markets and resources may result from empowering the sector's operators, strengthening cooperatives and promote collective actions in small-scale fisheries, implementing policies and sector development programmes, including improving refrigeration infrastructure that foster business activity and increase incomes, alleviating pressure on fisheries; and improving access to education and training. The Aid for Trade initiative may provide the opportunities for value-addition strategies for small scale fisheries (Le Blanc *et al.*, 2017).

SDG14c target enhance the implementation of UNCLOS which provides the legal framework for the conservation and sustainable use of oceans and their resources. The Political Constitution of 1917 of the United Mexican States (Articles 27, 42, and 48) define the components that make up Mexico's national territory, oceans included. Article 27 consider that the ownership of the lands and waters within the boundaries of the national territory is vested originally in the Nation; and it is also the owners of all natural resources of the continental shelf and the submarine shelf of the

islands; and the space above the national territory to the extent and within the terms fixed by international law. In those cases to which the two preceding paragraphs refer, ownership by the Nation is inalienable and imprescriptible according to Mexican laws, may not be undertaken except through concessions granted by the Federal Executive, in accordance with rules and conditions established by law. In part, Article 27 states that the national territory belongs to Mexico as a nation and is under the control of the federal government for the benefit of society and the equitable distribution of public wealth. These principles are applied also to the territorial seas and therefore ultimately to the outer continental shelf.

On the other hand, Article 42 states that the national territory comprises the integral parts of the Federation, the islands' including the reefs and keys in adjacent seas, the continental shelf and submarine shelf of the islands' keys, and reefs, the waters of the territorial seas to the extent and under terms fixed by international law and domestic maritime law. And Article 48

commands that the islands, keys, and reefs of the adjacent seas which belong to the national territory, the continental shelf, the submarine shelf of the islands, keys, and reefs, the inland marine waters, and the space above the national territory shall depend directly on the Federal government, with the exception of those islands over which the States have up to the present exercised jurisdiction.

Mexican law has an advanced legal system regulating its maritime zones. Under these articles, Mexico has absolute control over the outer continental shelf (OCS) as it is also stated by the 1982 Law of the Sea Convention (UNCLOS). Nevertheless, Mexico does not have ownership rights of the OCS; rather, Mexico simply has the right to explore and exploit resources located in the OCS. The mere fact that Mexico has included this legal regime in its Constitution, shows the importance of maritime law to the Mexican people. Moreover, Article 27, 42, and 48 mirror many of the most important principles set forth in UNCLOS (Heaton, 2013).

6. Conclusions

The institutional management dimension of the ocean at international level for Mexico and neighbours as well as the interlinks with domestic institutions in charge of ocean matters is very complex and modulate the progress in every SDG14 target area. The national goals are:

- to prevent and reduce marine pollution as well as other environmental impacts for the coasts and the ocean;
- to increment the social and economic benefits of marine and coastal ecosystems;
- the sustainable management of marine and coastal ecosystems. Assessments on the implementation gaps of international law and regional organizations activities is critical issue that should be done

as soon as possible. Fuller implementation of current legal frameworks could go a long way towards the SDG14 (García *et al.*, 2014).

It has been clear that there are strong interrelationships between SDG14 and each one of all the other targets. Some of them may be able to build synergies that may be impacted by their progress or the lack of it. However, as the examples in the tables show, Mexico's actions are variable and depend on the context, scope, design, budget, institutional capacity and implementation in the corresponding area. As tables showed, some of the SDG14 targets are at the receiving end of the interlinkages, and are affected by a number of the other targets. Moreover, it is important to acknowledge that target 14.a benefits many of the other SDG14 targets.

The map of the interlinkages is very complex (Figure 4), since SDG14 targets had to be analysed at individual level due to limited or abundant connections among the targets. The SDG14 targets have between 6 and 10 interactions with other SDGs, so far SDG14.1 presents ten interactions; SDG14.3 and SDG14.4 have eight linkages; SDG14.6 and SDG 14.5 have seven; and SDG14.2, 14.a and 14.b have six interactions. The SDGs receiving more linkages with SDG 14 targets were SDG1 with five, SDG2 with eight, SDG4 and SDG8 with six, and SDG16 with five; showing their importance within the SDG system.

A result of the assessment of the Mexican efforts to address SDG14 targets is that the linkages go in both directions: progressing on some of the SDGs that will impact the oceans and coasts, and by the form of management that may impact the SDGs. Mexico does not have specific regulations to address land nor

marine-sources pollution. National planning misses the integrated watershed management for preventing coastal waters pollution, specially from organic municipal runoffs and solid waste. Surveillance and monitoring capacity is limited, and regulations are most of the time not enforced. Therefore, SDG14 implementation is not a one-way path, here there are evidence that all actions implemented will have potential benefits but also negative impacts, and the implications of any action should be taken into consideration. SDG14 requires an integrated approach that may have a bigger picture considering multi-sectorial vision within a dynamic synergy. Challenges posed by agricultural runoffs causing pollution loads and contributing to ocean acidification; or the tipping points and cascading effects of climate change require a wider approach.

At the same time, it is important to acknowledge that some linkages may involve trade-offs and may not

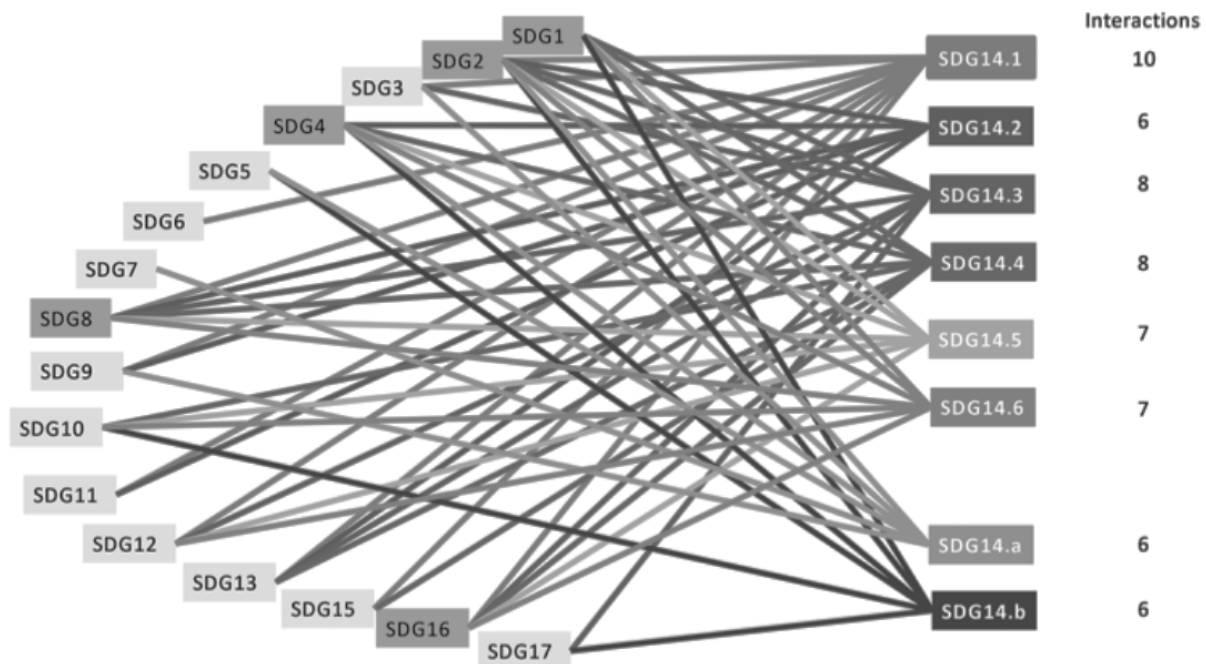


Figure 5. Interlinkages between SDG14 targets and all the other SDGs. Self made graph.

develop a win-win situation, this is the case of poverty, climate change and healthy oceans. Sustainability in Mexico is far from be reached especially for fisheries; and institutional capacity is very limited in implementing and enforcing conservation measures in large marine portions.

The level of complexity showed in the tables (4-10) and figure 3 require a good translation for policy-makers that may feel overwhelmed. However, to simplify would result in making the same mistakes that have been done in the past. To acknowledge that conservation and oceans health is related to a number of social, economic and environmental factors is the correct way

to evaluate any connection; and therefore, the integrated management approach is the only way to proceed.

A form to do this is to start with mapping the scientific knowledge about oceans and coasts are there and related each one to each ocean-related target in the agenda, identify gaps and studies that require actualization and database building, monitoring and further analysis. With this mapping it would be easy to evaluate the governmental institutional capacity as well as local governance capacity for each target and with a preliminary diagnosis, proceed to address each target and link.

7. References

- Becerra-Pozos L. 2017. Una experiencia de diálogo e incidencia de las OSC en la aprobación e implementación de la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible. In: Baños Rivas, L.E. y N. Saltamacchia Ziccardi (comp.) Participación de las Organizaciones de la Sociedad Civil en la Agenda Multilateral de México. Inst. Matías Romero, Sría. Rel. Exteriores, Gobierno de México. 259-279 p.
- Birchenough S, Williamson P. and Turley C. 2017. Future of the sea: Ocean acidification. Government of United Kingdom, Office for Science, London. 19 p.
- Brander L, Baulcomb A, Cado van der Lelij JA, Eppink F, McVittie A, Nijsten L. and van Beukering P. 2015. The Benefits to People of Expanding of Marine Protected Areas, IVM Institute for Environmental Studies, Amsterdam. http://assets.wnf.nl/downloads/mpa_rapport_volledig.pdf (Accessed on May the 17th, 2018)
- Brújula de Compra PROFECO, 2007. <https://www.profecogob.mx/encuesta/brujula/pdf-2007/El%20consumo%20de%20pescados%20y%20mariscos.pdf> (Accessed on May the 31st, 2018)
- Cisneros-Montemayor AM, Sanjurjo E, Munro GR, Hernández-Trejo V. & Rashid Sumaila U. 2016. Strategies and rationale for fishery subsidy reform. *Marine Policy*, 69: 229-236. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2015.10.001>
- CONAGUA. 2017. Inventario de plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) (2016). <https://agua.org.mx/biblioteca/catalogo-plantas-tratamiento-aguas-residuales-ptar-2016/> (Accessed don June the 20th, 2018)
- CONAPO. 2018. Estadísticas poblacionales de México <https://www.gob.mx/conapo> (Accessed on May the 22nd, 2018)
- Convention on Biological Diversity (CBD). 2014, Global Biodiversity Outlook: A mid-term assessment of progress towards the implementation of the Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020, Montreal.
- ECOSOC. 2017. Progress towards the sustainable development Goals. Report of the Secretary-General E/2017/66* http://www.un.org/ga/search/view_doc.asp?symbol=E/2017/66&Lang=E (Accessed on May the 16th, 2018)
- Espinosa-Romero MJ, Torre J, Zepeda JA, Vergara-Solana FJ. & Fulton S. 2017. Civil society contributions to the implementation of the small-scale fisheries guidelines in Mexico. MARE Publication Series, vol. 14.
- DOF. 2016. Programa Nacional de Investigación Oceanográfica, 05/07/2016 http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/dof/2016/jul/DOF_05jul16.pdf (Accessed on May the 17th, 2018)

- Fanning L, Mahon R, Baldwin K. & Douglas S. 2015. Transboundary Waters Assessment Programme (TWAP) Assessment of Governance Arrangements for the Ocean, Volume 1: Transboundary Large Marine Ecosystems. IOC-UNESCO, Paris. IOC Technical Series, 119: 80 pp.
- Fanning L, & Mahon R. 2017. Implementing the Ocean SDG in the Wider Caribbean: state of play and possible ways forward, IASS, IDDRI, TMG
- FAO. 2005. Increasing the contribution of small-scale fisheries to poverty alleviation and food security. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries. No. 10. Rome, FAO. 79 p.
- FAO. 2011. Fisheries management. 4. Marine protected areas and fisheries. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries. No. 4, (Suppl. 4) Rome, FAO. 198p
- FAO. 2015. Voluntary Guidelines for Securing Sustainable Small-Scale Fisheries in the Context of Food Security and Poverty Eradication, Rome, 23 pp. <http://www.fao.org/3/i4356es/i4356ES.pdf> (Accessed on May the 17th, 2018)
- FAO. 2016a. The State of the World Fisheries and Aquaculture, contributing to food security and nutrition for all. Rome, 200 pp. ISBN 978-92-5-109185-2 <http://www.fao.org/3/a-i5555e.pdf> (Accessed on May the 17th, 2018)
- FAO. 2016b. Technical and Socio-economic characteristics of small-scale coastal fishing communities, and opportunities for poverty alleviation and empowerment. FAO Fisheries and Aquaculture Circular. FAO Rome.
- FAO. 2017. FAO Regional Office for Latin America and the Caribbean. Note on the High-Level International Meeting on the Global Blue Growth Initiative for Latin America and the Caribbean, Mexico City, 27-28, November, 2017. <http://www.fao.org/americas/eventos/ver/en/c/1041590/> (Accessed on May the 17th, 2018)
- Gattuso JP, Brewer PG, Hoegh-Guldberg O, Kleypas JA, Pörtner HO, & Schmidt DN. 2014. Cross-chapter box on ocean acidification. In: Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Field, C.B., V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea, and L.L. White (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 129-131.
- Heaton SW. 2013. Mexico's attempt to extend its continental shelf beyond 200 nautical miles serves as a model for the international community. Mexican Law Review, vol. 5(2) http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1870-05782013000100008 (Accessed on June 8th, 2018).
- INEGI. 2015. Estadísticas Nacionales <http://www.inegi.org.mx/> (Accessed on May the 22nd, 2018)
- Le Blanc D., Freire C. & Vierros M. 2017. Mapping the linkages between oceans and other sustainable development goals: A preliminary exploration. Working Paper No. 149 UNDESA, Coastal Environmental Policy and Humanities Initiative, ST/ESA/2017/DWP/149, 34 p.
- Mahon R, Fanning L, Akrofi J, Bertule M, DeStefano L, Forslund A, Glennie P, Heileman S, Talaue McManus L, Nijsten GJ, Rast W. & Uusimaa K. 2016. Comparison of Governance Assessments Conducted by the Transboundary Waters Assessment Programme Components. United Nations Environment Programme, Nairobi. x- 46 pp.
- Makarow M, Ceulemans R. & Horn L. 2009. Impacts of ocean acidification. European Science Foundation, *Science Policy Briefing*, 37:1-12.
- Melnichuk MC, Peterson M, Elliott M. & Hilborn, R. 2017. Fisheries management impacts on target species status. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(1): 178-183.
- Moreno A, Bourillón L, Flores E. & Fulton, S. 2017. Fostering fisheries management efficiency through collaboration networks: the case of the Kanan Kay Alliance in the Mexican Caribbean. *Bull. Of Marine Science*, 93(1): 233-247. <https://doi.org/10.5343/bms.2015.1085>
- Newton JA, Feely RA, Jewett EB, Williamson P. & Mathis J. 2015. Global Ocean Acidification Observing Network: Requirements and Governance Plan. Second Edition, GOA-ON, http://www.goa-on.org/docs/GOA-ON_plan_print.pdf.
- OECD. 2006. Agricultural and fisheries policies in Mexico: Recent achievements, continuing the Reforma agenda. Multilingual summaries, Summary in English. <https://www.oecd.org/tad/39098498.pdf> (Accessed on June the 8th, 2018)

- OECD. 2017. Marine Protected Areas: Economics, Management and Effective Policy Mixes, OECD Publishing, Paris. <http://dx.doi.org/10.1787/9789264276208-en> (Accessed on May the 17th, 2018)
- Política Nacional de Mares y Costas de México (PNMC), Gestión integral de las regiones más dinámicas del territorio nacional. 2015. SEMARNAT, 81 p. http://www.biodiversidad.gob.mx/pais/mares/pdf/A4_PNMC_actualizada_dic2015.pdf (Accessed on May the 22nd, 2018)
- Ramírez-Rodríguez M. 2011. Data collection on the small-scale fisheries of Mexico. *ICES Jour. Of Marine Science*, 68(8):1611-1614, <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsr089>
- United Nations. 2013. Blue Economy Concept Paper. <https://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/2978BEconcept.pdf> (Accessed on the 4th June, 2018)
- United Nations. 2016. United Nations Multi-Country Sustainable Development Framework in the Caribbean. <https://www.unicef.org/about/execboard/files/UN-DAF-MSDFCaribbean>. (Accessed on the 31st May, 2018)
- United Nations. 2016. The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I, by the Group of Experts of the Regular Process, New York.
- United Nations. 2017. Secretary-General's note for the conference on the implementation of Sustainable Development Goal (SDG 14), "Conserve and sustainably use the oceans, seas and marine resources for sustainable development.", New York, January.
- United Nations. 2018. Sustainable Development Goals. Goal 14: Conserve and sustainably use the oceans, seas and marine resources. <https://www.un.org/sustainabledevelopment/oceans/> (Accessed on January the 15th, 2018)
- UNEP. 2011. Towards a Green Economy: pathways to sustainable development and poverty eradication (a synthesis for policy makers), United Nations Environment Programme, Nairobi. https://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/126GER_synthesis_en.pdf (Accessed on May the 17th, 2018)
- UNEP. 2016. Transboundary water systems – status and trends: Crosscutting analysis. United Nations Environmental Programme, Nairobi. 54 p.
- UNDP. 2012. Catalysing Ocean Finance Volume I Transforming Markets to Restore and Protect the Global Ocean, United Nations Development Programme, New York. http://www.undp.org/content/undp/en/home/librarypage/environment-energy/water_governance/ocean_and_coastalareagovernance/catalysing-ocean-finance.html (Accessed on the 17th May, 2018)

