



Universidad de Granada

**Escuela Técnica Superior de Ingenieros
de Caminos, Canales y Puertos**

Tesis Doctoral

**Gestión de zonas costeras con técnicas
estocásticas multicriterio**

Presenta: Angélica Felix Delgado

Director: Asunción Baquerizo Azofra

Junio, 2013

Editor: Editorial de la Universidad de Granada
Autor: Angélica Felix Delgado
D.L.: GR 523-2014
ISBN: 978-84-9028-832-0

Universidad de Granada

Escuela Técnica Superior de Ingenieros de
Camino, Canales y Puertos

Tesis Doctoral

Gestión de zonas costeras con
técnicas estocásticas multicriterio

Angélica Félix Delgado

Junio de 2013

La doctoranda Angélica Félix Delgado y su directora de tesis la Dra. Asunción Baquerizo Azofra, garantizamos, al firmar esta tesis doctoral, que el trabajo ha sido realizado por la doctoranda bajo la dirección de la directora de la tesis y hasta donde nuestro conocimiento alcanza, en la realización del trabajo se han respetado los derechos de otros autores a ser citados, cuando se han utilizado sus resultados o publicaciones.

Granada, España a 7 de junio de 2013.

Directora de la Tesis

Doctoranda

Fdo.: Asunción Baquerizo Azofra

Fdo.: Angélica Félix Delgado

Recorrer un camino intrincado,
necesita tiempo y espacio,
fortaleza y perseverancia,
compañía y comprensión,
lo esencial es el deseo de llegar al final.

Índice general

Índice general.....	i
Índice de figuras	v
Índice de tablas	vii
Agradecimientos	ix
Resumen.....	xi
Abstract	xiii
Prefacio	1
1.1 Introducción	1
1.1.1. Organización el documento	4
1.2 Introduction	6
1.2.1. Thesis Layout	9
Gestión Integrada de la Zona Costera.....	10
2.1 Introducción	10
2.2 Evolución histórica de la gestión costera	11
2.2.1. Ley del Mar.....	11
2.2.2. De Estocolmo a Johannesburgo	12
2.3 Situación actual de la GIZC	17
2.3.1. Definición de la GIZC	17
2.3.2. Marco de la GIZC	18
2.3.3. Sustentabilidad.....	19
2.4 La gestión en España	21
2.5 Tendencias actuales en la GIZC	25

2.5.1.	2.5.1. Sistemas de soporte a la decisión multicriterio (MCDA).....	26
2.5.2.	2.5.2. Métodos Estocásticas Multicriterio (SMAA)	26
	Descripción y Caracterización de la Franja Litoral	28
3.1.1.	Delimitación de la Zona Costera	29
3.1.2.	Cualidad de la zona costera.....	31
3.1.3.	Importancia del litoral.....	32
3.2	Marco Jurídico	33
3.2.1.	Normativa Europea	33
3.2.2.	Legislación Nacional	37
3.3	Agentes de la zona costera	43
3.3.1.	Ambientales	43
3.3.2.	Socioeconómicos.....	44
3.4	Los procesos de la zona costera y sus escalas.....	45
3.4.1.	Ambientales	45
3.4.1.	Socioeconómicos.....	47
3.4.2.	Escalas temporales y espaciales.....	48
3.5	Interacciones en la zona costera	50
3.5.1.	Intereses sociales y económicos	50
3.5.2.	Conflictos.....	51
	Modelo de Gestión Integral de la Costa con Toma de Decisiones Bajo Incertidumbre.....	54
4.1	Introducción	54
4.2	Descripción general del modelo.....	56
4.3	Caracterización del tramo de costa y propuesta de estrategias.....	58
4.4	Evaluación de la incertidumbre del rendimiento de una estrategia.....	59
4.5	Toma de decisión bajo incertidumbre	61
	Aplicación del modelo al delta del río Guadalfeo	64
5.1	Introducción	64
5.2	Delta del río Guadalfeo	65
5.3	Geomorfología	67
5.4	Clima e Hidrología	70
5.4.1.	Clima marítimo	72
5.5	Entorno socioeconómico.....	75
5.5.1.	Economía.....	77

5.5.2.	Sector agrario	78
5.5.3.	Sector turístico	78
5.6	Playa Granada	80
5.7	Especificación de objetivos y diseño de estrategias	81
5.7.1.	Objetivo de gestión	81
5.7.2.	Definición de estrategias.....	82
5.8	Evaluación del rendimiento de las estrategias.....	85
5.8.1.	Evolución de la línea de costa	85
5.8.2.	Valoración del rendimiento del sistema	86
5.9	Estimación de los beneficios	88
5.9.1.	Beneficio para el gobierno	88
5.9.2.	Beneficios de la economía local	89
5.9.1.	Beneficios de los propietarios de vivienda.....	91
5.9.2.	Obtención del vector aleatorio	92
5.10	Toma de decisiones con incertidumbre	93
Resultados.....		94
6.1	Respuesta del sistema.....	94
6.2	Análisis de riesgo.....	96
6.3	Toma de decisión bajo incertidumbre	101
Discusión		104
Conclusiones		108
8.1	Conclusions	110
Futuras líneas de trabajo.....		112
Bibliografía		114
ANEXOS		121
Second International Conference on Coastal Zone Engineering and Management, Arabian Coast 2010.....		123
XI Jornadas Españolas de Costas y Puertos, Canarias 2011		133
Journal of Environmental Management		143
Coastal Engineering, 2012.....		160



Índice de figuras

Figura 1. La sustentabilidad como parte del desarrollo costero se logra en la intersección de las esferas que representan los tres componentes del desarrollo sustentable (Campbell y Heck, 1997). Se produce cuando los objetivos de manejo y las acciones tomadas son simultáneas y garantizan una mejor calidad de vida.	20
Figura 2. : Ejemplo del “grado de costerización” para una playa de arena, tomado de Kay & Alder (2005).....	29
Figura 3. Esquema de la zona marítimo-terrestre, ribera del mar, servidumbres de tránsito y protección y zona de influencia, definidas por la Ley 22/1988 de Costas.	39
Figura 4. Ejemplos de los cambios geomorfológicos producidos en la costa a diferentes escalas (tomado de Azuz, 2004).....	48
Figura 5. Diagrama general del modelo. A, caracterización del tramo de costa. B, valoración del rendimiento del sistema. C, toma de decisión bajo incertidumbre.....	56
Figura 6. Diagrama evaluación de la incertidumbre de la realización de alternativa A_m	58
Figura 7. Mapa de localización y vista aérea de la costa tropical.	66
Figura 8. Batimetría del delta del río Guadalupe. Tomado de Ávila (2007).....	67
Figura 9. Imagen satelital tomada el 14 de Agosto de 2007 (Fuente: Google Earth, $36^{\circ} 43' 22''$ N y $3^{\circ} 33' 11''$ O) donde se observa la vista general del delta del río Guadalupe.	68
Figura 10. Desembocadura del río Guadalupe donde se observan las estructuras construidas. Tomada de MAGRAMA (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente).	71
Figura 11. Vista en planta y referencias de la cuenca del Río Guadalupe. Tomada de (Ávila, 2007).	71
Figura 12. Variación mensual de la altura de ola. H_{m0} . Datos del punto WANA 2020013, 1996-2007.	73
Figura 13. Izquierda, localización de los puntos WANA 2019013 y 2020013. Derecha, rosa de oleaje de los datos antes mencionados.	73
Figura 14. Imagen satelital tomada en agosto 15, 2007 (Fuente: Google Earth, $36^{\circ} 43' 23.77''$ N y $3^{\circ} 33' 52.41''$ O). Donde se muestra la línea de referencia definida como el objetivo de gestión en los cuatro tramos costeros analizados.	81

Figura 15. Sistema coordinado usado para el análisis y la definición de alternativas A_0 , A_1 , A_2 y A_3 . Condición inicial de la línea de costa que alimenta el modelo morfológico. La línea solida es la curva de referencia para la verificación de los objetivos de manejo.	82
Figura 16. Definición de la alternativa A_4	84
Figura 17. División por zonas para el análisis de regresión de precios hedónicos.	91
Figura 18. Ejemplos de la posición de la línea de costa después de un período de cinco años obtenido para todas las estrategias.	94
Figura 19. Ejemplos de la línea de costa resultante después de un período de cinco años de la estrategia A_3 y su envolvente para todas las predicciones de las líneas simuladas.	95
Figura 20. Funciones de densidad de probabilidad de las variables de D_{min} , A_{dry} y función de masa de probabilidad de N_f	97
Figura 21. Función de densidad de probabilidad de D_{min}^α y función de masa de probabilidad de N_f^α	98
Figura 22. Funciones de densidad de probabilidad de las variables aleatorias que miden los beneficios económicos (el ahorro de la administración, S^{A_m} , que es estimado de un presupuesto mayor a los 150 M€.....	99

Índice de tablas

Tabla 1. Categorías principales y los usos que se desarrollan en cada una de ellas.....	47
Tabla 2. Índice turístico y porcentaje municipal de turismo. Fuente: Índice turístico del Anuario Económico de España (Estudios y Análisis Económicos, La Caixa).....	89
Tabla 3. Resultado del análisis de la función de regresión hedónica. Fuente de datos: Precios de bienes raíces y características estructurales proporcionados por la oficina del registro público de la propiedad de Motril. La localización de las zonas se indican en la Figura 17. ...	90
Tabla 4. Valor medio y desviación estándar de las variables aleatorias D_{\min} y N_f , y probabilidad de fallo en la playa y en los tramos costeros A , B , C y D . Observe que el valor medio de N_f puede tomar valores no enteros, esto indica que N_f se espera en el valor entero más cercano.	96
Tabla 5. Valores de media y desviación estándar de los beneficios económicos.....	99
Tabla 6. Comparación de las alternativas A_1 , A_2 y A_3 con el modelo SMAA-2. Los números en negro corresponden a la alternativa más aceptable.	101
Tabla 7. Comparación de las alternativas A_4 , A_2 y A_3 con el modelo SMAA-2. Los números en negro corresponden a la alternativa más aceptable.	102



Agradecimientos

Está etapa ha sido un parteaguas en mi vida, no solo por el conocimiento académico obtenido, sino también por el crecimiento personal. Lo anterior me lleva a querer plasmar en estas palabras mi agradecimiento a todas las personas e instituciones, que permitieron esta experiencia de vida y en especial a aquellos que fueron parte activa de ella.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT, México), que hizo posible a través de su la beca mis estudios de Doctorado, por ello mi más sincero agradecimiento.

A la Dra. Asunción Baquerizo y al Dr. Miguel A. Losada, por recibirme dentro de su grupo, por el tiempo y la disposición de espacio para realizar este trabajo. En especial a la Dra. Asunción, por su dirección en la investigación y el tiempo que hizo posible la culminación de este trabajo.

A los Dres. Edgar Mendoza Baldwin y Rodolfo Silva Casarín, por la estancia y la beca en el Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México. En especial al Dr. Edgar Mendoza, por compartir conmigo su tiempo, conocimientos y amistad.

A todos mis compañeros del grupo de Dinámica de Flujos Ambientales, de la Universidad de Granada, del IISTA, por el tiempo, las risas, las comidas y todos los buenos momentos compartidos.

A los compañeros del grupo de puertos y costas del Instituto de Ingeniería de la UNAM, que me recibieron con los brazos abiertos y me hicieron sentir rápidamente como parte de ellos.

Este viaje me permitió conocer a grandes personas, que me hicieron crecer de muchas formas, a ellos gracias por su amistad.

A los amigos que me han acompañado durante este recorrido, gracias por seguir compartiendo sus vidas conmigo.

A mi familia por siempre apoyarme en todas las aventuras que he emprendido en mi vida.



Resumen

Se propone una metodología general para la gestión integral de un tramo litoral que tiene en cuenta los procesos físicos que tienen lugar en la costa y el carácter aleatorio de los agentes forzadores, principalmente climáticos.

La metodología parte de una evaluación de la problemática de la zona en estudio que permite enunciar unos objetivos de gestión en un determinado marco temporal y diseñar una serie de alternativas orientadas a cumplir dichos objetivos.

El comportamiento de cada alternativa en relación con los objetivos de gestión y otros beneficios o efectos adversos, se evalúa mediante la metodología propuesta por Baquerizo y Losada (2008) que permite obtener muestras aleatorias de las variables de interés. Entre estas variables se eligen para el análisis una serie de indicadores que miden los beneficios para los diferentes grupos con intereses en la zona y se estima, a partir de la muestra, su función de distribución conjunta.

La toma de decisiones se realiza mediante el método estocástico multicriterio SMAA-2 (Ladehna & Salminen, 2001) que utiliza las funciones de distribución conjunta obtenidas y la que caracteriza las preferencias de los decisores, en lo que puede interpretarse como un proceso de negociación (Raiffa, 1982) entre diferentes decisores en el que el método SMAA-2 se usa para establecer preferencias sobre el conjunto de estrategias, jugando por tanto el papel de mediador.

El modelo se aplica a la zona de Playa Granada, un tramo de costa del delta del río Guadalfeo (Granada). Una zona que, desde la construcción de una presa a escasos km de la desembocadura, sufre problemas severos de erosión que se han tratado de resolver con estrategias no integradas que no han resultado efectivas.

Se proponen para el estudio diferentes alternativas que representan distintas posturas de gestión. Entre ellas se considera como referencia una postura que consiste en no implementar ninguna actuación para evitar la erosión. Se diseñan asimismo tres alternativas que están inspiradas en la actual estrategia de la administración que consiste en regenerar anualmente la playa. La quinta estrategia contempla una actuación inicial que combina la

regeneración de la playa y la construcción de espigones transversales para evitar la pérdida de sedimento, buscando una efectividad a mayor largo plazo con el menor impacto ambiental posible.

Se seleccionan como criterios para el análisis los beneficios que cada una de las estrategias reporta a la economía local, los propietarios de las viviendas cercanas a la playa y el ahorro para la administración en relación con un presupuesto máximo.

Se realiza un análisis tradicional de riesgo, entendido como estudio estadístico de las consecuencias, que pone de manifiesto la conveniencia de utilizar las técnicas estocásticas multicriterio. Finalmente, se realiza un análisis multicriterio que permite hacer un ranking de las estrategias propuestas y proporcionar las preferencias de un decisor típico que apoya cada una de las alternativas como la mejor, haciendo de este modo el proceso de toma de decisiones transparente.

Abstract

The methodology for coastal management proposed in this thesis takes into account the processes that take place in the coastal system and the stochastic nature of the forcing agents. It starts with an assessment of the problems of the study area and the proposal of the management targets to be fulfilled during a certain time interval. A set of alternatives are then designed to meet these objectives.

The performance of each alternative in relation to the management targets and a series of indicators that measure other benefits or adverse effects, is then evaluated using the methodology proposed by Baquerizo & Losada (2008) which allows to obtain random samples of these variables.

With this sample, the joint distribution function of a set of indicators that represent the benefits to the main groups of interest are estimated. Decision-making is then carried out with the stochastic multicriteria method SMAA-2 (Lahdelma and Salminen, 2001) which uses this distribution function and the one that represents the uncertain preferences of the decision makers. The process can be regarded as a negotiation analysis (Raiffa, 1982) between different decisions makers in which the SMAA-2 method plays the role of a mediator. The model provides at the same time the preferences of a typical decision-maker that supports each of the alternatives as the best. This makes the process transparent in the sense that it gives the relative importance assigned to each criterion in the decision making process.

The methodology is applied to Playa Granada in the Guadalfeo River Delta (Granada, Spain), a coastal area with severe erosion problems caused by the construction of a dam in the river basin at a distance of 8 km from the river mouth, where regulatory activities began in 2005 (Ávila, 2007; Losada et al., 2011). In recent years, a series of non-integrated measures have been implemented, which unfortunately have not been effective.

A set of five alternatives, each of which represents a different management position, are proposed. The first position represents the preservationist stance. Another three strategies which involve annual beach nourishment, reflect the current position of the government and

only differ in the amount of sand added and its distribution along the coastline. The last one combines beach nourishment with groin construction and aims for long-term effectiveness with the least possible impact on the environment.

The criteria selected for the analysis were the economic benefits for three interest groups: (i) indirect beneficiaries of tourist activities; (ii) beach homeowners; and (iii) the administration.

In the study, risk analysis, defined as the probabilistic analysis of consequences, was first applied to the performance of management alternatives and revealed the convenience of doing a stochastic multi-criteria analysis.

1.1 Introducción

Las zonas litorales son áreas que poseen un alto valor ambiental. Son espacios únicos esculpidos por la acción de la dinámica marina en cambio permanente y constituyen importantes habitats para especies animales y vegetales. Su valor reside también en su capacidad de mitigar las consecuencias de la ocurrencia de eventos naturales de carácter extremo como los huracanes y los tsunamis.

En los últimos dos siglos, el desarrollo industrial y el crecimiento del turismo de sol y playa ha llevado a una ocupación irracional de la costa que se ha justificado exclusivamente por razones económicas (Butler, 1980; Stynes, 1997). En España, en concreto, aproximadamente el 80% de la costa está actualmente ocupada por actividades humanas. De hecho, el sector de la construcción, que es especialmente poderoso en las zonas costeras, ha llegado a representar aproximadamente el 11% del PIB¹ y ha sido considerado junto con el turismo como uno de los principales motores del crecimiento económico.

Sin embargo, como destaca Stynes (1997), el turismo también conlleva costes ambientales y económicos tales como el coste de las infraestructuras adicionales para abastecimiento de agua, transporte por carretera etc. Además, como han evidenciado los desastres naturales ocurridos en la última década, la concentración de la población y de las actividades económicas a lo largo del litoral aumenta considerablemente el riesgo de pérdidas económicas y de vidas humanas. Por otra parte conduce a un uso no sostenible de sus recursos que es una fuente potencial de conflictos sociales (Santiago, 2006; Forst, 2009).

Ante esta situación, los grupos ecologistas suelen reclamar la conservación de las zonas aún vírgenes y la restauración de los espacios dañados a su estado natural. Sus mayores

¹ <http://www.ine.es/daco/daco42/cre00/dacocre.htm>

opponentes son los líderes de los sectores industriales y los comerciantes que defienden que las actividades que desarrollan son esenciales para las economías locales y de las regiones en las que se encuentran. Entre estos dos extremos existe un amplio abanico de posiciones intermedias que pueden beneficiar o perjudicar a los diferentes grupos de interés en diversos grados. Estos problemas necesitan por tanto ser abordados desde una perspectiva integral que combine el conocimiento científico-técnico multidisciplinar (Nobre, 2011) de áreas como la planificación territorial, la ingeniería de costas, la ecología, las ciencias sociales y económicas y las de gestión en un proceso dinámico tal y como lo entienden Cicin-Sain & Knetch (1998).

Por otra parte, en el contexto del manejo costero, los tomadores de decisión están normalmente obligados a proponer estrategias de gestión y a evaluar su desempeño a diferentes escalas espaciales y temporales en términos de distintos criterios económicos, sociales y ambientales (Santiago 2006). El uso de fondos públicos y el carácter comunal de la costa requiere que la toma de decisiones se haga no sólo de manera rigurosa desde el punto de vista científico-técnico sino también que la toma de decisiones sea lo más transparente posible. La naturaleza estocástica del clima y de los agentes socio-económicos hace el proceso de decisión aún más complejo puesto que es preciso necesario evaluar la incertidumbre que estos agentes introducen en el sistema costero (Baquerizo & Losada, 2008).

Forst (2009) hace un resumen de la evolución de la Gestión Integral de las Zonas Costeras (ICZM por sus siglas en inglés) dependiendo de los avances científicos, la necesidad de resolver los conflictos entre los distintos usuarios y la creciente conciencia social de la importancia del desarrollo sostenible.

Westmacott (2001) analiza las necesidades y restricciones de la toma de decisiones teniendo en cuenta diferentes objetivos y describe las componentes de un sistema de apoyo a la toma de decisiones. Nobre (2011) hace una revisión de las iniciativas internacionales en materia de gestión de la costa así como de los instrumentos y de las áreas de investigación que pueden contribuir.

La mayor parte del trabajo realizado en este área y en general en el manejo de recursos naturales destaca la necesidad de tener en cuenta de manera clara y transparente todos los grupos de interés y las preferencias de los tomadores de decisión durante el proceso de decisión (Hobbs et al., 1992; Olson et al., 1998; Buchy & Hoverman, 2000; Tompkins et al., 2008). Algunos autores también indican la conveniencia de tener en cuenta los diversos niveles de incertidumbre en los modelos científicos y socio-económicos (Tervonen & Figueira, 2008).

Existen varias maneras de abordar la resolución de conflictos en los que deben tenerse en cuenta múltiples criterios. La selección de un método multicriterio de ayuda a la toma de decisiones (MCDA en sus siglas en inglés, Multiple Criteria Decision-Aiding) cuando la decisión ha de tomarse en nombre de una comunidad, como es el caso de los gestores públicos, depende de varios factores (véase Mendoza & Martins, 2006) para una revisión crítica del uso de métodos MCDA para la gestión de recursos naturales). Lahdelma et al.(2000) hacen una discusión sobre cómo utilizar métodos MCDA en planificación ambiental y dan ejemplos de la vida real que incluyen entre otros la gestión de residuos sólidos, localización de plantas de

tratamiento de residuos y la gestión ambiental de puertos. Bakus et al. (1982) también analizan desde un punto de vista teórico y práctico la toma de decisiones en estudios ambientales y dan una serie de criterios para el análisis de cuestiones como la calidad del aire y del agua, la contaminación ambiental y la protección de la biota.

En la literatura se encuentran diversas aplicaciones de los métodos MCDA a la gestión y la planificación ambiental. Entre ellos cabe destacar trabajos relacionados con la planificación energética sostenible (Pohekar & Ramachandran; 2004, Tsoutsos et al., 2009; San Cristobal, 2011), la gestión de áreas forestales (Kangas & Kangas, 2005; Ananda & Gamini, 2009), la gestión de cultivos agrícolas (Hayashi, 2000), y de recursos naturales (Smith & Theberge, 1987).

El uso de los métodos de decisión multicriterio también se está haciendo popular para la gestión de la costa. Fabbri (1998) propone usar un método MCDA que combina diversas herramientas de información para facilitar la toma de decisiones. Horstman et al. (2009) utilizan un método que integra un análisis coste-beneficio con otros impactos no cuantificables e introducen la incertidumbre intrínseca mediante la consideración de diversos escenarios de cambio climático. Ryu et al. (2011) usan un proceso analítico jerárquico para comparar las preferencias de expertos en dos programas de gestión costera de gran escala.

En la planificación y gestión de un tramo de costa el contexto de decisión es normalmente uno en el que el conjunto de alternativas es finito y los diversos criterios que representan los puntos de vista de los grupos específicos de interés dependen de la ocurrencia aleatoria de eventos. Es habitual también que, por motivos varios, no se conozcan las preferencias de las personas encargadas de tomar las decisiones (véase Lahdelma et al., 2000). En estas circunstancias, los modelos estocásticos de análisis multicriterio (SMAA por sus siglas en inglés) pueden hacer más fácil la toma de decisiones. Tervonen & Figueira (2008) hacen una revisión de los modelos SMAA existentes y definen el marco para la elección de la variante más apropiada.

De estos métodos, el conocido como SMAA-2 (Lahdelma & Salminen, 2001) es capaz de manejar situaciones en las que los valores de los criterios y/o las preferencias de los tomadores de decisión se desconocen y cuya incertidumbre está caracterizada por través de las distribuciones conjuntas de los correspondientes vectores aleatorios. Este modelo combina las preferencias y los criterios mediante una función de utilidad y permite hacer un ranking de alternativas proporcionando además otras medidas descriptivas de las preferencias de los tomadores de decisión.

En este trabajo se propone una metodología general para la gestión integral de un tramo de costa que tiene en cuenta los procesos físicos y el carácter aleatorio de los agentes forzadores. La metodología puede interpretarse como un proceso de negociación (Raiffa, 1982) entre diferentes tomadores de decisión en el que el método SMAA-2 (Lahdelma & Salminen, 2001) se usa para establecer preferencias sobre un conjunto predefinido de estrategias de gestión, jugando por tanto el papel de mediador. El desempeño de cada estrategia se analiza con un procedimiento basado en el modelo conceptual de Santiago

(2006). Se sigue la metodología propuesta por Baquerizo & Losada (2008) para evaluar la incertidumbre intrínseca en la predicción de los cambios que tienen lugar en la morfología y, por tanto, para evaluar el grado de cumplimiento de los objetivos de gestión. Los beneficios que se obtienen de adoptar una determinada estrategia se caracterizan a través de su función de distribución conjunta.

El modelo se aplica a Playa Granada, un tramo de costa situado en el delta del río Guadalfeo (Granada). Esta zona, debido a la construcción de una presa a una distancia aproximada de 8 km de la desembocadura del río, está sufriendo severos problemas de erosión desde que comenzaron las actividades de regulación en 2005 (Avila, 2007; Losada et al., 2011). En los últimos años se han puesto en marcha una serie de medidas aisladas con el objetivo de resolver el problema que han resultado inefectivas.

En este trabajo se proponen diferentes estrategias que representan distintas posturas de gestión. La primera, denominada A_0 , representa la posición conservacionista. Las estrategias A_1 , A_2 y A_3 , consisten en la regeneración anual de la playa con distintas volúmenes de arena vertida distribuidos de manera diferente a lo largo de la costa, y reflejan la postura actual de la administración. Finalmente, se considera una estrategia A_4 que contempla una única actuación que combina la regeneración de la playa con la construcción de espigones transversales buscando una efectividad a mayor largo plazo con el menor impacto ambiental posible.

Se analiza el desempeño de cada una de las alternativas atendiendo a los beneficios que reporta a la economía local, la revalorización de las viviendas cercanas a la playa y el ahorro para la administración en relación con un presupuesto máximo. Se realiza un análisis tradicional de riesgo entendido como estudio estadístico de las consecuencias, que pone de manifiesto la conveniencia de utilizar las técnicas estocásticas multicriterio. Finalmente, se realiza un análisis multicriterio que permite hacer un ranking de las estrategias propuestas y proporcionar las preferencias de un tomador de decisión típico que apoya cada una de las alternativas, haciendo de este modo el proceso de toma de decisiones transparente.

1.1.1. Organización el documento

Este documento se organiza de la siguiente manera. En el Capítulo 2 se hace una revisión del estado del arte sobre Gestión Integral de Zonas Costeras, se analiza su evolución y se presentan las tendencias actuales. En el Capítulo 3 se introducen los conceptos básicos necesarios para la gestión integrada del litoral. El Capítulo 4 desarrolla la metodología de gestión y toma de decisiones propuesta. En el Capítulo 5 se ilustra la metodología mediante su aplicación para la gestión del tramo de costa de Playa Granada elegido para el estudio. Se incluye también en este capítulo el análisis de riesgo de cada una de las alternativas consideradas. En el Capítulo 6 se analizan los resultados del trabajo realizado. En el capítulo 7

¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.

se presenta una discusión de la metodología y, finalmente, en el Capítulo 8 se dan las conclusiones derivadas de este trabajo de investigación.

1.2 Introduction

Littoral zones are areas that possess a high environmental value. They are unique landscapes in continuous change because of the sculpting action of marine dynamics, and provide a habitat for important plant and animal species. They are also valuable because they are capable of mitigating the consequences of hazardous natural events, such as tsunamis and hurricanes.

However, in the last two centuries, industrial development and the growth of “sun and beach” tourism have led to an irrational occupation of the coast that has often been justified for economic reasons (Butler, 1980; Stynes, 1997). In Spain, about 80% of coastal areas are currently occupied by human activities. In fact, in the last 15 years, coastal occupation has reached its peak². At one point, the building sector, which is an especially powerful force in coastal zones, even came to represent approximately 11% of the GDP³ and was regarded as one of the primary motors of Spanish economic growth.

However, according to Stynes (1997), such tourism also brings high environmental and economic costs (e.g., costs in additional infrastructures). Furthermore, the natural disasters of the last decade have made it evident that the concentration of economic activities and the soaring population along beachfront areas increase the risk to human lives and to goods and services. It also leads to a non-sustainable use of the resources and is therefore a potential source of social conflicts (Santiago, 2006; Forst, 2009).

Faced with this situation, environmental interest groups currently demand the preservation and recovery of nature areas and the restoration of damaged ones. Their most vocal opponents are leaders from the industrial sector as well as commercial developers who claim that tourism brings substantial economic benefits to the region. Between these two extremes, there are a wide range of intermediate positions that benefit and/or prejudice certain interest groups to varying degrees. These problems thus need to be addressed from an integrated perspective that combines scientific and technical approaches from different research areas (Nobre, 2011) such as spatial planning, coastal engineering, ecology, socio-economics, and management sciences in a dynamic process, as defined by Cicin-Sain & Knetch (1998).

Within the context of coastal management, decision makers are usually obliged to propose strategies and analyze their performance on different time scales and in terms of economic, social, and environmental criteria (Santiago, 2006). The use of public funds and communal goods not only requires that decision making (DM) be informed, but also that the

² Losada, M.A. y RTVE, Las Riberas del Mar Océano; <http://www.rtve.es/alacarta/videos/las-riberas-del-mar-oceano/>

³ <http://www.ine.es/daco/daco42/cre00/dacocre.htm>

process be as transparent as possible. The stochastic nature of climate and economic agents makes the DM process even more complex since it is necessary to assess the inherent uncertainty that these agents bring to the coastal system (Baquerizo & Losada, 2008).

Forst (2009) summarizes the evolution of Integrated Coastal Zone Management (ICZM), depending on scientific progress, the need to solve conflicts between users, and an increasing social awareness of the importance of sustainable development. Westmacott (2001) analyzes the needs and constraints of a multi-objective decision-making environment and describes the components of a decision support system. Nobre (2011) gives an overview of international initiatives in coastal management as well as the instruments and research areas that can contribute to it. Most of the recent work in this area as well as in the general management of natural resources highlights the need to clearly and transparently consider the importance of interest group concerns and decision makers preferences during decision-making processes (Hobbs et al., 1992; Olson et al., 1998; Buchy & Hoverman, 2000; Tompkins et al., 2008). Research in this field also underlines the necessity of taking into account the various levels of uncertainty in scientific and socio-economic models (Tervonen & Figueira, 2008).

There are different approaches to solving conflicts in which several criteria have to be accounted for. The selection of an appropriate Multiple Criteria Decision-Aiding (MCDA) method when the decision has to be made on behalf of a community, as happens with public servant managers, depends on various factors (see Mendoza & Martins (2006) for a critical review of MCDA in natural resource management). Lahdelma et al. (2000) discuss how to successfully use MCDA methods in environmental planning and give examples of real life applications that include, among others, solid waste management systems, waste treatment plant location, environmental harbor assessment and landfill repair. Bakus et al. (1982) also discuss the theory and practice of DM in environmental studies and gave the most commonly used criteria for the analysis of issues such as air and water quality, noise pollution, and the protection of biota.

In the literature there are numerous applications of MCDA methods to environmental and planning management. Relevant examples include sustainable energy planning (Pohekar & Ramachandran, 2004; Tsoutsos et al., 2009; San Cristobal, 2011), forest management and planning (see Kangas & Kangas, (2005); Ananda & Gamini, (2009)), agricultural management (see Hayashi (2000)), and natural resources (see Smith & Theberge, 1987).

The use of MCDA methods is also becoming popular in coastal management. Fabbri (1998) proposes an MCDA that combines various information tools to facilitate decision making. Horstman et al. (2009) use an MCDA method that integrates cost-benefit analysis with other non-commensurable impacts. They account for intrinsic uncertainty by considering different climate change scenarios. Ryu et al. (2011) use an Analytic Hierarchy Process to compare expert preferences across two large-scale coastal management programs.

For the planning and management of a stretch of the coast, the decision context is usually one where the set of alternatives is finite and the multiple criteria representing the

viewpoint of specific interest groups depend on random events. It is also common that decision makers' preferences are not precisely known for various reasons (see Lahdelma et al. (2000)). Under these circumstances, Stochastic Multicriteria Acceptability Analysis (SMAA) methods can help to facilitate the decision-making process. Tervonen and Rui-Figueira (2008) give a survey of SMAA methods and define a framework that can be used to choose the best SMAA variant. Of these methods, the SMAA-2 (Lahdelma & Salminen, 2001) is capable of dealing with situations in which criteria values and/or the preferences of decision makers are unknown and in which their uncertainty is represented by means of random vectors. It adds criteria and preferences by means of a linear utility function and permits the ranking of alternatives and at the same time provides other descriptive measures of the preferences of decision makers.

Our research describes the integral management of a coastal stretch, and takes into account the stochastic character of the forcing agents and the physical processes. The methodology can be regarded as a negotiation analysis (Raiffa, 1982) between different decision makers in which the SMAA-2 method (Lahdelma & Salminen, 2001) is used to establish preferences in a set of predefined management strategies. It thus plays the role of a mediator. The performance of each strategy was analyzed with a procedure based on the conceptual model devised by Santiago (2006). This procedure followed Baquerizo & Losada (2008) to assess the intrinsic uncertainty in the prediction of the morphological changes of the coastal zone and, therefore, to evaluate the fulfillment of management goals. The benefits stemming from the different criteria of each strategy were characterized by means of their joint distribution functions. Such benefits include the net economic benefit for the local population, the revalorization of beach homes, and savings accrued by the administration in construction and management costs in relation to a predefined budget.

This model was applied to Playa Granada in the Guadalfeo River Delta (Granada, Spain), a coastal area with severe erosion problems caused by the construction of a dam in the river basin at a distance of 8 km from the river mouth, where regulatory activities began in 2005 (Ávila, 2007; Losada et al., 2011). In recent years, a series of non-integrated measures have been implemented, which unfortunately have not been effective.

This study proposes a set of alternatives, each of which represents a different management position. The first position (A_0) represents the preservationist stance. Strategies A_1 , A_2 and A_3 , which involve annual beach nourishment, reflect the current position of the government and only differ in the amount of sand added and its distribution along the coastline. Strategy A_4 combines beach nourishment with groin construction and aims for long-term effectiveness with the least possible impact on the environment.

In this study, risk analysis, defined as the probabilistic analysis of consequences, was first applied to the performance of management alternatives. This reflected the need to use stochastic multi-criteria analysis.

1.2.1. Thesis Layout

The thesis is organized as follows:

In Chapter 2, held a review of the State of the art of the ICZM, their background, evolution, performances in Spain and trends observed in recent years.

In Chapter 3, introduces the importance and uniqueness of the coastal areas, with a view to outlining the coastal issues and planning and management tools.

In Chapter 4, outlines the research methodology proposed.

In Chapter 5, describes a case study in which this method was applied to Playa Granada. It includes a description of the study zone and the management problem. It also defines strategies, and the procedure followed to evaluate their performance.

In Chapter 6, analyzes the results obtained from the risk analysis and the application of the SMAA.

In Chapter 7, discusses the general methodology and its application to the case study.

Finally Chapter 8, presents the conclusions derived from this research.

Capítulo 2

Gestión Integrada de la Zona Costera

2.1 Introducción

Los grandes desarrollos urbanos sobre la costa comenzaron con el uso y aprovechamiento masivo del litoral, que trajeron consigo los cambios en la dinámica y alteraciones que han puesto de manifiesto la gran fragilidad de estas zonas. A pesar de estas evidencias, no es viable reducir de forma significativa los desarrollos costeros y las actividades humanas sobre la franja litoral, ya que en la actualidad representan una importante base de la economía y del bienestar social. De hecho, cerca de 3.2 billones de personas, es decir la mitad de la población del mundo, viven en la costas o a menos de 200 km de ella, cifra que se estima que alcanzará para el año 2025, los 6.3 billones, es decir, el 75% de la población mundial⁴.

Por lo anterior existe la necesidad de controlar las actividades que se desarrollan en la franja litoral, de forma tal, que se minimicen sus efectos negativos en el ambiente y se asegure el mantenimiento de los ecosistemas costeros y sus interconexiones. En este sentido, desde hace varias décadas se busca, a nivel mundial, desarrollar la gestión integrada de las zonas costeras (GIZC), es decir, la planificación cuidadosa de la protección del litoral, de las necesidades de desarrollo y de los medios de subsistencia de la población.

En este capítulo se hace un resumen del origen y evolución de la GIZC, así como del estado del conocimiento a nivel internacional y en particular para España.

⁴ UNESCO, Medio ambiente y desarrollo en regiones costeras e islas pequeñas.

2.2 Evolución histórica de la gestión costera

La gestión de las costas durante los últimos 30 años ha ido evolucionando de pocos usos y un manejo enfocado a la parte terrestre, hacia usos múltiples y abarcando áreas no sólo terrestres sino también sus zonas marinas aledañas. Esta evolución parte de los esfuerzos por manejar la costa desde un punto de vista holístico que se iniciaron cuando algunos países desarrollados, comenzaron a observar la degradación de sus ambientes costeros como resultado del uso o explotación que en ellos se desarrollaba.

En la actualidad la Gestión Integrada de las Zonas Costeras (GIZC), se considera parte de las políticas de protección ambiental y desarrollo sustentable de la mayoría de los países. Esto fue posible debido a un proceso de cabildeo a nivel internacional, que comenzó con la promulgación de la Ley del mar y continua hasta la fecha.

En España, la visión actual de la costa y de las riberas de los ríos como espacios comunes es una clara herencia de Alfonso X el Sabio que ya en el siglo XIII enuncia en el Código de las Siete Partidas los principios sobre los que se ha fundamentado la legislación que afecta a las zonas costeras. En concreto, en el Título 28 de la Partida Tercera, dice: “Las cosas que comunalmente pertenecen a todas las criaturas que viven en este mundo son estas: el aire y las aguas de la lluvia y el mar y su ribera, pues cualquier criatura que viva puede usar de cada una de estas cosas según le fuere menester, y por ello todo hombre se puede aprovechar del mar y de su ribera, pescando y navegando y haciendo allí todas las cosas que entendiere que a su provecho serán.”

2.2.1. Ley del Mar

Hacia 1633 Hugo Grotius declaró que los mares fueran considerados territorio internacional, de tal manera que, pudieran ser navegados y usados libremente por todas las naciones. Esta declaración fue conocida como el principio de **Mares Libres**⁵. La justificación de este argumento era conseguir romper los diferentes tratados monopólicos que determinaban el uso de los mares establecidos por el poder naval de las diferentes naciones en esa época.

En 1703 el holandés van Bynkershoek, propuso la consideración de una franja de océano contigua de acceso exclusivo al Estado ribereño -reconoce la libertad de paso inocente de terceros-, integrante del territorio de dicho Estado y sobre el cual ostenta poder soberano, usando el término **Mar Territorial**⁶; dicha área debería permitir la defensa de los intereses de su nación desde tierra. Sin embargo fue el italiano Galiani quien propuso que la

⁵ Tratado Mare Liberum.

⁶ Tratado De Dominio Maris Dissertate

longitud fuera de 3 millas, distancia que alcanzaban las balas de un cañón de la época. De esta forma el Estado podía protegerse desde tierra con su artillería.

Los conceptos de Mar Libre y Mar Territorial sobrevivieron hasta principios del siglo XX, cuando algunas naciones descubrieron los potenciales recursos minerales a explotar en el piso oceánico, así como los recursos pesqueros más allá de su jurisdicción, hecho que ocasionó el inicio de las disputas sobre el control de los mares libres.

Las Conferencias sobre el Mar comenzaron en 1973 y terminaron nueve años más tarde con la adopción de la constitución sobre los mares en 1982, la **Ley del Mar**, donde representantes de 160 naciones discutieron, cabildearon, se aliaron y acordaron derechos y obligaciones nacionales e internacionales. Pero hasta 1998 no llegó a un acuerdo acerca de todas sus partes por los países firmantes⁷.

Las provisiones resultantes de la Ley del Mar son:

1. Límites
2. Navegación
3. Zona Económica Exclusiva
4. Plataforma Continental
5. Minería de Aguas Profundas
6. Régimen de Explotación
7. Prospección Tecnológica
8. Participación Universal en la Convención
9. Inversiones Pioneras
10. Protección del Medio Marino
11. Investigación Científica Marina
12. Resolución de Disputas

De esta manera la Ley del Mar fue el instrumento que planteó las bases para la protección del medio marino.

2.2.2. De Estocolmo a Johannesburgo

La protección del medio marino en particular de la franja litoral, no se debe solamente a los hechos sucedidos durante el período en que se realizó la Ley del Mar, sino también a los acontecimientos sucedidos entre la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente Humano en 1972 y la Declaración de Johannesburgo sobre el Desarrollo Sostenible en 2002.

⁷ United Nations Convention on the Law of the Sea.

Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente Humano

La Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente Humano se realizó en Estocolmo, Suecia en 1972 y llevó a la creación del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), el principal programa de este organismo a cargo de los asuntos del medio ambiente.

Con ella aumentó la conciencia política sobre la naturaleza global de muchas amenazas al medio ambiente y fue el inicio fundacional del Derecho Medioambiental. El documento resultante de esta conferencia fue la *Declaración de Estocolmo*, compuesta de una serie de principios que abogan por el derecho al desarrollo sustentable y la protección del medio ambiente.

Principios Fundamentales

- **De Igualdad:** En materia ambiental todos los Estados son iguales en deberes y derechos.
- **Del derecho al desarrollo sostenible:** entendiéndose éste como el *“proceso mediante el cual se satisfacen las necesidades de la actual generación, sin poner en riesgo la satisfacción de necesidades de las generaciones futuras”*.
- **De soberanía estatal sobre los recursos naturales propios:** Establece que *“los Estados tienen el derecho soberano de explotar sus propios recursos en aplicación de su propia política ambiental. Asegurar que las actividades que se lleven a cabo dentro de su jurisdicción o bajo su control no perjudiquen al medio de otros Estados o de zonas situadas fuera de toda jurisdicción nacional”*.
- **De no interferencia:** Impli
-
- ca la obligación de los Estados de asegurar que las actividades que se lleven a cabo dentro de su jurisdicción o bajo su control no perjudiquen al medio de otros Estados o de zonas situadas fuera de toda jurisdicción nacional.
- **De responsabilidades compartidas:** Obliga a los Estados a asumir su responsabilidad internacional cuando con sus actos dañen la ecología de otro Estado.
- **De Cooperación Internacional:** Este principio debe guiar a los Estados en todas las actividades relacionadas al medio ambiente, teniendo en cuenta los intereses correspondientes de los demás Estados.

Informe Bruntland “Nuestro Futuro Común”

En Octubre de 1984 se reunió por primera vez la Comisión Mundial sobre Medio Ambiente y Desarrollo (*World Commission on Environment and Development*) atendiendo un llamado urgente formulado por la Asamblea General de las Naciones Unidas en el sentido de establecer una agenda global para el cambio.

La Comisión partió de la convicción de que es posible construir un futuro más próspero, más justo y más seguro para la humanidad. Con ese enfoque optimista publicó en abril de 1987 su informe denominado *Nuestro Futuro Común*, también conocido como el *Informe Brundtland*, alrededor del concepto de desarrollo sostenible.

El informe plantea la posibilidad de obtener un crecimiento económico basado en políticas de sostenibilidad y expansión de la base de recursos ambientales. Su esperanza de un futuro mejor, es sin embargo, condicional. Depende de acciones políticas decididas que permitan el adecuado manejo de los recursos ambientales para garantizar el progreso humano sostenible y la supervivencia del hombre en el planeta.

Los objetivos impuestos a la Comisión fueron:

1. Examinar los temas críticos de desarrollo y medio ambiente, así como formular propuestas realistas al respecto.
2. Proponer nuevas formas de cooperación internacional capaces de influir en la formulación de las políticas sobre temas de desarrollo y medio ambiente con el fin de obtener los cambios requeridos.
3. Promover los niveles de comprensión y compromiso de individuos, organizaciones, empresas, institutos y gobiernos.

Este reporte ayudó a impulsar en una mayor proporción, acciones con alcances internacionales. De ella se desprendieron tres grupos de trabajo, en el Grupo 2 y se se debatieron entre otros aspectos la protección de los océanos, mares y zonas costeras.

Cumbre para la Tierra

La Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo (CNUMAD), también llamada *Cumbre para la Tierra*, desarrollada en Río de Janeiro del en 1992, llevó a la creación de la Comisión sobre el Desarrollo Sostenible y a la aprobación de importantes acuerdos relativos con el desarrollo sostenible. En la CNUMAD se reconoció internacionalmente el hecho de que la protección del medio ambiente y la administración de los recursos naturales deben integrarse en las cuestiones socio-económicas de pobreza y subdesarrollo. Esta idea ha sido recogida en la definición del término *desarrollo sostenible*, propuesto en el informe *Nuestro Futuro Común*.

Dentro de la Cumbre para la Tierra, el acuerdo más importante respecto a la franja litoral, fue sin duda el Programa 21, en el que se planteó por vez primera la protección de los

océanos, todo tipo de mares, incluyendo cerrados y semi-cerrados, áreas costeras y la protección, uso racional y desarrollo de sus recurso vivos.

También por primera vez se planteó que el medio marino, los océanos, todos los mares y las zonas costeras adyacentes, constituyen un todo integrado que es un componente esencial del sistema mundial de sustentación de la vida y un valioso recurso que ofrece posibilidades para un desarrollo sostenible. Buscando así no solo el ordenamiento de la zona, si no que este se hiciera de forma integral.

La Cumbre para la Tierra marcó un hito al centrar la atención mundial en la idea, nueva en aquella época, de que los problemas medio ambientales del planeta estaban íntimamente relacionados con las condiciones económicas y los problemas de la justicia social.

Cumbre Mundial sobre el Desarrollo Sostenible

La *Declaración de Johannesburgo sobre el Desarrollo Sostenible* se realizó en el marco de la Cumbre Mundial sobre el Desarrollo Sostenible en Johannesburgo (Sudáfrica) del 2 al 4 de septiembre de 2002, en la cual se reafirmó el compromiso mundial en pro del desarrollo sostenible.

En la Declaración, los firmantes asumieron la responsabilidad colectiva de promover y fortalecer, en los planos local, nacional, regional y mundial, el desarrollo económico, desarrollo social y la protección ambiental, pilares interdependientes y sinérgicos del desarrollo sostenible.

Todos los esfuerzos de las conferencias y convenciones aquí mencionados, introdujeron al más alto nivel político el concepto y la practica de la Gestión Integrada de la Zona Costera, como un enfoque para el desarrollo sustentable de las costas.

Principios de aplicación directa a la costa

Cicin-Sain & Knetch (1998) realizaron una revisión de los documentos relacionados con la gestión costera y mencionaron once principios de aplicación directa a las costas agrupados en tres categorías:

Principios relacionados con la naturaleza pública de los océanos

- Los recursos costeros y marinos generalmente y de manera histórica han sido considerados como del bien público, no sujetos a propiedad privada. Por tanto, se deben proteger los intereses de la comunidad y la equidad intergeneracional.

Principios relacionados con la naturaleza biofísica de la zona costera

- Las estructuras geomorfológicas que se forman en el litoral (dunas de arena, manglares, arrecifes) juegan un papel clave previniendo la erosión y el incremento en el nivel del agua, contribuyendo a la sustentabilidad en el largo plazo por lo que deben mantenerse.

- Se debe mantener las marismas, humedales y otros hábitats costeros en su condición natural ya que prestan servicios ambientales importantes e insustituibles para el ser humano.

- Se debe poner énfasis en “diseñar en armonía con la naturaleza”; por ejemplo, usando vegetación para detener la erosión en lugar de estructuras de ingeniería.

- Los proyectos de desarrollo costero deben reducir al mínimo las alteraciones a las corrientes de deriva que acarrearán sedimentos a lo largo de las costas.

- Se debe brindar protección especial a los ecosistemas frágiles y raros, así como a las especies amenazadas o vulnerables para asegurar que no se pierda o disminuya la biodiversidad costera.

Principios relacionados con el uso de los recursos y los espacios costeros y marinos

- La protección de los recursos vivos y su hábitat debe tener prioridad sobre la explotación de recursos no vivos, usos no excluyentes deben ser favorecidos sobre usos excluyentes y usos que pueden ser revertidos deben preferirse sobre los irreversibles.

- Los conflictos potenciales deben identificarse tempranamente y buscarse soluciones para ellos.

- En la zona costera se debe dar preferencia a los desarrollos que requieren la presencia del agua sobre los que no la requieren; por ejemplo, un puerto sobre un edificio de oficinas.

- Los reclamos históricos de grupos indígenas sobre los recursos marinos y las zonas costeras deben ser atendidos y deben respetarse las formas de uso tradicional. Con base en estudios recientes de cambio climático, la GIZC debe abordar, dentro de sus esquemas de trabajo, los efectos adversos sobre la costa como es la erosión creciente, el incremento en el nivel del mar, las inundaciones y la intrusión salina.

- Cuando se considera el retroceso respecto a la línea de costa (de la actividad humana o asentamientos) como opción para lidiar con el incremento del nivel del mar, se deben hacer esfuerzos para crear nuevos hábitats para los recursos y la vida costera, por ejemplo humedales.

2.3 Situación actual de la GIZC

En la actualidad las diferentes convenciones, programas y planes, tanto nacionales como internacionales, promueven la GIZC (Gestión, Manejo o Planteamiento) en base al uso y aprovechamiento de la franja litoral como una herramienta fundamental para alcanzar la sustentabilidad en los litorales alrededor del mundo.

2.3.1. Definición de la GIZC

Diferentes investigadores enfocados en este tipo de trabajo (Kay y Alder, 2005; Cicin-Sain y Knetch, 1998), han concluido que la GIZC se puede definir como:

“Proceso holístico, continuo, dinámico y participativo, que reconoce el carácter único de la zona costera como un recurso natural e insustituible, que en la practica permite tomar decisiones para el uso, desarrollo y protección de los recursos litorales, asegurando que las propuestas sectoriales y decisiones gubernamentales sean consistentes y armónicos con las políticas nacionales, con el fin último de aumentar la calidad de vida actual y preservar para las generaciones futuras este medio ambiente en el mejor estado posible”

Cicin-Sain & Knetch (1998), Kay & Alder (2005), Vallega (1999), Verneberg (2001) y Barragán (2005), señalan la conveniencia de incluir en el medio marino los tradicionales limites geográficos terrestres y de asumir el modelo de gestión ecosistémico. Pero sobre todo, enfatizan aspectos ligados a la participación pública, la necesidad de profundizar en los mecanismos de coordinación, cooperación y negociación, y de que los gestores incorporen a sus habilidades sociales técnicas para la búsqueda de consenso.

Así la gestión costera reconoce, implícita y explícitamente, la necesidad de identificarse como una disciplina social que necesita conocimientos técnicos de los procesos físico-naturales, y no al contrario (Barragán, 2003).

El proceso así diseñado permite superar la fragmentación inherente que existe tanto en el manejo sectorial de recursos (p.e. la pesca, la extracción de hidrocarburos y el turismo, donde en cada rubro de actividad instrumenta decisiones sin considerar las otras actividades) y los vacíos jurisdiccionales entre los distintos niveles de gobierno y en la interfase tierra-agua que constituyen las costas (Salles & Silva, 2004).

A través de la GIZC se busca asegurar que las decisiones que se toman en cada uno de los sectores para la zona costera (pesca, producción de energéticos, transporte, turismo,

calidad de agua, conservación, etc.) al igual que en todos los niveles de gobierno (central, autonómico y local), actúen de manera armónica entre sí y sean consistentes con las políticas costeras de la nación. En este sentido una parte fundamental del GIZC es el diseño de los procesos institucionales que se deben realizar para lograr esta armonización de una manera aceptable desde el punto de vista político (Moreno-Cassasola y Rojas, 2006).

2.3.2. Marco de la GIZC

La integración de los diferentes sectores, ambientes, usos y usuarios, que se llevan a cabo en la zona costera son la base para que este tipo de trabajo funcione correctamente.

Cicin-Sain & Knetch (1998) reconocen cinco tipos de integración:

- Integración intersectorial. Involucra la interacción horizontal entre distintos sectores costeros y marinos (i.e. desarrollo energético, pesquerías, turismo costero, protección de tortugas y mamíferos marinos, etc.) con los sectores basados en tierra firme que afectan al ambiente costero y oceánico como la agricultura, la explotación forestal y la minería. También se refiere a los conflictos entre agencias gubernamentales de diferentes sectores. Éste es un nivel que involucra fundamentalmente a las distintas secretarías central, autonómicas y locales.
- Interacción intergubernamental. La integración entre diferentes niveles de gobierno, ya que cada nivel juega un papel distinto, se enfoca a necesidades públicas diferentes y tiene perspectivas distintas. Esto dificulta la armonización de políticas y la instrumentación en los diferentes niveles: el central, el autonómico y el local.
- Integración espacial. La integración del lado terrestre y el marino de la costa, tanto de las actividades como de los propios actores.
- Integración del conocimiento científico al manejo. La integración de las diversas disciplinas importantes en el manejo costero (ciencias naturales, ciencias sociales e ingenierías) con las entidades que llevan a cabo el manejo. La ciencia brinda información importante para el manejo aunque en general hay poca comunicación entre científicos y técnicos con manejadores y tomadores de decisiones.
- Integración internacional. La integración entre naciones se necesita cuando diversas naciones son limítrofes a un mar cerrado o semi-cerrado o cuando hay disputas por actividades pesqueras; paso de barcos, etc.

A través de este enfoque se busca manejar un área en particular, con todos los hábitats que pueda contener, sus recursos, sus actividades e interacciones. Todas las actividades y recursos que tienen lugar en la zona costera, normalmente son administradas por agencias muy especializadas. Un enfoque de GIZC no suplanta este manejo sectorial, pero sí busca armonizar las diferentes políticas y programas, y coordinar a los diferentes actores y agencias involucradas.

Kay y Alder (2005) mencionan que para realizar un plan de gestión sobre una zona costera debe tomar en cuenta los siguientes puntos:

1. Identificación del problema
2. Definición de metas y objetivos
3. Elaboración de estrategias y/o alternativas
4. Estimación de impactos
5. Diseño de un plan
6. Implementación
7. Evaluación

Moreno-Cassasola y Rojas (2006) mencionan que los objetivos de la GIZC deben:

- Lograr el desarrollo sustentable de las áreas costeras y marinas elevando la calidad de vida de sus habitantes. Reducir los peligros y riesgos naturales a que están sujetas tanto las áreas costeras como sus habitantes.
- Mantener los procesos ecológicos esenciales, los sistemas que mantienen la vida en la tierra, el funcionamiento de los ecosistemas y la diversidad biológica de las áreas costeras y marinas.
- Resolver y disminuir los conflictos que se generan por el uso del espacio y de los recursos en la franja costera.
- Armonizar las oportunidades de desarrollo con la conservación de los ecosistemas costeros.

2.3.3. Sustentabilidad

La sustentabilidad como parte del desarrollo y la gestión costera, se logra en la intersección de las esferas ecológica, económica y social (Figura 1), que representan los tres componentes del desarrollo sustentable (Campbell y Heck, 1997). Este desarrollo se produce cuando los objetivos de la gestión y las acciones tomadas son simultáneas y son:

- Ecológicamente viables a través de una gestión integrada que mantenga la integridad y funcionalidad de los ecosistemas, que no rebase la capacidad de carga de los mismos, mantenga la biodiversidad y coadyuve en el mantenimiento de los sistemas globales de vida del planeta.
- Económicamente posibles, asegurando un crecimiento con equidad y eficiencia en el uso de los recursos y la mejoría económica de la población local.
- Socialmente deseados, promoviendo la participación, la movilidad social y la cohesión de la sociedad, la identidad cultural y el incremento en la calidad de vida.



Figura 1. La sustentabilidad como parte del desarrollo costero se logra en la intersección de las esferas que representan los tres componentes del desarrollo sustentable (Campbell y Heck, 1997). Se produce cuando los objetivos de manejo y las acciones tomadas son simultáneas y garantizan una mejor calidad de vida.

2.4 La gestión en España

La costa española tiene unos 7883 *km* lineales, de los cuales 2936 *km* pertenecen a los archipiélagos canario y velear. Galicia (1720 *km*), Andalucía (917 *km*) y Cataluña (597 *km*) son las regiones peninsulares con mayor longitud de costa. En España existen diez regiones político-administrativas o Comunidades Autónomas que comprenden veinticinco provincias y quinientos treintaidos municipios.

Teniendo en cuenta que España tiene 50478 *km*² de superficie terrestre, en torno a 10000 *km*² de Mar Territorial y 142000 *km*² de litoral, este último representa cerca del 24% del territorio nacional⁸.

Más del 40% del litoral español está urbanizado o declarado como urbanizable, otro 10% cuenta con instalaciones portuarias o industriales. La densidad media por municipio ronda los 350 *hb/km*², donde a menos de 50 *km* de la costa viven más de 23 millones de personas (más de la mitad de la población total). Tomando en cuenta la actividad turística, la cifra se eleva a casi 1000 *hb/km*², durante la época estival.

Muchos autores coinciden en que la excesiva urbanización del litoral está ocasionando la pérdida de la biodiversidad y disminución de la superficie de hábitats críticos, reducción alarmante de los paisajes naturales, crisis en la calidad y cantidad de ciertos recursos naturales, el deterioro o expolio del patrimonio histórico-cultural costero, pérdida del Dominio Público Marítimo Terrestre (DPMT), alteración de los procesos y/o equilibrios físico y naturales, incrementando los niveles de riesgo. Todo lo anterior debido a la progresiva artificialización del borde costero con obras de ingeniería, sobre explotación de ciertos recursos entre los que destacan las aguas subterráneas y la pesca, declive de ciertas actividades tradicionales (agricultura, ganadería y pesca artesanal) y aparición de otras en rápida expansión (agricultura bajo plástico, acuicultura, turismo), impacto de determinados usos y actividades económicas, contaminación de las aguas estuarinas y litorales con vertidos urbanos o industriales, inadecuado diseño de obras de infraestructura o emplazamiento de construcciones inmobiliarias, incendios intencionados de los bosques litorales, privatización o apropiación indebida de patrimonio público (Barragan, 2003; Torres, 1997; Santos, 2001; Vera, 2001).

En la actualidad no existe en España una gestión integrada para las áreas litorales. El diagnóstico de Barragan (2003) concluye que no ha existido correspondencia entre los cambios que se han producido en España y los cambios que el modelo de gestión litoral necesitaba. Por un lado, se ha incrementado de forma notable la dependencia de la sociedad

⁸ Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, MAGRAMA

y economía sobre el espacio y los recursos litorales; por otro, el sistema de gestión vigente no ha sido capaz de adaptarse y responder a las nuevas circunstancias. Sin embargo, los avances en esta materia existen. Este mismo autor considera que existe un período de transición entre el antiguo modelo obsoleto y un futuro más integrado; define tres etapas sin límites cronológicos exactos:

- 1975-1984. Domina la concepción del periodo prodemocrático, de gestión desarrollista, pero ya existen algunos indicios de cambio.
- 1985-1990. Tanto en la escala nacional como en la regional se constatan iniciativas de gran interés y trascendencia a favor de un cambio del modelo de gestión litoral. Es en este periodo en el que se aprueba la Ley 22/1988 de Costas que planteó por primera vez la gestión del dominio público marítimo-terrestre (véase sección 3.2.2).
- 1997-2000. Se registra un relativo estancamiento del proceso de cambio que coincide con grandes inversiones en infraestructuras y equipamientos.

Barragán (2005) menciona que la gestión de las áreas litorales se vincula a la realidad política, social y económica del país en el que se desarrolla. En España considera que se encuentra profundamente enraizada en las obras públicas debido a que, hasta 1991, la Dirección General a la que estaban adscritas tales funciones se denominaba de Puertos y Costas, perteneciendo ambas al Ministerio de Obras Públicas y Transportes. Es en 1996 cuando la Dirección General de Costas (DGC) se incorpora al Ministerio de Medio Ambiente mientras que la institución portuaria se vincula a la de Fomento.

El contexto institucional y administrativo al término de la dictadura, consigue la apertura democrática, con los respectivos cambios en los niveles de organización territorial. La promulgación de la Constitución de 1978, obligó a la Administración Central a compartir las funciones públicas con las Comunidades Autónomas (Administraciones Regionales). Que trajo como resultado el crecimiento del producto interno bruto (PIB), de 3818 dólares por habitante en 1975 a 18079 en 1999 (Barragán, 2003). En las últimas décadas este crecimiento se debe a la construcción y modernización de infraestructuras e incremento del sector servicios (65% del PIB) a costa de la agricultura e industria. El turismo dirigido en un 80% a la zona costera ocupa un lugar privilegiado en la estructura productiva, lo que convierte a España en materia de economía en una situación muy dependiente del espacio y los recursos litorales (Barragán 2003).

En 1978 la declaración institucional enmarcaba la política costera de la Administración General del Estado (AGE) en la ordenación del territorio, donde se buscaba el uso racional de los recursos naturales y la defensa del ambiente. Sin embargo la política costera real marco el desarrollo de las obras de ingeniería puestas al servicio de la oferta turística. Fue hasta 1985 donde el Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo (MOPU) edita el libro titulado “Política de costas”, con el subtítulo “Plan de Actuaciones 1983-1990”. Por primera vez aparecía una crítica institucional a la situación de la gestión costera que daba lugar a un diagnóstico que se refería a la insuficiencia de la legislación vigente, la ausencia en

la planificación, la escasez de inversores y servicios técnico-administrativos no adecuados (Barragán, 2005). En él se reconocen las deficiencias de hondo calado en el sistema de gestión costera, debidas a que la administración no ha modernizado sus estructuras organizativas y funcionales, provocando una mala adaptación a un modelo más integrado de gestión, así como a los cambios estructurales de la sociedad española.

En la actualidad la gestión de la zona costera española, trata de trabajar en pautas mas sostenibles en pro del marco Estrategia de Desarrollo Sostenible de la Union Europea (EDS-UE), que insta a los Estados Miembros a la adopción de un planteamiento estratégico basado en:

1. Protección del medio ambiente costero en términos de ecosistemas.
2. Reconocimiento de la amenaza del cambio climático.
3. Medidas de protección ecológicamente responsables incluidos los núcleos de población y su patrimonio cultural.
4. Posibilidades económicas y laborales sostenibles.
5. Un sistema social y cultural operativo.
6. Zonas adecuadas accesibles para el público.
7. Cohesión de las zonas aisladas.
8. Coordinación de todas las actuaciones.

El Observatorio de Sostenibilidad Española (OSE), sostiene que aunque en el aspecto económico se ha avanzado, basado todavía en la construcción y el consumo, en los aspectos ambientales, territoriales y sociales el avance ha sido poco. Menciona que para desarrollar una gestión integrada en España es primordial conocer las amenazas, debilidades y barreras que se presentan, lista algunas de ellas:

- Otros intereses (presión inmobiliaria, política y económica, planes de los ayuntamientos, interferencia municipal de grupos ecologistas plataformas y grupos ciudadanos).
- Complejidad del sistema (multitud de agentes).
- Falta de interés y/o intereses diferentes, organización (falta de ella, dispersión de competencias, diversidad en la legislación, inexistencia de un organismo especialista, falta de espacios de encuentro y debate entre los implicados).
- Medios (falta de presupuesto, falta de medios humanos, problemas técnicos).
- Funcionamiento (falta de interés de las administraciones implicadas, falta de inspección, control y sanción, laxitud en la aplicación de las leyes, falta de planificación a largo plazo).

En particular en la costa española Barragán (2003), menciona que los asuntos críticos a tratar son: el freno a los procesos de urbanización generalizada, la mejora de la calidad de las aguas litorales, la racional utilización de las aguas continentales, la recuperación de ciertos hábitat críticos, el control de la explotación de los recursos vivos, la conservación del DPMT, el replanteamiento de las obras públicas, la protección de los paisajes y espacios naturales de interés.

El análisis anterior permite observar la importancia de llevar a cabo bajo la línea de la Gestión Integrada todas las actuaciones que se desarrollan en la costa.

2.5 Tendencias actuales en la GIZC

Forst (2009) expresa que la evolución de la GIZC depende del progreso científico, la necesidad de resolver los conflictos entre los usuarios, y el aumento de la conciencia social sobre la importancia del desarrollo sostenible. En este nivel también se vuelve primordial la mejora de los sistemas computacionales que son capaces de dar soporte y asistencia en la gestión.

Nobre (2011) da una visión general de las iniciativas internacionales en la gestión costera, así como de los instrumentos y áreas de investigación que puedan contribuir con ello. La mayoría de los trabajos recientes en esta área, así como en general en el manejo de recursos naturales, pone de manifiesto la necesidad de que la gestión sea clara, transparente y considere la importancia las preocupaciones de los grupos de interés y sus preferencias durante el proceso de toma de decisión (Hobbs et al., 1992; Olson et al., 1998; Buchy & Hoverman, 2000; Tompkins et al., 2008).

Westmacott (2001), además de mencionar las múltiples disciplinas que permiten entender y hacer frente a la complejidad del problema, indica que la toma de decisiones sobre actuaciones en la zona costera afecta a diferentes partes interesadas y corresponde hacerla a diversos tomadores de decisión que, por ello deben comprender los problemas más allá de su propia área de responsabilidad. Westmacott (2001) propone en este contexto el uso de sistemas de ayuda a la Decisión teniendo en cuenta diversos criterios (MCDA en su denominación inglesa *Multiple Criteria Decision-Aiding*).

Tompkins et al. (2008) subrayan, además, la necesidad de tener en cuenta los diferentes niveles de incertidumbre de los modelos científicos y socioeconómicos (Tompkins et al., 2008).

En las áreas del conocimiento implicadas en los procesos que tienen lugar en el sistema costero se han desarrollado complejos modelos capaces de predecir tendencias bajo determinadas condiciones estacionarias. Sin embargo, los cambios a medio y largo plazo no son el resultado de unas determinadas condiciones medias o extremas sino de la variación temporal de los agentes forzadores y de su interacción con los elementos del sistema. Esto es particularmente claro en el caso de los procesos morfodinámicos.

Por ello, los procesos que se producen en el litoral heredan el carácter aleatorio de los agentes que los fuerzan, principalmente climáticos y socio-económicos, lo que hace que el proceso de toma de decisiones sea aún más complejo (Félix et al., 2012). Existe en estos momentos ya una conciencia clara de la necesidad de tener en cuenta los diferentes niveles de incertidumbre asociados a los modelos científicos y socioeconómicos (Baquerizo y Losada, 2008; Tompkins et al., 2008). En este sentido, Baquerizo y Losada (2008) proponen una

metodología para hacer predicciones de los cambios producidos medio y largo en la morfología por los forzamientos climáticos, y evaluar la incertidumbre en las predicciones.

2.5.1. 2.5.1. Sistemas de soporte a la decisión multicriterio (MCDA)

Existen diferentes enfoques para la resolución de conflictos en los que deben tomarse en cuenta diferentes criterios. Cuando la decisión tiene que ser tomada en nombre de la comunidad, como sucede en las decisiones de la administración pública, la elección del sistema MCDA apropiado depende de varios factores (véase la revisión crítica del uso de MCDA en la gestión de recursos naturales realizada por Mendoza & Martins, (2006). Lahdelma et al. (2000) discuten como utilizar con éxito los métodos de MCDA en la planificación ambiental y dan ejemplos de aplicaciones de la vida real que incluyen, entre otros, sistemas de gestión de residuos de sólidos, plantas de tratamiento de residuos, evaluación ambiental de puerto y reparación de rellenos. Bakus et al. (1982) también discuten la teoría y la práctica de la toma de decisión en estudios ambientales y dan los criterios más usados comúnmente para el análisis de cuestiones como la calidad del aire y el agua, la contaminación acústica y la protección de la biota.

En la literatura existen numerosas aplicaciones de los métodos MCDA para la gestión y planificación ambiental. Ejemplos relevantes incluyen el planeamiento de la energía sustentable (Pohekar & Ramachandran, 2004; Tsoutsos et al., 2009; San Cristobal, 2011), el manejo y la planeación forestal (Kangas & Kangas, 2005; Ananda & Gamini, 2009), la gestión agrícola (Hayashi, 2000) y de los recursos naturales (Smith & Theberge, 1987).

El uso de métodos MCDA se está volviendo muy popular en la gestión costera. Fabbri (1998) propone un MCDA que combina diversos instrumentos de información para facilitar la toma de decisiones. Horstman et al. (2009) utilizan un método MCDA que integra un análisis de costo-beneficio con otros impactos que no se pueden medir. En su trabajo toman en cuenta la incertidumbre intrínseca considerando el cambio climático para diferentes escenarios. Ryu et al. (2011) utilizan un Proceso de Análisis Jerárquico para comparar las preferencias de los expertos a través de dos escalas grandes para programas de gestión costera.

2.5.2. 2.5.2. Métodos Estocásticas Multicriterio (SMAA)

Para la planificación y la gestión de un tramo de la costa, el contexto de decisión suele ser uno donde el conjunto de alternativas es finito y los criterios que representan los diferentes puntos de vista de los grupos de interés, tienen un carácter aleatorio. También es común que las preferencias de los tomadores de decisión no se conozcan con precisión por motivos diversos (Lahdelma et al., 2000).

Bajo estas circunstancias, los métodos de análisis para la toma de decisión bajo incertidumbre (SMAA en su denominación inglesa, Stochastic Multicriteria Acceptability Analysis,), pueden ser de gran ayuda para facilitar el proceso. Tervonen et al. (2004) realizaron un estudio de los métodos SMAA y definieron un marco que puede ser usado para elegir la mejor variante de este tipo de metodologías. De estos métodos, el conocido como SMAA-2 (Lahdelma & Salminen, 2001) es capaz de hacer frente a situaciones en donde los valores de los diferentes criterios y/o las preferencias de los tomadores de decisión son desconocidas y en donde su incertidumbre se representa mediante vectores aleatorios. El método combina los criterios y las preferencias mediante una función de utilidad lineal que permite hacer un ranking de alternativas proporcionando al mismo tiempo otras medidas descriptivas de las preferencias de los tomadores de decisión.

Capítulo 3

Descripción y Caracterización de la Franja Litoral

De forma práctica se define la línea de costa como aquel lugar donde el océano y la tierra se encuentran. Esta definición permite representarla en un mapa como una simple línea que divide ambos ambientes. La zona costera es, sin embargo, mucho más que una línea inmóvil, es un área en la que tienen lugar varios procesos a diferentes escalas espaciales y temporales como resultado de la interacción de tres ambientes distintos: el océano, los continentes y la atmósfera.

Todos los procesos que se desarrollan en este espacio modifican su morfología, ocasionando desplazamientos de la costa debido a agentes forzadores comunes, como son: las mareas, el oleaje y las tormentas principalmente.

A pesar de que los cambios más marcados se observan sobre la línea de costa, este tipo de procesos pueden afectar también partes contiguas (tierra adentro o hacia el mar), que juegan un importante rol en los procesos y como consecuencia de ello deben considerarse de manera conjunta. Un ejemplo importante de este tipo de zonas son los ríos, que no solo son portadores de un flujo de agua dulce hacia el mar, sino también, una fuente importante de sedimentos a la costa.

Por lo anterior es difícil definir la costa como solo una zona de encuentro entre la tierra y el mar. Ketchum (1972), define la zona costera como la banda de tierra seca y el espacio de océano adyacente (agua y tierra sumergida), donde la ecología terrestre y sus usos afectan directamente la ecología del espacio oceánico y viceversa.

Vista desde la perspectiva biofísica. La definición anterior envuelve todos los agentes, procesos y usos que pueden ocurrir dentro de la zona costera. Aunado a la biofísica del sistema, existe también el uso humano que actualmente es también un importante modelador de la zona costera.

Kay & Alder (2005), mencionan que en los ambientes costeros existen tres aspectos importantes: administrativo, biológico y físico; el resultado de los procesos y usos de estos tres aspectos, definen la fuerza de interacción entre el continente y el océano. Usando el término de “grado de costerización” (*degree of coastalness*) explican esta interacción, tomado como un valor medido, el inverso a la distancia de las inmediaciones en la costa. En la Figura 2, se observa que la transición entre la tierra y el océano es gradual, y depende de las condiciones biofísicas locales. Bajo estas condiciones podría definirse un marco donde definir los límites hacia tierra y mar de la zona costera, que dependerán del alcance o delimitaciones que se presenten.

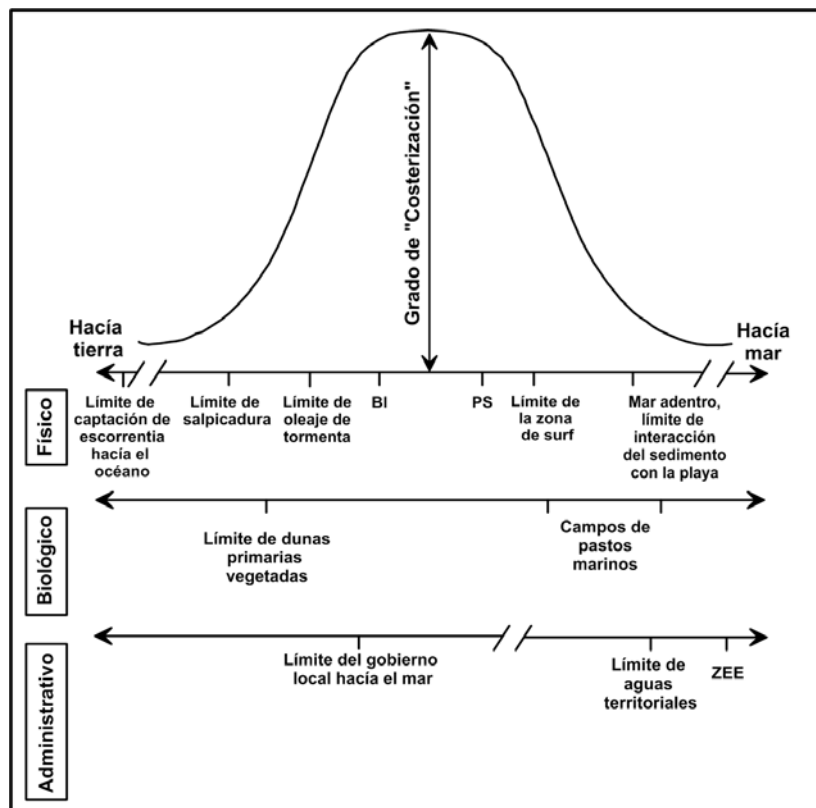


Figura 2. : Ejemplo del “grado de costerización” para una playa de arena, tomado de Kay & Alder (2005).

3.1.1. Delimitación de la Zona Costera

La gestión en la zona litoral envuelve el uso de las tierras y aguas costeras, y sus recursos dentro del área designada. Así pues para cualquier tipo de actuación sobre la costa es necesario definir los límites del área de interés. Delimitar esta zona siguiendo estrictamente la definición de Ketchum (1972), daría como resultado un área que podría variar de unos cientos de metros a decenas de kilómetros cuadrados. Los esfuerzos tanto físicos como económicos para su manejo son proporcionales a la superficie del área a

considerar, por lo que delimitar correctamente la zona que se pretende gestionar se convierte en una necesidad básica.

Los elementos prioritarios a tomarse en cuenta para la delimitación de una zona costera son:

1. El alcance del proyecto.
2. Los límites legislativos existentes para la zona de interés (definidos en la sección 3.32, Ley de Costas).

Dentro de este trabajo se define como *alcance de proyecto* al conjunto de planteamientos iniciales por los que existe interés en la zona. Sin embargo, en una primera propuesta de lo que se desea realizar, deben tenerse en cuenta las limitaciones impuestas por el presupuesto, la legislación vigente y la falta de información, entre otras.

Desde el punto de vista de la política, la zona costera se delimita utilizando una orientación basada en la política, resultando cuatro definiciones posibles (Kay & Alder, 2005):

- Distancias fijas. Como su nombre indica se refiere a una distancia fija sobre la costa tomando como referencia para la zona hacia la tierra usualmente la marca de marea alta. Hacia el océano, usualmente los límites que se aplican se refieren a zonas de jurisdicción gubernamental, como es el caso de los límites del mar territorial.
- Distancias variables. Se las considera variables por ser elementos que presentan cambios a lo largo de la costa. Estos pueden ser físicos, biológicos, constructivos y administrativos.
- Acorde a su uso. Esta definición es usada principalmente por organismos internacionales y naciones. Donde la zona costa representa un alto porcentaje del territorio nacional, comparado con los territorios interiores. De esta forma la definición de los límites depende de los usos y propósitos particulares que se presenten. Esta definición es ventajosa si se enfoca la atención en un uso particular; en el caso de costas con múltiples usos, debe tenerse cuidado de no tomar en cuenta alguno de ellos.
- Híbridos. Esta definición puede darse por la combinación de cualquiera de las anteriores y es comúnmente la más usada por los gobiernos que tienen jurisdicción sobre la costa.

Aunque no se ha mencionado no debe olvidarse tomar en cuenta la dimensión vertical en la zona costera, esto es la profundidad debajo y la altura sobre la superficie, ya que en ella tienen lugar importantes procesos físicos, químicos y biológicos. Para esta delimitación deberán tomarse en cuenta los mismos parámetros que se usen de forma horizontal.

Como se ha mencionado anteriormente, para delimitar la zona de interés es primordial plantear claramente los alcances del proyecto, sin embargo no es menos importante conocer las características de la zona que se pretende estudiar, es decir tener claras sus cualidades.

3.1.2. Calidad de la zona costera

Aristóteles definió la cualidad como la diferencia que distingue la esencia⁹. La cualidad de un ser, objeto o sistema, está dado por cada una de las características, naturales o adquiridas, que lo distinguen del resto¹⁰.

El litoral presenta diferentes características (biológicas, físicas, sociales, económicas, etc.), mediante las cuales es posible conocer su cualidad. A gran escala es posible conocer la cualidad de la costa a simple vista, sin embargo en escalas menores, existe la necesidad de realizar un análisis más concreto sobre determinadas características.

Santiago (2006), considera que la cualidad de una zona costera puede definirse bajo dos segmentos: el primero considerando la morfología y aquellos procesos responsables de ella, y un segundo que tome en cuenta los procesos biogeoquímicos; sostiene esta división por considerar, que ambos segmentos son los responsables de la evolución climática y socioeconómica acontecida en los últimos 10000 años.

La definición de cualidad denota la importancia de que las características puedan ser naturales o adquiridas. En el caso del litoral es sencillo observar las características naturales (oleaje, viento, corrientes, sedimento, etc.), a pesar de que estas varían por su propia interacción, siguen siendo un resultado inherente a los forzadores primarios. Sin embargo en la actualidad las presiones sociales y económicas han conseguido un cambio importante sobre la morfología y biogeoquímica de la costa alrededor del mundo, esto significa que la socioeconomía no es solamente resultado de los procesos naturales, sino que se ha convertido también en forzador del sistema. Dicho lo anterior, se plantea que las características adquiridas en la costa pueden ser también resultado de la presencia de un agente o proceso ocasionado por la intervención del hombre.

Como resultado de lo anterior, existe la necesidad de tomar los agentes y procesos socioeconómicos como elementos esenciales para definir la cualidad de la costa.

Dentro de este trabajo se plantean dos divisiones para definir las características que componen la cualidad de la zona costera, el primero que contenga las propiedades **naturales** y un segundo las **adquiridas**, dicho de otra forma 1^o procesos físicos o naturales y 2^o procesos socioeconómicos.

⁹ Metafísica, Libro quinto.

¹⁰ Definición de la Real Academia de la Lengua Española (RAE).

Ya que la costa es un sistema que evoluciona buscando la estabilidad frente a los procesos y agentes que la fuerzan, debe tomarse en cuenta que sus cualidades se verán alteradas en las mismas escalas espaciales y temporales en las que varían los fozamientos.

3.1.3. Importancia del litoral

Desde épocas ancestrales ha existido un número importante de habitantes en la zona costera; actualmente se estima que más del 40% de la población mundial vive en la franja litoral y se prevé que en el 2050 la cifra ronde el 75% (Masselink et al., 2003). Se considera que esta tendencia se debe a una mayor calidad de vida en este tipo de ambientes que ha propiciado el desarrollo de grandes núcleos urbanos en la costa y la construcción de las infraestructuras necesarias para su sustento.

En la mayoría de los casos, estos núcleos de población no presentan un ordenamiento o planeación adecuada, debido no sólo a la falta de planeación social o económica, sino también a la rapidez con que evolucionan. A pesar de que la costa puede alcanzar un alto desarrollo económico en plazos relativamente cortos, el aumento en la presión sobre el litoral no se ajusta con los tiempos que éste necesita para integrar los cambios y tratar de alcanzar un nuevo equilibrio.

Pesca y navegación

Los primeros vestigios de la humanidad demuestran que ésta se alimentaba de caza, pesca y recolección de alimentos. Fue la pesca la que impulsó al hombre de aquella época a la construcción de embarcaciones que le permitiera obtener mayor y mejor producto. Se cree que los primeros desplazamientos en los mares eran muy cercanos a la costa, debido a la vulnerabilidad de las pequeñas embarcaciones.

La evolución de las embarcaciones permitió el crecimiento poblacional en las zonas costeras y facilitó la conquista de nuevas tierras; primero fueron islas, archipiélagos y por último el descubrimiento de nuevos continentes. Todo lo anterior trajo consigo la construcción de sitios especiales donde pudieran resguardarse las naves y a la vez facilitar el embarco y desembarco, creando así los puertos.

Con la mejora de los puertos y la navegación, comienzan las exportaciones e importaciones de materias primas a/desde lugares lejanos. Alrededor de ellos crecen desarrollos industriales y poblacionales que facilitan la transformación de las materias primas y su distribución posterior a otras zonas.

Esta compleja interacción social-económica-ambiental que se da en el litoral, ha transformado de forma importante la dinámica costera y su geomorfología. En nuestros días existe una creciente preocupación por la evolución costera, desarrollada principalmente por los eventos extremos ocurridos en las últimas décadas y que han puesto de manifiesto la vulnerabilidad de la zona y su importancia social, económica y ambiental.

3.2 Marco Jurídico

En el caso particular de España, la gobernanza sobre la costa pertenece a el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Dentro de éste existe un área específica dedicada a Costas y Medio Marino que lleva a cabo las diversas actuaciones en relación con la conservación y el desarrollo, así como la gestión del litoral Español.

Todas las actuaciones reguladas por este Ministerio tienen un fundamento jurídico que se divide en dos grandes ramas, la Normativa Europea y La Legislación Nacional.

El Ministerio regula y controla las actuaciones que se realizan dentro de la zona definida como Dominio Público Marítimo-Terrestre¹¹. Esta franja costera también toma en cuenta las masas de agua costera y de transición.

3.2.1. Normativa Europea

La Normativa Europea en lo que respecta a la zona costera se basa en dos documentos principales: La Directiva Marco del Agua¹² y la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina¹³. Existen también diferentes Convenciones y Tratados que han sido firmados por la Unión Europea y con los que España se ve comprometida a cumplir (p.e. Convenio Sobre la Protección del Medio Marino de la Zona del Mar Báltico, Convenio sobre la Protección de Mar Mediterráneo contra la Contaminación, por mencionar algunos). España ha firmado asimismo otros tratados con Países vecinos para diferentes acciones donde se ven implicadas las fronteras.

Directiva Marco del Agua, DMA

La Directiva Marco del Agua promueve una gestión global e integradora de todas las aguas, establece el marco necesario para garantizar una adecuada protección, conservación y mejora del medio acuático en todo su conjunto, tanto de aguas superficiales continentales, como aguas de transición, aguas costeras y aguas subterráneas.

Sus objetivos son: la conservación, la protección y la mejora de la calidad del medio ambiente, y la utilización prudente y racional de los recursos naturales; se basa asimismo en el principio de cautela y en los principios de acción preventiva, de corrección de los atentados al medio ambiente y de quien contamina paga.

¹¹ Definición otorgada por la Ley de Costas. Sección 3.32

¹² Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas.

¹³ Directiva 2008/56/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 17 de junio de 2008 por la que se establece un marco de acción comunitaria para la política del medio marino.

Esta Directiva exige tomar en cuenta los datos científicos y técnicos disponibles, las condiciones del medio ambiente en las diversas regiones de la Comunidad, el desarrollo económico y social de la Comunidad en su conjunto y el desarrollo equilibrado de sus regiones, así como las ventajas y cargas que puedan resultar de la acción o de la falta de acción.

Mediante esta Directiva se busca la coordinación de disposiciones administrativas en “demarcaciones hidrográficas”¹⁴, donde las aguas costeras se especificarán e incluirán en la demarcación o demarcaciones hidrográficas más próximas o más apropiadas.

Así pues se pueden resumir las intenciones de la Comunidad Europea en la premisa: “El agua no es un bien comercial como los demás, sino un patrimonio que hay que proteger, defender y tratar como tal”.

Definiciones y objetivos

Debido a que este documento buscaba su aplicación en diferentes Países, fue necesario realizar definiciones, a efectos de aclarar conceptos importantes en dos ámbitos diferenciados, el primero referente a superficies y masas de agua (p.e. aguas superficiales, aguas de transición, aguas costeras, masa de agua superficial, cuenca hidrográfica, demarcación hidrográfica, etc.); la segunda respecto a su estado, calidad y regulación (p.e. estado de las aguas superficiales, buen estado de las aguas superficiales, estado ecológico, buen estado ecológico, buen potencial ecológico, buen estado químico de las aguas superficiales, norma de calidad ambiental, etc.)¹⁵.

Dentro de la Directiva, el Artículo 4 contempla los objetivos medio ambientales de los diferentes cuerpos o superficies de agua que pretende regular; para este ejercicio en particular sólo se detallan a continuación los que deben tomarse en cuenta por la gestión costera:

1. Aplicar las medidas necesarias para prevenir el deterioro del estado de las masas de agua.
2. Proteger, mejorar y regenerar las masas de agua superficial, en el caso de aquellas que han sido muy modificadas no se tomará en cuenta la regeneración.
3. Reducir progresivamente a contaminación procedente de sustancias prioritarias e interrumpir o suprimir gradualmente los vertidos, las emisiones y las pérdidas de sustancia peligrosas prioritarias.
4. Alcanzar el “buen estado ecológico y buen estado químico” de las masas de agua naturales, artificiales y muy modificadas antes del 2015.

¹⁴ Demarcación hidrográfica, es la zona marina y terrestre compuesta por una o varias cuencas hidrográficas vecinas y las aguas subterráneas y costeras asociadas, designada con arreglo al apartado 1 del artículo 3 como principal unidad a efectos de la gestión de las cuencas hidrográficas.

¹⁵ Las definiciones a detalle pueden encontrarse en el Artículo 2 de la directiva 2000/60/CE.

5. Reducir progresivamente la contaminación producida por las sustancias prioritarias y eliminar los vertidos, las emisiones y las pérdidas de sustancias peligrosas prioritarias. Estas sustancias que deberán estar continuamente en estudio¹⁶.

La Directiva contempla en particular las masas de agua afectadas por la actividad humana, y aquéllas cuya condición natural sea tal, que alcanzar los objetivos medio ambientales sea inviable o tenga un coste desproporcionado. En estos casos no deberán aplicarse medidas siempre y cuando las necesidades socioeconómicas y ecológicas a las que atiende dicha actividad humana no puedan lograrse por otros medios. En cualquier caso no debe producirse un deterioro ulterior y la revisión de la situación debe hacerse cada seis años

Para alcanzar los objetivos, la Directiva plantea la realización de actividades interdependientes como principales obligaciones. Donde deben realizarse:

- Un estudio de las características de la demarcación, de las repercusiones de la actividad humana en el estado de las aguas y un análisis económico de los usos del agua (Artículo 5);
- La creación de un registro de zonas protegidas (Artículo 6);
- El establecimiento de programas de seguimiento del estado de las masas de agua (Artículo 8);
- La aplicación de la recuperación de los costes de los servicios relacionados con el agua (Artículo 9);
- El establecimiento de las medidas necesarias para asegurar la participación activa de todas las partes interesadas, etc.

Actuaciones de España a la Directiva

El cumplimiento de los objetivos y el desarrollo de las actividades requeridas por la Directiva quedan plasmados en la elaboración y ejecución de los planes hidrológicos¹⁷ de cada demarcación hidrográfica y la puesta en marcha de los programas de medidas básicas y complementarias¹⁸, coordinados por las distintas administraciones competentes, con la finalidad de alcanzar los objetivos medioambientales.

Algunas de estas medidas deben ser ejecutadas por la “Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y del Mar del anterior Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, con apoyo del Centro de Estudios de Puertos y Costas del CEDEX. Entre ellas se consideran las siguientes:

¹⁶ Recogidas en la Decisión nº2455/2001/CE por la que se aprueba la lista de sustancias prioritarias cuya regulación se completa en la próxima Directiva relativa a las normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas.

¹⁷ Ley 10/2001, de 5 de Julio, del Plan Hidrológico Nacional.

¹⁸ Orden ARM/2656/2008, de 10 de Septiembre, por la que se aprueba al instrucción de planificación hidrológica.

1. Participación en la redacción de la legislación de transposición de la Directiva Marco del Agua¹⁹.
2. Creación de un SIG, para la caracterización de las masas de agua de transición y costeras.
3. Establecimiento de una base de datos remota de presiones sobre las masas de agua costeras y de transición.
4. Apoyo a las Comunidades Autónomas litorales y coordinación del proceso de Intercalibración europeo a fin de que sean comparables los resultados de la evaluación del estado ecológico a través de los valores obtenidos con los indicadores de calidad biológica.
5. Prestación de asistencia técnica a las Comunidades Autónomas litorales para el establecimiento de los programas de vigilancia y control de las diferentes masas de agua, y la elaboración de un manual de diseño de los programas de control.
6. Participación en la redacción de la ORDEN ARM/2656/2008, de 10 de septiembre por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica que desarrolla los criterios técnicos incorporando todas las cuestiones relativas a aguas costeras y de transición como referente para la elaboración de los planes.
7. Participación en la preparación de los planes hidrológicos y en los documentos previos (estudio general de la demarcación, proyecto de participación pública, esquema de temas importantes, etc.).
8. Elaboración de una “Guía Técnica para la caracterización de las medidas en aguas costeras y de transición” con objeto de facilitar y homogeneizar la definición a incluir en los futuros planes de cuenca.

Directiva Marco sobre la Estrategia Marina

La Directiva Marco sobre la Estrategia Marina establece un marco en el que los Estados miembros deben adoptar las medidas necesarias para lograr o mantener un buen estado medioambiental del medio marino a más tardar en el año 2020. Su propósito es que se elaboren y apliquen estrategias marinas a fin de proteger y preservar el medio marino, evitar su deterioro o, en la medida de lo posible, recuperar los ecosistemas marinos en las zonas que se hayan visto afectados negativamente, prevenir y reducir los vertidos al medio marino, con miras a eliminar progresivamente la contaminación y velar por que no se produzcan impactos o riesgos graves para la biodiversidad marina, los ecosistemas marinos, la salud humana o los usos legítimos del mar.

Esta Directiva busca que las estrategias marinas apliquen un enfoque ecosistémico respecto de la gestión de las actividades humanas, garantizándose que la presión conjunta de

¹⁹ Real Decreto 907/2007, de 6 de Julio, por el que se aprueba el Reglamento de la Planificación Hidrológica

dichas actividades se mantenga en niveles compatibles con la consecución de un buen estado medioambiental y que no se comprometa la capacidad de los ecosistemas marinos de responder a los cambios inducidos por el hombre, permitiéndose a la vez el aprovechamiento sostenible de los bienes y servicios marinos por las actuales y las futuras generaciones.

Esta directiva incluye las zonas protegidas (hábitas naturales, fauna, flora y aves silvestres) y cubre todas las actividades humanas que causan un impacto en el medio marino.

La diversidad de las condiciones, de los problemas y necesidades de los Países firmantes obligó a la Directiva a dividir el medio marino en diferentes regiones y subregiones marinas. En el caso de España corresponde a las regiones del Océano Atlántico Nororiental y del Mar Mediterráneo.

Actuaciones de España

El Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA) está actualmente trabajando en la transposición de esta Directiva, y se está estudiando la posibilidad de hacer subdivisiones más detalladas de las subregiones, para elaborar estrategias marinas coherentes con las especificidades del medio marino.

La Directiva establece que los Estados miembros que compartan una región o subregión marina cooperarán para que estos elementos de las estrategias marinas sean coherentes y adopten un enfoque común. Esta cooperación se puede canalizar a través de los convenios marinos regionales que, en el caso de España son el Convenio de Barcelona para la Protección del Medio Marino y la Región Costera del Mediterráneo, el Convenio OSPAR para la Protección del Medio Ambiente Marino del Atlántico Nordeste y la Estrategia marina de la subregión Macaronésica.

3.2.2. Legislación Nacional

En el momento de redacción de esta tesis doctoral la Legislación Española cuenta con dos documentos legislativos principales en materia de costas, la Ley de Aguas²⁰ y la Ley de Costas²¹. Como un resultado a la Ley de Costas actualmente se cuenta con las Directrices sobre el Borde Costero y Las Playas.

Ley de Aguas

La Ley de Aguas se modificó para incorporar al derecho Español la Directiva Marco del agua, por la que se estableció un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. Su principal objetivo es conseguir el buen estado y la adecuada protección de las aguas continentales, costeras y de transición, a cuyos efectos se regula la demarcación hidrográfica como nuevo ámbito territorial de gestión y planificación hidrológica.

²⁰ Texto Refundido de la Ley de Aguas, actualizado 02/01/2004

²¹ Ley 22/1988, de 28 de Julio, de Costas

Por medio de esta modificación a la ley se persigue:

1. Establecer un único plan hidrológico.
2. Garantizar la adecuada coordinación en un nuevo órgano de cooperación interadministrativa.
3. Dar una nueva redacción a los artículos que regulan los planes hidrológicos de cuenca.
4. Fijar los objetivos medioambientales para las diferentes masas de agua y establecer los plazos para su consecución.
5. Crear el registro de zonas protegidas.
6. Regular las bases y plazos que han de presidir el procedimiento para la participación pública.
7. Modificar el régimen económico financiero del agua, al introducir el principio de recuperación de los costes de los servicios relacionados con la gestión del agua.

Ley de Costas

La Ley de Costas tiene por objeto la determinación, protección, utilización y normativa del dominio público marítimo-terrestre y especialmente de la ribera del mar. Las actuaciones administrativas sobre este dominio persiguen los siguientes fines:

- Determinar el dominio público marítimo-terrestre y asegurar su integridad y adecuada conservación, adoptando, en su caso, las medidas de protección y restauración necesarias.
- Garantizar el uso público del mar, de su ribera y del resto del dominio público marítimo terrestre, sin más excepciones que las derivadas de razones de interés público debidamente justificadas.
- Regular la utilización racional de estos bienes en términos acordes con su naturaleza, sus fines y con el respeto al paisaje, al medio ambiente y al patrimonio histórico.
- Conseguir y mantener un adecuado nivel de calidad de las aguas y de la ribera del mar.

Dentro de esta Ley se consideran bienes de dominio público marítimo-terrestre: la ribera del mar y de las rías; el mar territorial y las aguas interiores, con su lecho y subsuelo; y los recursos naturales de la zona económica y la plataforma continental²².

Dentro de esta Ley se llevó a cabo la definición de las Servidumbres Legales, con el fin de proteger el dominio público marítimo-terrestre, así como la defensa de su integridad y de los fines de uso general a que está destinado. Los terrenos colindantes al dominio estarán

²² Para mayor detalle revisar los artículos 3 y 4 de la Ley 22/1988, de 28 de Julio, de Costas

sujetos a limitaciones y servidumbres, prevaleciendo sobre la interposición de cualquier acción.

En la Figura 3 se observan las zonas de servidumbre definidas: de Protección, de Tránsito, y de Acceso al Mar. La ordenación territorial y urbanística sobre terrenos incluidos en una zona, cuya anchura se determinará en los instrumentos correspondientes y será como mínimo de 500 metros a partir del límite interior de la ribera del mar, se define como Zona de Influencia. Está área respetará las exigencias de protección del dominio público marítimo-terrestre.

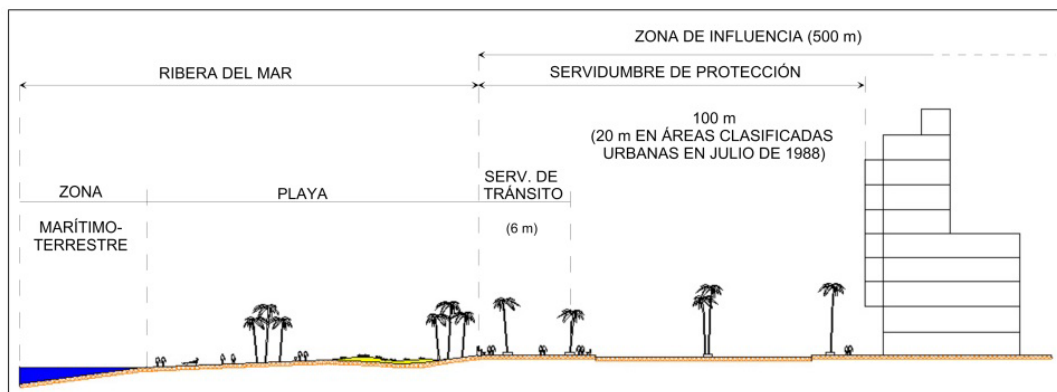


Figura 3. Esquema de la zona marítimo-terrestre, ribera del mar, servidumbres de tránsito y protección y zona de influencia, definidas por la Ley 22/1988 de Costas.

A últimas fechas se realizó una revisión del proyecto *Ley de Protección y Uso Sostenible del Litoral y de modificación de la Ley de Costas*, cuya aprobación se dio en los primeros días del mes de mayo del presente año, en el Congreso de Diputados. El MAGRAMA en su página de internet menciona que la nueva Ley de Costas impide nuevas edificaciones en la costa, incrementa la seguridad jurídica y da mayor seguridad a la actividad económica que en ella se desarrolla. Y pone por primera vez sobre la mesa el tema de cambio climático en una ley.

Ley del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad

El patrimonio natural y la biodiversidad desempeñan una función social relevante por su estrecha vinculación con el desarrollo, la salud y el bienestar de las personas y por su aportación al desarrollo social y económico.

Esta Ley establece el régimen jurídico básico de la conservación, uso sostenible, mejora y restauración del patrimonio natural y de la biodiversidad, como parte del deber de conservar y del derecho a disfrutar de un medio ambiente adecuado para el desarrollo del ser humano.

Esta Ley utiliza herramientas para la conservación de la biodiversidad, apoyándose en otros documentos como son: la Ley 4/1989 de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y fauna Silvestres, El Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, el artículo 10 del Real Decreto 1997/1995 y la Directiva 92/43/CEE de Hábitats principalmente.

En España el MAGRAMA, cuenta con la línea de trabajo de protección de especies, con trabajos en investigación sobre biología, genética, estado poblacional y amenazas para los diferentes grupos taxonómicos marinos, también cuenta con inventarios, catálogos y bases de datos que incluyen los conocimientos existentes sobre cada materia y prevé su actualización periódica (*Sección*). Una de las herramientas principales de conservación de la biodiversidad más utilizadas en todo el mundo es el establecimiento de regímenes y medidas de protección en áreas concretas, conocidos como “espacios naturales protegidos”.

Espacios costeros y marinos protegidos

Para el caso particular de la costa esta Ley, establece un Catálogo Español de Hábitats en Peligro de Desaparición que instaura una nueva figura de protección de los espacios naturales, las “Áreas Marinas Protegidas” (AMP).

AMP es “cualquier área intermareal o submareal, junto con las aguas que la bañan y la flora y fauna asociadas, y sus rasgos históricos y culturales, que han sido designados por la legislación u otros mecanismos efectivos para proteger total o parcialmente el medio que alberga”²³. Se establece que para su conservación se deben aprobar planes o instrumentos de gestión que establezcan, al menos, las medidas de conservación necesarias y las limitaciones de explotación de los recursos naturales que procedan para cada caso y para el conjunto de las áreas incorporables a la Red de AMP.

La finalidad del establecimiento de AMP es “mantener la protección, restauración, uso, conocimiento y disfrute del patrimonio marino del mundo mediante la creación de un sistema global y representativo de áreas marinas protegidas bien gestionadas que cumplan los principios de la Estrategia Mundial para la Conservación respecto a aquellas actividades humanas que utilicen o afecten al medio ambiente marino”²⁴.

Área Marina Protegida es un concepto amplio que se caracteriza por tener en cuenta una visión holística en su gestión y ser una herramienta flexible, dependiendo de los objetivos de conservación que se pretendan alcanzar en cada zona.

La gestión de estas áreas se encuentra regulada por la Ley 5/2007 de la Red de Parques Nacionales. Existe también el Convenio de Barcelona para la protección del medio marino y la región costera del Mediterráneo²⁵, mediante el uso de “Zonas Especialmente Protegidas de Importancia para el Mediterráneo” (ZEPIM).

Directrices del Borde Costero y Las Actuaciones en Playas

El objetivo de estos documentos es ofrecer una guía acerca de cuáles deben ser el contenido, enfoque y objetivos de los proyectos correspondientes a las obras litorales de interés general, entre las que destacan aquéllas que persiguen la protección de la integridad

²³ Unión Mundial para la Naturaleza, UICN, 17^a Asamblea General, 1988.

²⁴ Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN)

²⁵ Barcelona, 1976, enmendado en 1995

de la costa, su libre acceso y uso público, la garantía del tránsito litoral, cualquiera que sea la naturaleza de los bienes que lo integren, etc.

El Borde Costero

En el caso del borde costero las Directrices se dividen en tres bloques, para lograr un adecuado marco en la ordenación:

- Transformación de fachadas marítimas urbanas.
- Tratamiento de itinerarios y senderos naturales.
- Actuaciones para el libre acceso, tránsito y uso público de la costa.

Actuaciones en Playas

Dentro de la política que se tiene asignada a la Dirección General de Costas las actuaciones en las playas deben perseguir los siguientes objetivos:

1. La preservación y mejora de la franja litoral como un elemento valioso del paisaje.
2. El tratamiento de la playa como elemento prioritario de la ordenación del territorio.
3. La protección de la playa como espacio natural con altos valores ambientales.
4. La consideración de la playa como recurso natural renovable, con restricciones de uso en determinados casos.
5. Favorecer la recuperación de espacios libres naturales del frente costero.
6. La recuperación de las zonas litorales degradadas.
7. La optimización de los usos y recursos de la playa según su función en el territorio.
8. La garantía del uso público de la playa.
9. Facilitar la adaptación de la playa al cambio climático.

Para lograr un adecuado marco en la ordenación, justificación e identificación estos criterios, con carácter previo la Directriz desarrolla los siguientes aspectos:

1. Identificación de las funciones o cometidos básicos de una playa.
2. Determinación del funcionamiento de la playa y del sistema litoral en la cual está inmersa.
3. Identificación de los condicionantes físicos de la playa en sus dos vertientes, según sus funciones y los agentes y dinámica litoral actuantes en ella.
4. Identificación del comportamiento y problemas de la playa y de la sensibilidad que de éstos tiene todo el sistema litoral al cual pertenece.

5. Consideración de la gestión de la playa, tanto referente a los recursos disponibles, como a los sistemas de control que se deben poseer para conocer su estado.

3.3 Agentes de la zona costera

Los agentes son aquellos elementos cuya presencia o ausencia, tienen un efecto sobre los procesos costeros. Para su estudio desde el punto de vista de la Gestión, los agentes se dividen en ambientales y socioeconómicos. Esta división se realiza de esta forma para acentuar su origen natural o humano, lo que no significa la inexistencia de influencia entre ellos.

3.3.1. Ambientales

Se llaman agentes ambientales aquéllos que influyen sobre los procesos biológicos, geológicos, químicos y físicos. En esencia es de esperar que tengan un origen natural, sin embargo si el área en particular se encuentra poblada o cercana a una población o área de desarrollo, podrán presentar una mayor o menor influencia antropogénica.

Estos agentes pueden clasificarse en bióticos (asociados a seres vivos) y abióticos (tales como la precipitación, la temperatura, el sustrato, los nutrientes, el viento, la salinidad, la luz, el ph, el oleaje y las mareas). Dentro de esta clasificación no es posible diferenciar los agentes por el tipo de influencia que tienen sobre la costa, ambas pueden alterarla de forma física y bioquímica.

La importancia de los agentes costeros radica en ser causantes de los procesos que modelan la costa. Desde esta perspectiva es posible distinguir entre agentes biogeoquímicos, aquellos que forman parte de la configuración de la costa por su ausencia o presencia, y agentes físicos, aquellos que a través de su energía transforman la morfología.

Físicos

La costa, como se mencionó anteriormente, es una zona con una gran dinámica, donde las geoformas están dadas por la acción de agentes a lo largo del tiempo. Los agentes físicos que afectan la forma de la costa se pueden dividir en dos grandes grupos: los terrestres y los asociados al océano y la atmósfera. Los primeros influyen en la línea de costa mediante los ríos y la escorrentía, con el aporte de sedimentos y agua. Los agentes que afectan la costa, y están asociados a la atmósfera y el océano son el oleaje y las mareas.

El oleaje y la marea son los principales productores de energía, a través de la cual modifican las costas y pueden actuar en un amplio rango de combinaciones, desde una forma puramente individual (sistemas dominados por olas) o a través de interacciones y patrones complejos. Aunque el oleaje es el principal agente que define la forma de la costa, debe tenerse en cuenta la influencia directa del viento, las mareas y las tormentas.

Biogeoquímicos

Este tipo de agentes podrían ser estudiados de forma individual (biológicos, químicos y geológicos), sin embargo la vinculación existente entre ellos en la costa es elevada, por lo que su estudio en conjunto es más adecuado. Esta asociación que existe entre la parte biológica, química y geológica en la costa se debe a que los seres vivos que en ella se presentan dependen completamente de la composición química del agua y el tipo de sustrato. Es decir, que de las características del suelo y el agua, dependerán el tipo de organismos que puedan encontrarse en la zona.

Los agentes que controlan las características del agua marina son principalmente temperatura, salinidad, densidad, ph, oxígeno, nutrientes, luz y sustrato. Todos ellos tienen un efecto no sólo en el agua marina, sino también sobre los sedimentos que se mueven sobre la costa.

3.3.2. Socioeconómicos

En la actualidad en el modelado de la costa no sólo intervienen los agentes ambientales sino también los que intervienen en el desarrollo poblacional. Éste se ve influenciado por diferentes actividades o procesos, sociales y económicos, y que pueden ser estímulo o freno del crecimiento de la población y que determinan las características de la población tales como el número de habitantes, la densidad de población, las tasas de crecimiento, la edad y el nivel educativo. Las características de la población permiten, a su vez, inferir el consumo de bienes y servicios, así como la forma en que se demandan éstos (ocio, educación, asistencia médica, etc.).

Todo lo anterior implica que la caracterización de la población nos permite dilucidar lo que está ocurriendo en la economía de la zona costera, así como crear escenarios de lo que se puede esperar en el futuro.

3.4 Los procesos de la zona costera y sus escalas

Los agentes costeros pueden actuar de forma individual o por combinaciones complejas de dos o más de ellos, mediante complejos procesos costeros. Éstos pueden actuar positiva o negativamente en una zona específica, en algunos casos el mismo proceso podrá estabilizar una parte y desestabilizar otra dentro de una misma área de interés, esto dependerá de las condiciones bajo las que se presenten. El conocimiento de estos procesos, es esencial para la gestión de la zona costera. A continuación y siguiendo el procedimiento bajo el cual se definieron los agentes, se resumen los procesos costeros que tienen una alta importancia para la gestión, divididos en ambientales y socioeconómicos.

3.4.1. Ambientales

Ya que los procesos ambientales son responsables de la morfología costera, una manera sencilla de analizarlos es a través las fuerzas causantes de las modificaciones y los diferentes tipos de respuesta que generan.

La morfodinámica se refiere a la evolución de la costa como producto de las condiciones hidrodinámicas y aerodinámicas (movimiento de sedimento por viento) presentes en ella (van Rijn, 1998). La hidrodinámica en la zona costera esta está dominada por las corrientes, producidas principalmente por el oleaje y las mareas, y, en algunas zonas también el viento.

Como es sabido el oleaje se propaga desde la zona de generación (aguas profundas) hacia la costa (aguas someras), y se modifica durante su arribo a la costa (asomeramiento, refracción, difracción, rotura, reflexión y disipación).

El asomeramiento, la refracción y la difracción producida durante la refracción son resultado de la convergencia o divergencia de la energía del oleaje debido a los contornos batimétricos, y afectan tanto a la distribución espacial de la energía como a la dirección de propagación. El proceso de rotura es el principal mecanismo reductor de la energía del oleaje y de generación de las corrientes inducidas por el oleaje. En la zona de rompientes otros procesos de interés son la percolación y la fricción.

En el caso de existir estructuras construidas por el hombre, pueden tener lugar además los procesos de difracción inducida por la presencia de un obstáculo en la propagación, y la reflexión parcial o total de la energía.

Existen también procesos que no son generados únicamente por la presencia del oleaje de forma individual. Las interacciones entre oleaje, viento, corrientes y marea, pueden dar como resultado un incremento o disminución en la altura de ola y/o la energía.

Las corrientes generadas por la rotura con oblicuidad del oleaje dominan generalmente en zonas de playas. En estuarios y desembocaduras a ellas se suman las producidas por las mareas. Las corrientes impulsadas por el viento en condiciones de tormenta tienen también un papel fundamental en la costa y pueden ser paralelas o perpendiculares a ella.

En el caso de zonas que alcancen grandes profundidades cercanas a la costa, es importante tomar en cuenta procesos de corrientes inducidas por densidad, así como surgencias debidas a estos mismos cambios o a vientos intensos soplando sobre la costa.

Un proceso esencial en la morfodinámica de la costa y en su estabilidad es el transporte de sedimentos. El sedimento puede ser transportado por el viento, el oleaje, las corrientes, los gradientes de densidad, y las interacciones existentes de estos agentes.

El transporte de sedimentos varía a lo largo del tiempo según lo hacen las condiciones climáticas. Por ello el transporte litoral tiene diferentes direcciones y magnitudes a lo largo del tiempo propiciando la formación de grandes depósitos de sedimento en épocas de calma (acreción) o la pérdida del sedimento por condiciones extremas (erosión).

La cantidad de aporte y pérdida de sedimento en la costa es el principal factor que afecta la estabilidad de ella. Komar (1997), menciona que el equilibrio de una playa depende del balance que existe entre la acreción y la erosión que se da en ella. Pueden encontrarse diferentes tipos de equilibrio: estático, metaestable, permanente o dinámico. Este último es el más común e involucra ciclos morfológicos a través del tiempo.

En síntesis, el comportamiento de la costa depende básicamente de su composición, el sedimento, el oleaje y las corrientes.

Ecosistemas Costeros

El tipo de costas que se pueden encontrar es muy variable (playas, acantilados, atolones, deltas, marismas, etc.). Además de la forma de la costa existen otros aspectos relevantes que están determinados por los agentes biológicos y químicos. Al funcionamiento conjunto de individuos de diferentes especies (comunidades) y su entorno físico se le conoce como ecosistema.

Los ecosistemas costeros son de gran importancia por la alta producción biológica que presentan, además de ser zonas de anidación de muchas especies marinas. Las restricciones más importantes en la producción biológica son la intensidad de la iluminación, el abastecimiento de oxígeno, la turbidez y la disponibilidad de nutrientes. Existen interacciones bioquímicas básicas para que un ecosistema funcione de manera adecuada.

Los procesos más importantes que controlan la diversidad y abundancia de los organismos dentro de los ecosistemas costeros, pueden dividirse en dos tipos:

- Disturbios físicos: Mareas (deseccación y cambios de temperatura), cambios geológicos (terremotos, erupciones volcánicas, deslizamientos de tierra, etc.),

cambios en la química del agua (anoxia), tormentas (aumento de la energía de olas y corrientes, inundaciones, etc.).

- Disturbios biológicos: predación, pastoreo, dominancia, desplazamiento, mortalidad no natural (buzos, pesca, etc.), enfermedad, mareas rojas, oligotrofia, etc.

Ya que los ecosistemas costeros son ambientes dominados por el agua, su bioquímica se convierte en un inhibidor o un catalizador para la vida, por lo que su calidad debe ser prioritaria en cualquier tipo de desarrollo que se pretenda.

Tabla 1. Categorías principales y los usos que se desarrollan en cada una de ellas.

Categorías	Usos	
Explotación de Recursos	Pesquerías	<i>Artesanal</i> <i>Comercial</i>
	Silvicultura	
	Agricultura	
	Acuicultura	
	Maricultura	
	Ganadería	
	Minería	
	Producción de Energía	<i>Hidrocarburos</i> <i>Aerogeneradores</i>
Infraestructura	Transporte	<i>Mercancías</i> <i>Pasajeros</i>
	Puertos y marinas	<i>Áreas de abrigo</i> <i>Zonas de carga y descarga</i>
	Protección de la costa	<i>Diques</i> <i>Espigones</i> <i>Paredes</i> <i>Rellenos (etc.)</i>
Urbanización	Residencia	
	Servicios	
	Turismo	
	Recreación	
Protección de Recursos	Espacios Protegidos	
	Protección de la Diversidad	

3.4.1. Socioeconómicos

Se ha mencionado que los ambientes costeros están en constante cambio como consecuencia de su propia naturaleza. En la actualidad, sufren también cambios importantes debido a la presión humana sobre las costas. Durante las últimas décadas se ha observado

alrededor del mundo un aumento en la población que migra hacia la costa, dando como resultado el desarrollo acelerado de estas zonas.

Los cambios en los procesos y agentes inducidos por la acción humana están asociados a los distintos y variados usos que el hombre hace del litoral (véase Tabla 1) y pueden llegar a producir importantes desequilibrios que causan graves problemas ambientales y sociales.

3.4.2. Escalas temporales y espaciales

La evolución de un sistema está dada por la acción-reacción de los procesos involucrados en el. Analizando el litoral como un sistema cerrado donde existen acciones o procesos de entrada que interaccionan y fuerzan al sistema, se obtiene como resultado su transformación a diferentes escalas en el espacio y el tiempo.

En el caso del tiempo es posible decir que evoluciona a través de ciclos. Esto quiere decir que la mayoría de los procesos ya sean naturales o socioeconómicos se producen a través de fenómenos periódicos.

Existen diferentes escalas para el estudio del tiempo y el espacio. Santiago (2006) considera diferentes escalas espaciales y temporales de interés para la gestión de la costa. En el espacio, la escalas global, regional y local y en el tiempo las asociadas a eventos climáticos (borrasca y anticiclones), estacional, año meteorológico, hipéricos meteorológicos (unos dieciséis años de periodo), periodos seculares, y ciclos de mil quinientos años, aproximadamente.

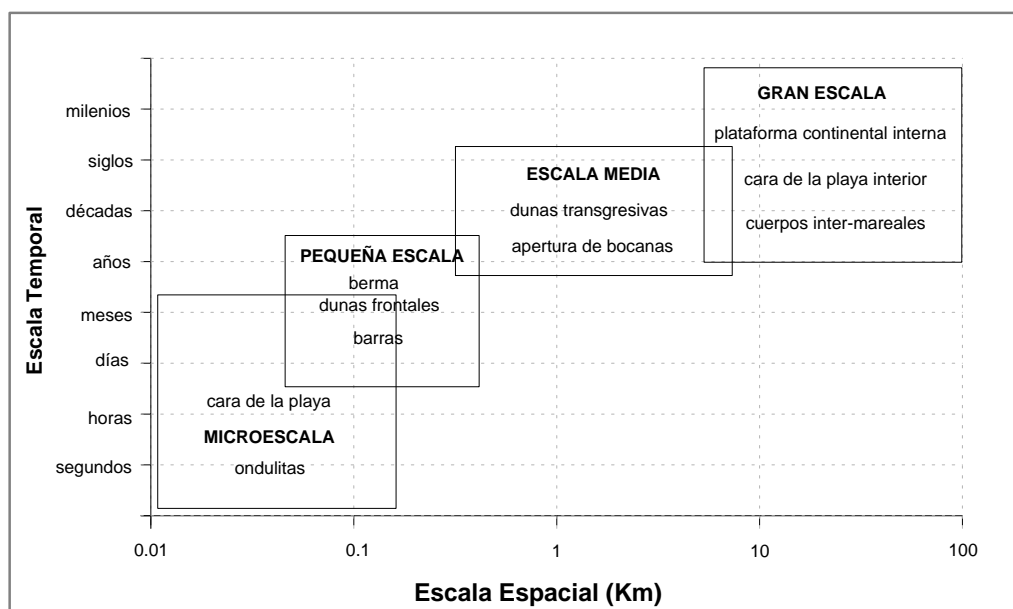


Figura 4. Ejemplos de los cambios geomorfológicos producidos en la costa a diferentes escalas (tomado de Azuz, 2004).

Azuz (2004) define cuatro escalas donde se correlacionan las escalas temporales y espaciales (Figura 4):

- Microescala
- Pequeña escala
- Escala media
- Gran escala

Es necesario realizar una división entre el medio ambiental y el socioeconómico, ya que sus interacciones no son lineales y pueden generar respuestas de escalas diferentes de las de los agentes forzadores. Además, las respuestas son múltiples y complejas, se propagan hacia dentro y hacia fuera del sistema en el espacio y en el tiempo. En algunos casos de forma difusiva con amortiguación hasta la extinción o de forma amplificativa hasta el agotamiento, y en otros como una simple traslación o advección de los procesos (Santiago, 2006).

Dentro de la gestión de una zona litoral el conocimiento de las escalas espaciales y temporales de sus diferentes sistemas es esencial, por una parte para delimitar las escalas en las que se plantea el manejo y por otra para tener en cuenta los procesos relacionados con escalas superiores o inferiores.

Tiempo de Respuesta

El tiempo de respuesta o tiempo de ajuste es el tiempo necesario para que un sistema (físico, social, económico, administrativo, etc.) y sus componentes se reequilibren en un nuevo estado, tras haber sido sometido a un determinado forzamiento.

Los diferentes procesos que fuerzan el litoral producen tiempos de respuesta a distintas escalas. Por ejemplo la troposfera presenta tiempos de respuesta relativamente cortos, de días a semanas, mientras que el de la estratosfera se equilibra en una escala temporal comprendida normalmente en unos pocos meses. Debido a su gran capacidad térmica, los océanos tienen un tiempo de respuesta mucho mayor, normalmente decenios, pero que pueden ser incluso siglos o milenios. Por lo tanto, el tiempo de respuesta en un sistema conjunto superficie oceánica-troposfera es lento, y se encuentra determinado principalmente por los océanos.

El medio físico de la costa presenta diferentes tiempos de respuesta (de corto a largo plazo), relacionados con la climatología, el nivel medio del mar y la evolución de la morfología de la línea de costa. Las manifestaciones de la variabilidad de los ciclos socioeconómicos se producen en ciclos económicos, pero debido a las interacciones no lineales con los procesos costeros, pueden producir inestabilidades a medio y corto plazo.

3.5 Interacciones en la zona costera

La costa siempre ha sido un espacio de interacciones, desde aquellas que se presentan de manera natural, hasta las resultantes de los usos derivados de las necesidades de los residentes en la zona. Como se ha mencionado los grandes desarrollos sobre el litoral son puntuales, lo que se traduce en cientos de interacciones ambientales, sociales y económicas dentro de espacios reducidos, que provocan una gran presión sobre el entorno y complican la gestión. El tipo y la forma de las interacciones entre usos, usuarios y recursos, dependerán de los intereses económicos y sociales presentes en la zona.

3.5.1. Intereses sociales y económicos

La economía en la actualidad es un eje principal para el desarrollo de la civilización, ya que es la encargada de ajustar la distribución de recursos, a través de los procesos de producción, intercambio, distribución y consumo, de bienes y servicios. Está íntimamente ligada asimismo con las necesidades de la población. Es decir, su crecimiento, retroceso o paralización, depende de los intereses sociales donde se desarrolla. Así pues existe una relación de dependencia e influencia entre los intereses económicos y los sociales.

Hasta fechas relativamente recientes, las reglas del mercado que regulaban las actividades económicas, no han tenido prácticamente más límite que las posibles ventajas o desventajas para los diferentes grupos sociales. En las últimas décadas, sin embargo, el conocimiento de los efectos sobre el entorno y la biodiversidad, producidos por las actividades económicas ha encendido la alerta, e iniciado un proceso de elaboración de normas y reglamentos ambientales sobre los usos en el territorio para garantizar el desarrollo sostenible a través de la gestión integrada. Dentro de este nuevo marco de acción existen dos prioridades, el hombre y el ambiente. Para el primero, se considera especialmente importante el bienestar social y la calidad de vida.

Diferentes grupos sociales y organizaciones internacionales enfocadas en el desarrollo social y económico, han definido la calidad de vida a través del bienestar, es decir, de la sensación de las personas de “estar bien”. Este tipo de definición es vaga y puede presentar grandes diferencias dependiendo de los niveles económicos de las personas a las que se aplique.

La Organización de las Naciones Unidas (ONU) utiliza el término “desarrollo humano” y lo define como el proceso de ampliación de opciones para cada individuo a través de la expansión de las capacidades y funciones humanas. En todos los niveles de desarrollo, las tres capacidades esenciales para el desarrollo humano son disfrutar de una vida larga y saludable, tener acceso a la educación y tener un nivel de vida digno. Si no se obtienen estas

capacidades fundamentales, la variedad de opciones disponibles se limita considerablemente, y muchas oportunidades en la vida permanecen inaccesibles. Sin embargo, el dominio del desarrollo humano es mayor, ya que las oportunidades esenciales que las personas valoran en gran medida van desde las oportunidades políticas, económicas y sociales, a la de ser creativos y productivos pasando por el goce del respeto propio, el empoderamiento y el sentido de pertenencia a una comunidad. El concepto de desarrollo humano es, por tanto, holístico y sitúa a las personas en el centro de todos los aspectos del proceso de desarrollo (IPCC, 1995).

Dicho lo anterior para que exista bienestar social, tanto los individuos, como las comunidades e instituciones de una sociedad en particular deben tomar las acciones necesarias para proveer una seguridad mínima y las oportunidades necesarias para la obtención de necesidades básicas fundamentales, que se expresan en los niveles de educación, salud, alimentación, seguridad social, vivienda, desarrollo urbano y medio ambiente.

El bienestar social, en términos económicos se puede medir en función de diversos indicadores, a saber, el incremento del producto per cápita real, el aumento en la participación del gasto social respecto al total de egresos, la mejora de la distribución del ingreso, el aumento del empleo y el fortalecimiento en la balanza de pagos. En el ámbito social se mediría por el incremento en los niveles de salud, educación, vivienda, alimentación y erradicación de la pobreza extrema. Desde el aspecto ecológico a través del control y mejora de la contaminación, la reforestación de áreas verdes, el fortalecimiento de la red hidráulica y su dosificación, entre otros.

En definitiva, todos los intereses ya sean sociales o económicos se enfocan a el deseo conjunto de la sociedad de conseguir un alto nivel de vida objetivo (ya sea por los recursos económicos, el hábitat, el nivel asistencial o el tiempo libre), que puede ir acompañado de un alto índice de satisfacción individual, bienestar o calidad de vida. Pero esta concordancia no es recíproca. Se ha de tener en cuenta que “por encima de un nivel de vida mínimo, el determinante de la calidad de vida individual es el *ajuste* o la *coincidencia* entre las características de la situación (de existencia y oportunidades) y las expectativas, capacidades y necesidades del individuo, tal y como el mismo las percibe” (tomado de Santiago, 2006).

3.5.2. Conflictos

Desde una perspectiva integral la costa es abastecedora y sostén del desarrollo social y económico mediante los usos que se hacen de ella. La interacción de los diferentes usos sustentados dentro del litoral ocasionan diferentes tipos de relaciones que pueden ser de cooperación (cuando los usos se coadyuvan para alcanzar un fin común) o de competencia, en el caso de que los usos compitan por los recursos, ocasionando conflictos.

Retomando la idea de que en la costa la interacción entre recursos, usos y usuarios se desarrolla en su mayoría en espacios relativamente pequeños, el conflicto más común en el

litoral se da por el uso de espacios compartidos (costeros y marinos). Los conflictos que se desarrollan por diferentes usos, comúnmente ligan a los usuarios de estos. Otro tipo de conflictos que pueden presentarse son por:

- Efectos adversos de un uso sobre otro.
- Efectos adversos sobre ecosistemas.
- Competencia entre los usos en un sistema dado (p.e. muelles y puertos).
- Ausencia de información o de canales adecuados para tener acceso a ella.

A nivel administrativo pueden presentarse otros tipos de conflictos como la existencia de normativas contrarías dentro de la misma zona (conservación versus desarrollo) y de jurisdicciones diferentes sobre un mismo recurso (departamentos, secretarías, comunidades, etc.).

Existen muchos conflictos complejos y traslapados a lo largo de las costas en el mundo. Esta complejidad, enlazada con los sistemas administrativos de gobierno que designan o direccionan asuntos de manera individual, pueden crear problemas en el gestión efectiva de la costa. Es misión del manejo costero resolver esta plétora de problemas, retos y demandas, muchas de las cuales no han sido escuchadas hasta hace unas décadas (Kay & Alder, 2005).

Modelo de Gestión Integral de la Costa con Toma de Decisiones Bajo Incertidumbre

4.1 Introducción

En el contexto de la gestión o manejo costero, los tomadores de decisión están generalmente obligados a proponer estrategias y analizar su desempeño a distintas escalas de tiempo y en términos de criterios económicos, sociales y ambientales (Santiago, 2006). Puesto que la mayoría de las veces la estrategia seleccionada se ejecuta con fondos públicos e involucra bienes comunes, es necesario no sólo que la toma de decisiones se realice con conocimiento sobre las posibles consecuencias. Si no también que se haga de una manera transparente.

La naturaleza estocástica de los agentes forzadores, principalmente climáticos y económicos, hacen el proceso de toma de decisiones aún más complejo, ya que es preciso evaluar la incertidumbre inherente que estos agentes agregan al sistema costero (Baquerizo & Losada, 2008).

Este capítulo propone una metodología para la gestión de un tramo de costa que incluye el proceso de toma de decisiones bajo incertidumbre. El método parte de una caracterización de la zona de interés que permite abordar la problemática de la zona, en un determinado marco temporal y proponer objetivos de gestión. Tras el análisis anterior se diseñan estrategias dirigidas al cumplimiento de los objetivos planteados. A continuación se selecciona un conjunto de indicadores que midan las consecuencias de alcanzar o no dichos objetivos, así como otros beneficios adicionales y/o efectos adversos. Debido a la naturaleza aleatoria del sistema, ninguna de estas variables se puede predecir con certeza. Por esta razón, se utilizan técnicas de simulación para obtener muestras aleatorias de las variables e inferir con ellas sus funciones de distribución conjunta de probabilidad. En esta información

se utiliza asimismo para establecer las preferencias entre las alternativas propuestas mediante un método de decisión multicriterio conocido como SMAA-2 por sus siglas en inglés, Stochastic Multicriteria Acceptability Analysis propuesto por Lahdelma & Salminen (2001).

4.2 Descripción general del modelo

El modelo propone considerar un tramo de costa como un sistema que responde a diferentes agentes forzadores, entre ellos los climáticos, que se caracterizan mediante procesos estocásticos. Sigue el modelo conceptual propuesto por Santiago (2006) para la gestión integrada de un tramo de costa a medio y largo plazo, y para su implementación requiere:

1. Modelar los procesos físicos que gobiernan los cambios naturales e inducidos por la acción del hombre,
2. evaluar la incertidumbre intrínseca del proceso, y
3. valorar las consecuencias.

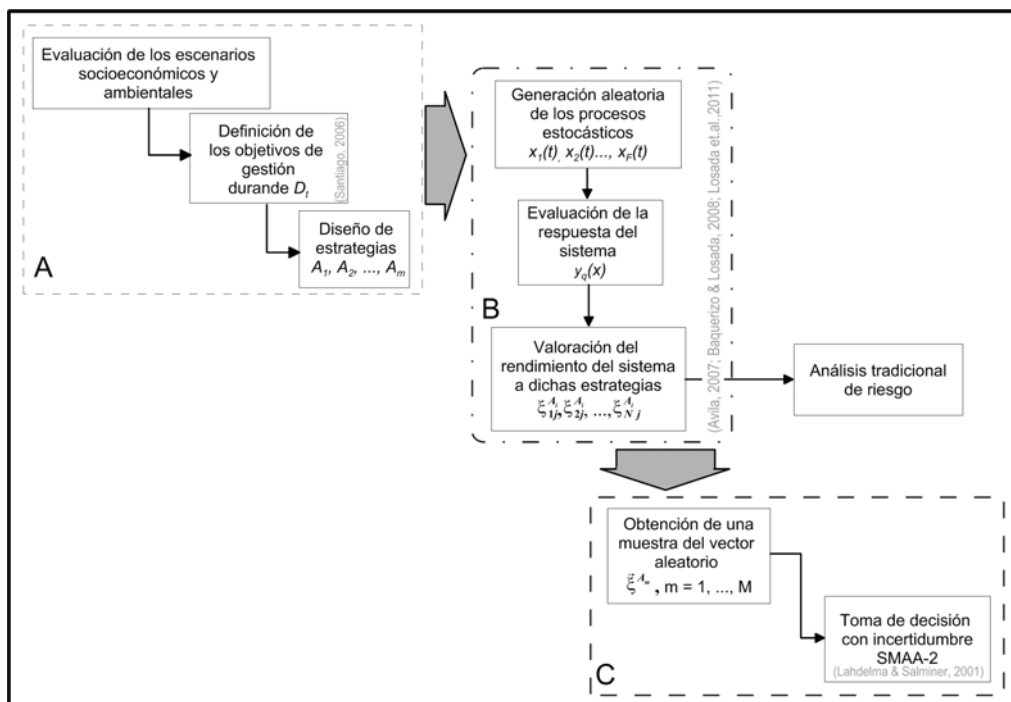


Figura 5. Diagrama general del modelo. A, caracterización del tramo de costa. B, valoración del rendimiento del sistema. C, toma de decisión bajo incertidumbre.

El modelo se divide en tres grandes partes. La primera consiste en un análisis a priori del tramo de interés para poder definir los objetivos de la gestión y proponer diversas estrategias para su gestión (Figura 5-A). El desempeño de cada estrategia se analiza siguiendo la metodología de Baquerizo & Losada (2008) para evaluar la incertidumbre intrínseca en la

predicción de los cambios morfológicos de la zona costera y, por tanto, para evaluar el grado de cumplimiento de los objetivos de gestión y de otras consecuencias derivadas de adoptar la estrategia bajo análisis (Figura 5-B).

Esta valoración se realiza en términos de probabilidad, es decir en función de la distribución conjunta de las consecuencias, lo que permite por una parte realizar un análisis convencional de riesgo de cada estrategia analizada. Además, las funciones de distribución obtenidas para cada estrategia se utilizan para establecer preferencia y tomar decisiones con la técnica SMAA-2 (Figura 5-C).

4.3 Caracterización del tramo de costa y propuesta de estrategias

Para llevar a cabo el diseño de estrategias a analizar en un determinado tramo de costa, el principal factor que debe tomarse en cuenta es el o los objetivos que se pretenden alcanzar que dependen tanto de la problemática de la zona como de los escenarios social, económico y ambiental (Kay & Alder, 2005).

La metodología de gestión aquí planteada, parte de una caracterización de la zona y de una valoración de los escenarios social, económico y ambiental, que lleva a definir objetivos de gestión coherentes y proponer una serie de estrategias, A_1, A_2, \dots, A_M orientadas a cumplir dentro del plazo de tiempo considerado D_t los objetivos planteados.

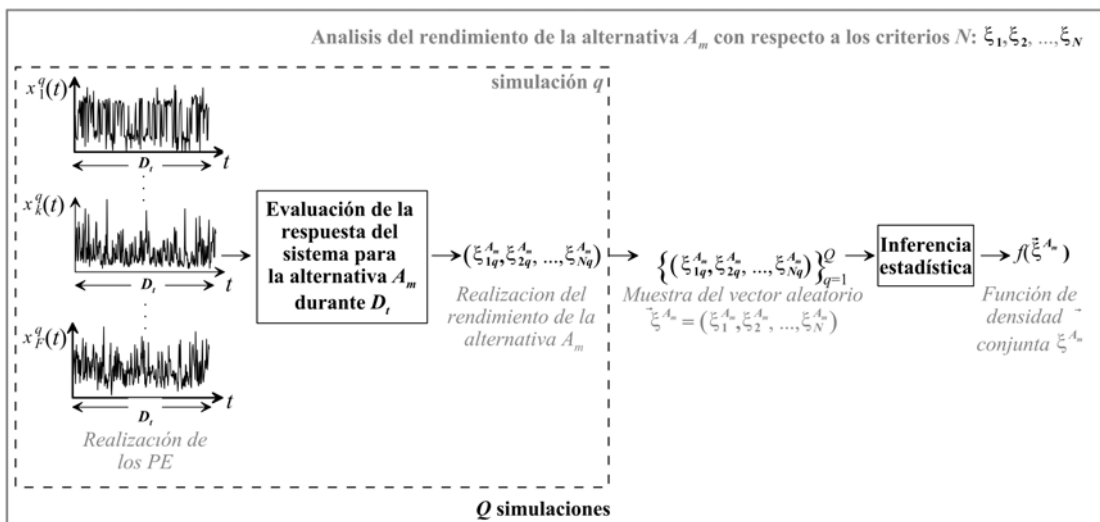


Figura 6. Diagrama evaluación de la incertidumbre de la realización de alternativa A_m .

4.4 Evaluación de la incertidumbre del rendimiento de una estrategia

Para cada una de las estrategias A_m , se analiza su rendimiento durante D_t que dependerá de los siguientes aspectos:

- i. la situación de partida o condición inicial específica (p.e., la posición de la línea de costa al comienzo del período de tiempo considerado)
- ii. el diseño del programa de mantenimiento, y
- iii. los agentes forzadores: climáticos y socioeconómicos.

Los agentes forzadores pueden ser caracterizados en términos de una serie de procesos estocásticos: $X_1(t), \dots, X_F(t)$, donde t denota el tiempo. Ejemplos de esos procesos son el contenido energético del oleaje medido por la altura significativa de la ola, $H_s(t)$ o la descarga del río, $Q(t)$.

Siguiendo la metodología propuesta por Baquerizo & Losada (2008) una determinada realización de los procesos estocásticos $x_1^q(t), \dots, x_F^q(t)$ durante el intervalo de tiempo seleccionado D_t , se describe como una sucesión de estados, entendiendo por estado el período de tiempo mínimo durante el cual se asume que los agentes son estadísticamente estacionarios (Losada et al. 2011). Utilizando un modelo que permita conocer el comportamiento del sistema durante un estado partiendo de unas condiciones iniciales dadas, es posible imitar la respuesta del sistema durante D_t , concibiéndolo como un proceso acumulativo, donde la respuesta a un cierto estado, es la condición inicial para el siguiente.

Dicha respuesta se mide a través de los valores de una serie de indicadores $\xi_1, \xi_2, \dots, \xi_N$ preseleccionados que miden el grado de cumplimiento de los objetivos de gestión y otros beneficios y/o efectos adversos.

Utilizando técnicas de simulación para obtener un número de Q grande de realizaciones de los procesos $\{(\xi_{1q}^{A_m}, \xi_{2q}^{A_m}, \dots, \xi_{Nq}^{A_m})\}_{q=1}^Q$ y procediendo de la manera descrita para cada una de ellas se obtiene una muestra del vector aleatorio

$$\vec{\xi}^{A_m} = (\xi_1^{A_m}, \xi_2^{A_m}, \dots, \xi_N^{A_m}) \quad (1)$$

a partir de la cual se obtiene la función de densidad conjunta

$$f_m(\vec{\xi}^{A_m}) \quad (2)$$

que caracteriza en términos de probabilidad el desempeño ordenamiento de la estrategia considerada en relación con los indicadores seleccionados.

Existen diversas técnicas para obtener realizaciones de los procesos estocásticos que caracterizan los agentes forzadores, entre ellas las descritas en Payo (2004), Baquerizo & Losada (2008), Losada et al. (2011), Losada (2011) y Solari y Losada (2011). . Todas ellas precisan analizar previamente bases de datos históricas a partir de las que inferir las funciones de distribución conjuntas que caracterizan los forzamientos. Las series deben ser lo más extensas posible, a ser posible de duración superior a la del periodo que se desea analizar para poder representar de manera fiel la variabilidad de los agentes (Ávila, 2007; Baquerizo & Losada, 2008).

4.5 Toma de decisión bajo incertidumbre

En esta metodología se plantea utilizar el método SMAA-2 como una herramienta de apoyo para la toma de decisiones (Lahdelma & Salminen, 2001). Esta técnica considera el vector aleatorio $\vec{\xi}^{A_m}$, $m = 1, \dots, M$ y un vector $\vec{w} = (w_1, \dots, w_N)$, que contiene las preferencias de los tomadores de decisión y los combina en una función de utilidad de la siguiente manera:

$$u^{A_m}(\vec{\xi}^{A_m}, \vec{w}) = w_1 \xi_1^{A_m} + \dots + w_N \xi_N^{A_m} \quad (3)$$

donde los w_n son pesos normalizados, es decir $w_n \geq 0$, y $\sum_{n=1}^N w_n = 1$. Con la función $u^{A_m}(\vec{\xi}^{A_m}, \vec{w}) = w_1 \xi_1^{A_m} + \dots + w_N \xi_N^{A_m}$ (3) es posible comparar las diferentes alternativas según la siguiente regla:

La alternativa A_i se considera que es mejor o igual que la alternativa A_j para los valores dados de $\vec{\xi}^{A_i}$ y $\vec{\xi}^{A_j}$ y los pesos \vec{w} si se cumple la siguiente relación:

$$u^{A_i}(\vec{\xi}^{A_i}, \vec{w}) \geq u^{A_j}(\vec{\xi}^{A_j}, \vec{w}) \quad (4)$$

Si las preferencias no son conocidas, puede considerarse que \vec{w} es un vector aleatorio con una función de densidad de probabilidad dada por $f_w(\vec{w})$, cuyo soporte es el conjunto W de pesos viables. De esta manera puede tenerse en cuenta no sólo la incertidumbre intrínseca del sistema, sino también la asociada a las preferencias de los gestores a cargo de la toma de decisiones.

Definido el $W_r^{A_m}(\vec{\xi}^{A_1}, \dots, \vec{\xi}^{A_M})$ como el subconjunto de W que consta de los pesos para los que la alternativa A_m ocupa el puesto n° en el proceso de decisión (con $r = 1$ para la mejor, $r = 2$ para la siguiente y así sucesivamente), se calculan los índices de ranking de aceptabilidad (*rank acceptability indexes*) como:

$$b_r^{A_m} = \int_{\mathbb{R}^{M \times 3}} f_1(\vec{\xi}^{A_1}) \dots f_M(\vec{\xi}^{A_M}) \int_{W_r^{A_m}(\vec{\xi}^{A_1}, \dots, \vec{\xi}^{A_M})} f_w(\vec{w}) d\vec{w} d\vec{\xi}^{A_1} \dots d\vec{\xi}^{A_M} \quad (5)$$

donde $b_r^{A_m}$ describe la participación de los valores de los parámetros para los cuales la alternativa A_m ocupa el puesto $n^\circ r$. Para $r=1$, esto da a los índices de aceptabilidad de el método SMAA (Charnetski, 1973; Charnetski & Soland, 1978) que representa la probabilidad de la alternativa A_i sea seleccionada como la mejor.

Los índices de clasificación entre los k mejores (*k-best rank indexes*) y estiman la probabilidad de la alternativa A_m de localizarse entre los k – mejor y se calcula como:

$$a_k^{A_m} = \sum_{r=1}^k b_r^{A_m} \tag{6}$$

Los correspondientes vectores centrales de pesos (*central k-best weight vector*) están dados por:

$$\vec{w}_k^{A_m} = \frac{1}{a_k^{A_m}} \int_{\mathbb{R}^{M \times 3}} f_1(\vec{\xi}^{A_1}) \dots f_M(\vec{\xi}^{A_M}) \sum_{r=1}^k \int_{W_r^{A_m}} \tilde{w} f_w(\vec{w}) d\vec{w} d\vec{\xi}^{A_1} \dots \vec{\xi}^{A_M} \tag{7}$$

En él se describen las preferencias de un tomador de decisión que juzga la alternativa A_m entre las k – mejores .

Aplicación del modelo al delta del río Guadalfeo

5.1 Introducción

El modelo descrito en el capítulo 4 se aplica a un tramo de costa situado en el Delta del río Guadalfeo (Figura 7). La zona, conocida como Playa Granada (Granada, España), presenta en la actualidad graves problemas de erosión causados principalmente por la construcción de una presa en la cuenca del río a una distancia de 8 *km* de la desembocadura del río, y cuyas actividades de regulación del cauce se iniciaron en 2005 (Avila, 2007; Losada et. al., 2011). En los últimos años se han implementado una serie de medidas no-integradas que, lamentablemente, no han sido eficaces.

En la primera parte de este capítulo se caracteriza la zona de estudio y se plantean una serie de estrategias de gestión encaminadas a resolver el problema de erosión. En la segunda, se comentan las particularidades de la aplicación de la metodología propuesta a este tramo litoral.

5.2 Delta del río Guadalfeo

El río Guadalfeo nace en la vertiente meridional de Sierra Nevada, a unos 2800 *m* de altitud, discurre en dirección N-S unos 10 a 15 *km* donde gira bruscamente hacia el oeste y vuelve a torcer 25 *km* aguas abajo para retomar la dirección N-S (Figura 7). De la vertiente suroriental el río recibe los aportes de los ríos Trevélez, Poqueira y Cádiar, de la vertiente noroccidental los de los ríos Ízbor y Lanjarón. Estas dos áreas aportan caudales importantes, procedentes del deshielo y de lluvias abundantes (Rodero, 2004) con una distribución temporal irregular, especialmente durante la estación seca (de julio a septiembre) durante la cual tienen ocasionalmente lugar lluvias torrenciales (Rodero, 2004).

El régimen hidrológico de la cuenca y los datos históricos sugieren que el crecimiento del delta depende de la ocurrencia de eventos extremos esporádicos cuya frecuencia es bastante inferior a la de los estados de mar que redistribuyen el sedimento a lo largo de la costa al paso de borrascas. En consecuencia, el delta es el resultado de pulsos aislados de crecimiento que se alternan con periodos de erosión y acumulación producidos por la acción conjunta de los agentes atmosféricos, marítimos y del terreno (Ávila, 2007; Losada et al. 2011).

En la actualidad el borde litoral del delta del Guadalfeo, de Oeste a Este, se compone de las playas de la Charca, de la Cagadilla, de Granada y de Poniente. La playa de la Charca se encuentra apoyada en el Peñón de Salobreña y las obras de encauzamiento del Río Guadalfeo. La alineación de la costa es aproximadamente NW-SE. La playa de la Cagadilla y playa Granada se extienden desde el Este de la desembocadura del Guadalfeo hasta la Punta del Santo. La costa cambia de orientación unos treinta grados, tomando una alineación casi Este-Oeste. Entre la Punta del Santo y el puerto de Motril se extiende la playa de Poniente aproximadamente con una orientación NE-SW hasta alcanzar la población de Varadero, donde la línea de costa vuelve a girar más de noventa grados y orientarse WSW-ESE, hasta encontrar el apoyo del dique exterior del Puerto de Motril (Moreno et. al., 2006).

El encauzamiento del río Guadalfeo en el primer cuarto del siglo XX, la construcción de los diversos azudes a lo largo del recorrido del río, la explosión urbanística de los últimos años, así como la construcción de la presa de Rules ha supuesto una disminución del material sólido, agua y nutrientes que llegan al mar y, por tanto, un cambio en el equilibrio de esta región. La acusada disminución en la carga de sedimento de la corriente fluvial aguas abajo de la presa tiene consecuencias tanto para la evolución morfológica del cauce como para la región litoral (Rodero, 2004; Ávila, 2007; Losada et. al., 2011).

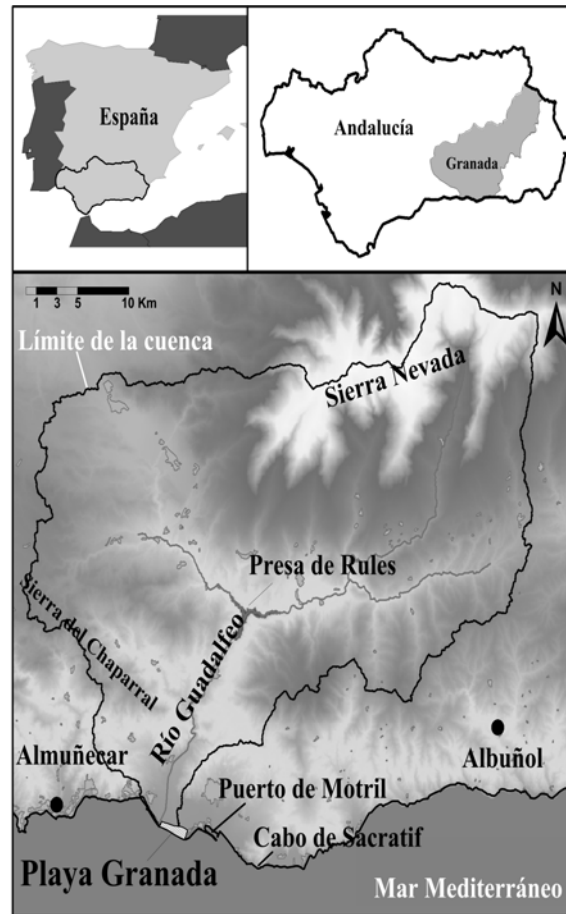


Figura 7. Mapa de localización y vista aérea de la costa tropical.

Así pues la cuenca del río Guadalfeo y la evolución morfológica de su delta es relevante, ya que las principales actividades económicas de la zona, cuya permanencia depende de los aportes del río, se asientan sobre estructuras morfológicas activas, que han requerido de actuaciones importantes para ser estabilizadas (Ávila, 2007).

5.3 Geomorfología

Esta región comenzó a formarse sobre los depósitos de bajo nivel del mar desarrollados a lo largo de los diversos períodos de glaciación ocurridos durante el Pleistoceno (Rodero, 2004). La costa presenta una forma de fan-delta, resultado de los mecanismos que hacen llegar a los sedimentos, las fuertes pendientes del fondo marino y, la actividad sísmica que permite el desplazamiento de material hacia aguas más profundas (Lobo et al, 2006).

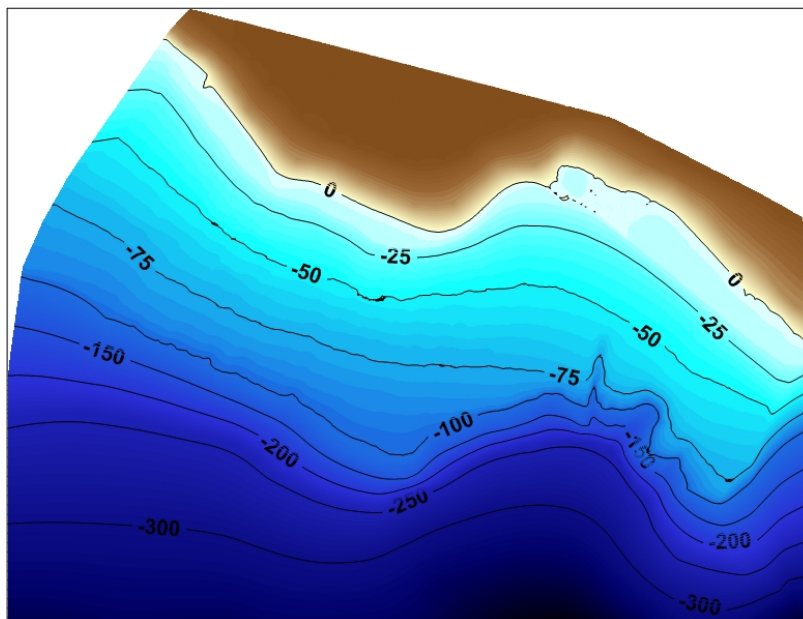


Figura 8. Batimetría del delta del río Guadalfeo. Tomado de Ávila (2007).

La naturaleza de los sedimentos aportados por el río Guadalfeo al desarrollo de la llanura aluvial y deltaica es de tipo metamórfico estando principalmente representados por: esquistos, cuarcitas, esquistos con granate y cantos pertenecientes a los relieves esquistosos circundantes (Rodero 2004). Este tipo de composición, en combinación con las características hidrológicas y topográficas, hacen que el material sólido que llega a la desembocadura sea una mezcla bien graduada en la que predominan las arenas gruesas, gravas e incluso partículas mayores (Moreno et al, 2006). El delta presenta sedimento arenoso, con pasadas de material grueso y muy grueso, así como intercalaciones de material fino (Rodero, 2004a). Los materiales disponibles en las playas del perímetro de la desembocadura del río Guadalfeo están formadas por dos fracciones de material, una gruesa compuesta de gravas, gravillas ($D_{50} = 2 - 4 \text{ cm}$) y arena gruesa ($D_{50} = 1.5 \text{ mm}$), y otra fina compuesta de arenas finas y muy finas ($D_{50} = 0.15 \text{ mm}$).

El material fino se encuentra tapizando el material grueso que constituye la matriz de la playa. Esta estructura se extiende por el perfil sumergido, permitiendo el establecimiento de las fuertes pendientes como se observa en la batimetría (Figura 8). La parte emergida presenta un perfil en escalones, apareciendo los materiales gruesos en el talud de cada escalón. Con este perfil estas playas se comportan desde un punto de vista morfodinámico como playas reflejantes (Moreno et al, 2006).

En general, las playas de este tramo de costa son casi perpendiculares a la resultante del flujo medio anual del oleaje. Este hecho y el grosor de los materiales que las componen hacen que el transporte longitudinal de sedimentos sea pequeño y sólo adquiera una cierta importancia cuando se produce un cambio significativo en la orientación de la línea de costa, como puede suceder cuando el río tiene una avenida, lo que provoca un avance del delta y un cambio en la alineación de las playas adyacentes. En esta situación, cuando el oleaje se propaga y rompe sobre la punta del delta se producen dos sistemas de corrientes longitudinales, una hacia Salobreña y otra hacia la Punta del Santo, cuyo resultado final es el suavizado de la parte más sobresaliente del delta y la difusión a lo largo de las playas adyacentes: Playa de la Cagadilla y Playa Granada, (Moreno et al, 2006).



Figura 9. Imagen satelital tomada el 14 de Agosto de 2007 (Fuente: Google Earth, 36°43'22" N y 3°33'11" O) donde se observa la vista general del delta del río Guadalfeo.

En general el delta del Guadalfeo presenta dos puntos donde se ha observado erosión importante, el primero es la actual desembocadura del río Guadalfeo y el segundo la Punta del Santo (Figura 9), las playas adyacentes muestran un crecimiento suave y continuo a lo largo de toda su extensión. Es importante mencionar que estas observaciones fueron realizadas posteriores a una regeneración llevada a cabo por la Dirección general de Costas del Ministerio de Medio Ambiente (DGC), en la que se produjo un vertido de alrededor de 500,000 m³ de sedimentos procedentes de la presa de Rules. Entre octubre de 2001 y enero del 2002 se depositaron 100,000 m³ en la playa de la Charca, 300,000 m³ en la margen derecha de la desembocadura del río Guadalfeo y 500,000 m³ en la zona límite entre los municipios de Salobreña y Motril. Las regeneraciones realizadas tienden a paliar el retroceso

masivo que experimenta la costa en algunas zonas, aunque no consiguen estabilizar la línea de costa, puesto que los aportes de arena a las playas son recurrentes (Moreno et al 2006).

Como se ha mencionado, esta zona en particular presenta grandes cambios en su orientación, que tienen una influencia importante sobre su estado actual, por lo que (Moreno et al 2006) realizó un análisis por tramos, para este estudio se resumen a continuación tres tramos que afectan la zona: Desembocadura actual del río Guadalfeo, Playa Granada y Punta del Santo (Figura 9).

- Desembocadura actual del río Guadalfeo. Este tramo comprende la desembocadura actual del río Guadalfeo extendiéndose algunos metros a poniente y levante de la misma. Presenta una longitud aproximada de 920 metros y una forma en planta curva hacia el interior. Destaca la presencia del tramo final de los muros de encauzamiento del río Guadalfeo, que actúan como un punto de apoyo para los materiales. Cabe notar la presencia de morfologías y sedimentos que parecen indicar la formación de pequeñas lagunas de carácter periódico al este de la desembocadura.
- Playa Granada. Tramo nuevamente rectilíneo, con una orientación preferente NW-SE. Tiene una longitud de unos 1,790 *m*. Esta región se apoya, en la punta de la antigua desembocadura del río Guadalfeo.
- Punta del Santo. Tramo de longitud aproximada de 1,100 *m*, y una forma en planta casi semicircular. Se trata de la antigua desembocadura del río Guadalfeo, y por tanto del extremo constructivo del delta. Geométricamente es una porción de costa en la que se produce un cambio en la alineación de la misma, para pasar de tener una orientación preferente NW-SE a una orientación NE-SW.

5.4 Clima e Hidrología

El agua es especialmente importante en la Costa de Granada, uno de sus rasgos definitorios es la relativa escasez y, sobre todo, la enorme irregularidad de las aportaciones naturales. Ello se traduce en largos periodos de sequía que contrastan con eventos de precipitación torrencial que vienen a actuar sobre un medio escasamente protegido por la vegetación, provocando desbordamientos periódicos e inundaciones (Rodero 2004).

La cuenca del río Guadalfeo posee las características típicas de las cuencas mediterráneas en la zona del mar del Alborán; con un clima semiárido, dominado por la incidencia puntual de borrascas y áreas de captación relativamente reducidas. La mayoría de los eventos de precipitación y en particular los más extremos acontecen entre otoño y primavera, contrastando con la escasa incidencia de lluvias durante el verano. Se observa asimismo una variabilidad interanual no despreciable de la precipitación.

Una de las particularidades de esta cuenca es la ocurrencia de precipitación en forma de nieve en la parte alta de la cuenca, que además de representar una proporción importante del volumen de agua captado, participa en la definición de las variaciones estacionales del caudal (Avila 2007).

Rodero (2004) estima que el volumen medio anual de agua que el río Guadalfeo descarga al mar es del orden de 250 m^3 , con un caudal medio mensual de $7.7 \text{ m}^3/\text{s}$ (datos previos a su regulación mediante la presa de Rules). No obstante, el comportamiento hidrológico de la cuenca está marcado por la ocurrencia de fenómenos episódicos de avenida en respuesta a eventos singulares de lluvia (borrascas o tormentas convectivas de carácter local) o deshielo.



Figura 10. Desembocadura del río Guadalfeo donde se observan las estructuras construidas. Tomada de MAGRAMA (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente).

La cuenca tiene otros rasgos que la distinguen significativamente. Entre otros, destacan sus fuertes pendientes, que la hacen pasar de cotas superiores a los 3,000 *m. s. n. m.* en Sierra Nevada hasta la costa en aproximadamente 40 *km* en la horizontal (70 *km* en longitud de cauce) (Avila 2007).

La llanura sedimentaria del río se limitaba originalmente en el oeste por una montaña llamada El Chaparral y en el este por el Cabo de Sacratif (Figura 10). El puerto de Motril, que fue construido a principios del siglo XX se encuentra en el punto más occidental del delta, que actualmente limita su extensión. El encauzamiento del tramo final del río al final del siglo XIX dio lugar a la construcción de dos espigones en la desembocadura del río.

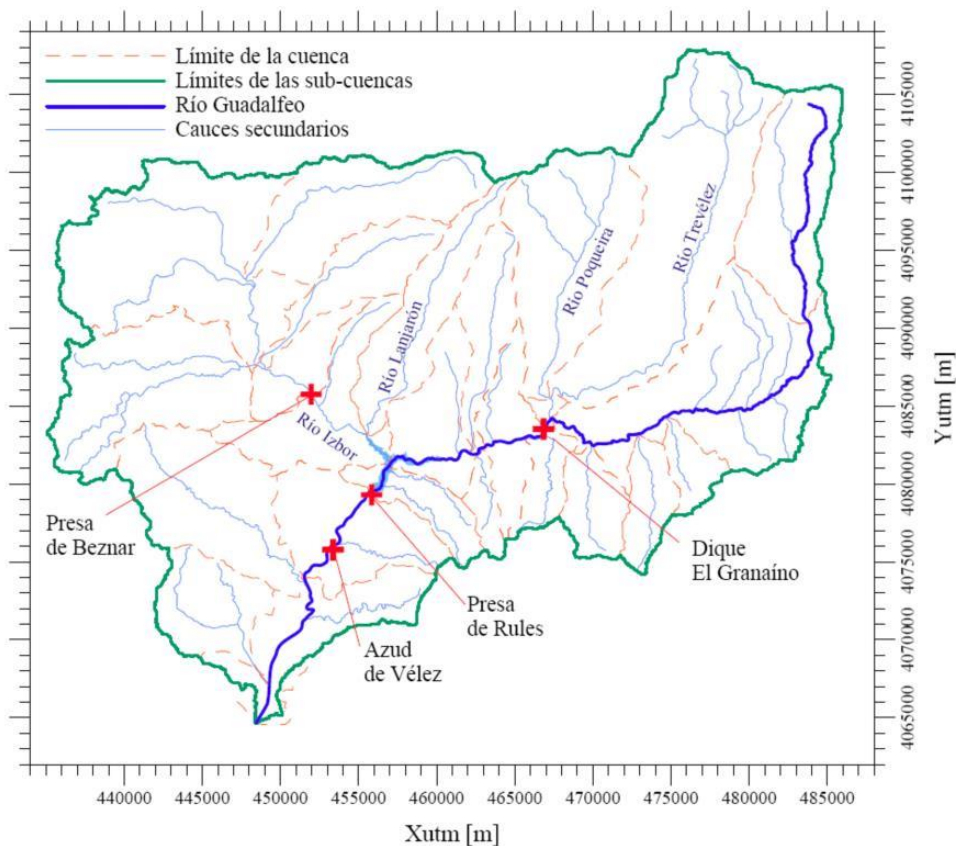


Figura 11. Vista en planta y referencias de la cuenca del Río Guadalfeo. Tomada de (Ávila, 2007).

Las infraestructuras más importantes que se han creado durante el último siglo, y que han variado el régimen hidráulico e influido en el comportamiento morfológico de la cuenca del río Guadalfeo son, tal y como describen (Moreno et al, 2006):

- Presa de Rules: Es la obra fundamental que regula el río Guadalfeo, y se encuentra ubicada a 2 *km* aguas debajo de la confluencia con el río Ízbor. La capacidad del embalse es de 118 *Hm*³(Figura 11).
- Presa de Béznar: Se encuentra ubicada aguas arriba de la presa de Rules, y tiene una capacidad inferior, entorno a los 15 *Hm*³(Figura 11).

–Dique del Granadino: Se sitúa aproximadamente 0.5 *km* aguas abajo de la confluencia de los ríos Poqueira, Trevélez y Guadalfeo, y a 6 *km* aguas arriba del puente de Órgiva. Construida para la acumulación de sedimento. Tiene una capacidad de 0.18 *Hm*³(Figura 11).

–Azud de Vélez: Se encuentra ubicado aguas abajo de la presa de Rules (Figura 11).

El río se encuentra regulado prácticamente en toda su extensión, excepto en el tramo final próximo a la desembocadura, zona en la que la pendiente es más suave y el transporte de sedimentos menor. Así pues, todo el sedimento queda retenido en las obras de regulación previas a la desembocadura. En la zona de aproximación al azud se dispone de un dique de tierra que desvía el caudal en su totalidad hacia las tomas de explotación. Si el caudal que llega es superior a las necesidades de la zona, se deja pasar, pero si es inferior se retiene para los diferentes usos, de forma que bajo condiciones medias o bajas prácticamente no llega caudal a la desembocadura (Figura 9).

El régimen hidrológico del río, así como los registros históricos sugieren que el crecimiento del delta del Río Guadalfeo es muy dependiente de los eventos extremos, cuya aparición es mucho más esporádica que la aparición de estados de mar que redistribuyen los sedimentos a lo largo de la costa durante el paso de una tormenta. Por consiguiente, este delta es el resultado de una serie de llegadas puntuales de sedimento que se alternan con periodos de acumulación y erosión, producidos por la acción acoplada de atmósfera, el océano, y agentes de tierra.

Debido a las obras de construcción realizadas en el Río Guadalfeo y en concreto, la construcción de la presa de Rules (cuya actividad reguladora se inició en 2005), el litoral está sufriendo una severa erosión en especial en la zona conocida como Playa Granada. Hasta ahora, esta erosión ha sido parcialmente mitigada por rellenos de playas esporádicos. Sin embargo, el sedimento utilizado para este propósito era de un tamaño significativamente menor que el nativo, y por lo tanto presenta una vida muy limitada.

5.4.1. Clima marítimo

La primera caracterización del clima marítimo en esta zona la realizó Ortega et al. (2004), donde se determinó las alturas de ola, direcciones y periodos de mayor probabilidad de presentación. El estudio concluyó que los oleajes de Poniente tienen direcciones de incidencia principales W y WSW, decreciendo en intensidad hacia el SW. Los oleajes de levante tienen como dirección de incidencia principal la E, siendo muy poco importantes, tanto en intensidad como en presentación, los provenientes de ESE y SE. Los oleajes del sector SE a SSW tienen escasa relevancia. Las variaciones de la marea astronómica son despreciables, siendo más importantes las variaciones de nivel meteorológicas.

Ávila (2007) realiza un análisis de los eventos climáticos que afectan a la cuenca y su desembocadura. En su trabajo menciona que la variabilidad en el clima marítimo es menos marcada que en la precipitación, aunque las tendencias son las mismas; encontró que la

altura de ola significativa espectral, H_{m0} , presenta valores máximos y medios mayores en invierno, se presentan eventos el resto del año con menor frecuencia en el verano. De los temporales en el mar encontró que se agrupan a dos direcciones principales SW y E, aproximadamente.

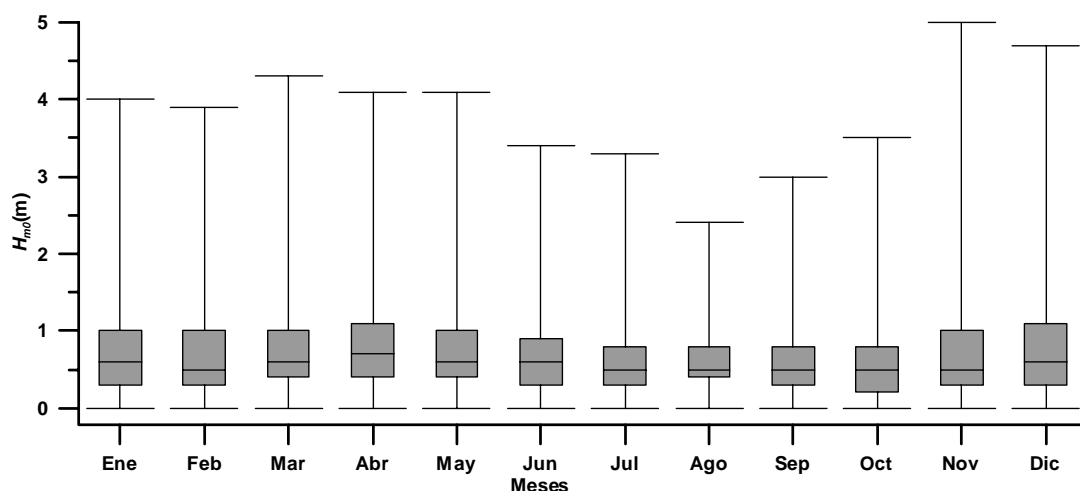


Figura 12. Variación mensual de la altura de ola. H_{m0} . Datos del punto WANA 2020013, 1996-2007.

Para la comprobación de esta información se han utilizado los puntos WANA 2019013 y 2020013. Estos datos provienen del Proyecto WASA, cuyo acrónimo significa *Waves and Storms in the North Atlantic*, donde se reconstruye el clima marítimo de los últimos 50 años usando el modelo WAM de generación de oleaje y la información meteorológica existente (Puertos del Estado). Los datos resultados de ese proyecto son parámetros de viento, oleaje y espectro direccional en cada uno de los puntos de las mallas utilizadas desde el año 1996 a 2007. Los resultados se muestran en las Figura 12 y Figura 13.

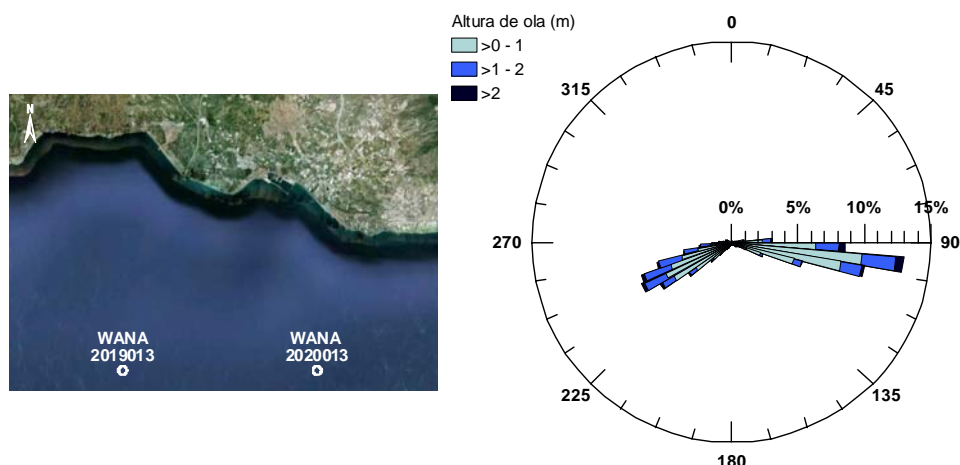


Figura 13. Izquierda, localización de los puntos WANA 2019013 y 2020013. Derecha, rosa de oleaje de los datos antes mencionados.

Como se puede observar en la Figura 12 los valores máximos y medios de H_{m0} se presentan de finales de otoño hasta principios de primavera, presentándose los más bajos en verano. A su vez se puede confirmar en la Figura 13 las dos direcciones principales provenientes de aguas profundas 105° y 245° aproximadamente, ambas oblicuas a la costa.

Ávila (2007) menciona que las dos direcciones principales que se presentan en la zona son relevantes puesto que aceleran el transporte litoral, teniendo como consecuencia una rápida difusión del sedimento expulsado por el río. También determino que $H_{m0} \geq 2$ son valores umbrales, para los cuales la zona experimenta cambios morfológicos apreciables.

5.5 Entorno socioeconómico

La Costa Tropical, en Playa Granada, se extiende desde las localidades de Albuñol a Almuñécar, en la provincia de Granada *figura 1*. Esta zona costera posee un entorno geomorfológico muy diverso, que ofrece soporte para una amplia gama de actividades productivas, que son principalmente de carácter agrícola. Otras actividades importantes son las operaciones turísticas y portuarias.

Las primeras evidencias históricas de desarrollo del delta se remontan a la época romana (aprox. 150 a.C.-200d.C.), justo antes del comienzo del Período Cálido Medieval. La gran cantidad de sedimento que el río Guadalfeo era capaz de transportar, los grandes caudales líquidos movilizados especialmente en época de deshielo, y la disponibilidad de material erosionable a consecuencia de la intensa deforestación y cambio de uso del suelo y de las técnicas de laboreo tras la época romana, y especialmente, durante la época de la Reconquista, permitió el desarrollo de un delta que debió emerger en épocas históricas relativamente recientes (Rodero, 2004). Sin embargo años más tarde los asentamientos de población se situaron históricamente en el interior, dejando la línea de costa como un territorio vacío o, en todo caso. Como frontera militarizada (de ahí la frecuencia de castillos y torres vigías).

En la actualidad, la Costa Tropical vive una intensa transformación del paisaje debida a la competencia entre usos del suelo en conflicto: por un lado el desarrollo turístico y las promociones residenciales, y por otro la expansión de la moderna agricultura de invernaderos y cultivos forzados bajo plástico. Estas actividades son los pilares económicos de la región, y exigen grandes cantidades de agua, particularmente durante la época estival, precisamente cuando los recursos hídricos superficiales son más escasos. Esta escasez ha inducido a sobreexplotar las aguas subterráneas durante los periodos en los que la recarga de acuíferos es inferior, lo que ha favorecido la aparición de fenómenos de contaminación del agua subterránea por intrusión salina (Moya y Ferrer, 2006).

Ambas actividades tienden a ocupar cualquier espacio libre disponible sobre los que se superponen, además, las infraestructuras y el transporte necesarias para sustentarlas. Esta colonización contemporánea se refleja nítidamente en un paisaje crecientemente tensionado e intrincado. Todo ello sobre un fondo de vertientes desforestadas tiempo atrás y sometidas a fuertes procesos erosivos que afectan a las actividades humanas y la dinámica natural del litoral. La impronta urbana en el paisaje, hasta hace poco apenas perceptible, tiende a incrementarse con formas de urbanización y tipologías edificatorias generalmente poco adaptadas a la fragilidad y belleza del paisaje de esta costa (Moya y Ferrer, 2006).

Esta presión urbanística se hace patente no sólo en la topografía litoral, sino también en las condiciones de la lámina de agua para el baño más próxima al litoral. Probablemente, el deterioro más visible de la misma se produce por los vertidos de los 19 emisarios submarinos que vierten directamente aguas al mar, a los que se le unen otros focos de contaminación de litoral, como son los siguientes:

1. Vertidos de origen industrial, procedentes de empresas azucareras (con elevada carga orgánica), piscifactorías y papeleras.
2. Vertidos de origen urbano procedentes de las numerosas urbanizaciones y viviendas particulares que se encuentran a lo largo del litoral.
3. Vertidos de origen agropecuario procedentes de los cultivos tropicales intensivos de la zona, con una importante carga de pesticidas y fertilizantes.

Como se ha mencionado anteriormente la presa de Rules es de vital importancia para la zona, ya que no es sólo es una defensa contra avenidas del Valle inferior y su delta, también debe completar y garantizar el abastecimiento y regadíos de 5000 *ha* de cultivos de esta zona, así como el abastecimiento de los núcleos de población del litoral, estimada en unos 25000 *habitantes*. Según el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA), Rules es "el último eslabón" para la regulación integral del Valle del Guadalfeo, que garantizará las necesidades de los sectores de esta zona y de las cuencas limítrofes.

Motril cuenta con el 49.6% de habitantes y Salobreña con el 10.3%, este porcentaje convierte a Motril en el segundo municipio más poblado, tras la capital de la provincia. La densidad media de habitantes por kilómetro cuadrado en Motril esta cerca de 500 y Salobreña 300 aproximadamente. El crecimiento de la población en la costa a aumentado con un 7.52%, lo que representa casi el doble de la tasa de crecimiento media de la provincia de Granada 4.6%) y un punto por encima de la media andaluza 6.3%). Estos autores mencionan que el incremento en la población se debe fundamentalmente a un intenso proceso migratorio que ha llevado a numerosas personas a establecer su residencia en la costa; la emigración se une a esta cifra, ya que el 30.4% de los extranjeros empadronados en Granada residen en esta zona. Esta emigración no se distribuye de manera uniforme, sino que se concentra principalmente en Motril y tras este lugar en Salobreña.

Entre la población inmigrante, los que eligen Salobreña como destino proceden principalmente de la unión Europea, vienen atraídos por el clima y la calidad de vida, y habitan en urbanizaciones cerca de la playa o en entornos privilegiados. En Motril, sin embargo, se observa una alta migración de Sudamérica (colombianos y ecuatorianos principalmente) que se dedica a trabajos de la construcción, de la agricultura, servicio doméstico y hostelería. Es importante tomar en cuenta también la inmigración ilegal, que aunque no figura en las estadísticas oficiales, se ha comprobado que aumenta año tras año (Moya y Ferrer, 2006).

La concentración de la población en ciertas comarcas determina la cantidad y calidad de los servicios e instalaciones sociales de carácter público y privado tanto individuales como colectivas.

En general los municipios en la Costa de Granada tienen una renta superior a 830 e inferior a 10,200 . En el caso particular de Salobreña la renta varía entre 9,300 y 10,200 , siendo uno de el más altos en la costa de Granada, esto se debe a que se trata de un municipio donde el turismo residencial es muy importante para la economía y donde existe una numerosa colonia de ciudadanos Europeos que tienen aquí una segunda residencia, por lo que resulta lógico este nivel de renta elevado en relación con la media comarcal y provincial. En el caso de Motril el índice se encuentra entre 8,300 y 9,300 (Moya y Ferrer, 2006).

5.5.1. Economía

En la actualidad el sector empresarial en España ha sufrido una fuerte recesión. Mientas que en el año 2005 existían 56,067 empresas para el municipio de Granada, en el año 2010 el Instituto de Estadística y Cartografía de Andalucía declara únicamente la existencia de 19,375, de las cuales 3,287 pertenecían la provincia de Motril.

Para la costa de Granada los últimos datos publicados son del año 2004 por (Rodero, 2004) donde se encontró que se cuenta con 6,254 empresas, de las cuales 40.6% están dedicadas a comercio y reparaciones, el 16.9% a hostelería y actividades inmobiliarias y a servicios empresariales y de construcción un poco más del 10%. Estos datos se revisan sólo para tener una idea acerca de la tendencia presentan los diferentes sectores empresariales.

El municipio de Motril al ser el principal centro urbano de la comarca y el de mayor población, concentra asimismo una gran parte de la oferta cultural y se erige en la segunda ciudad de Granada en programación cultural. En equipos deportivos cuenta con complejos de piscinas, tenis, petanca, estadio de atletismo, fútbol, club náutico y club de golf; ofreciendo la posibilidad de practicar deportes que resultan atractivos para un segmento específico del mercado turístico. No obstante, la oferta descrita parece insuficiente, si se tiene en cuenta que la actividad turística es uno de los pilares de su desarrollo económico²⁶.

La capacidad de la costa paga generar actividades de alto desarrollo tecnológico es reducida, lo cual es coherente con una estructura innovadora poco diferenciada y especializada, principalmente en la tecnología media y baja (con la que se cuenta en la zona), lo cual no es obstáculo para que en el contexto provincial su situación sea relativamente buena (Moya y Ferrer, 2006).

²⁶ Instituto de Estadística y Cartografía de Andalucía; <http://www.juntadeandalucia.es/institutodeestadisticaycartografia/>

5.5.2. Sector agrario

El impacto socioeconómico del sector agrario en la Costa es muy importante, sobre todo a nivel local, y además creciente, tanto por lo que se refiere a la generación de rentas directas, como a la importancia de su efecto indirecto por las demandas generales de bienes y servicios (inputs de producción y comercialización) y el efecto sobre el empleo, ello sin mencionar su lógica influencia en el nivel de consumo de la zona.

Su dureza orográfica, con fuertes pendientes y salpicada de barrancos encajados, ha posibilitado una fácil roturación de los abanicos aluviales, dando como resultado la implantación de la nueva horticultura intensiva, que poco a poco va transformando los usos agrarios tradicionales (regadío en los fértiles valles y llanuras, desde la caña de azúcar, patatas extra-tempranas), hacia los invernaderos, fundamentalmente en la zona oriental de la zona.

Esta transformación también se ha dado en gran parte de la tradicional zona de secano de la costa, si bien aún quedan amplias zonas susceptibles de experimentar esta reconversión que, de hecho, representa el principal rasgo distintivo del sector agrario y una indudable fuente de riqueza y empleo que ha sacado del atraso a una zona tradicionalmente muy deprimida.

En la zona del Bajo Guadalfeo la caña de azúcar es el principal cultivo tanto de Motril como de Salobreña, con casi 1,400 *ha*, de las cuales Motril cuenta con más de 1,100. La superficie dedicada a cultivos herbáceos en Motril supone más de tres cuartas partes del total de la zona (y el 56% de toda la costa), y ello condiciona la especialización de productos de toda la zona del Bajo Guadalfeo (Moya y Ferrer, 2006).

5.5.3. Sector turístico

La Costa Tropical constituye por su enclave geográfico y sus condiciones climatológicas un destino turístico valorado muy positivamente por los turistas tanto españoles como extranjeros. Sin embargo el relieve montañoso por una parte dificulta o imposibilita en ocasiones los accesos a las playas y por otra limita su extensión. Las playas, presentan además, en general, un estrán muy escarpado por la escasez de material fino. Estos factores favorecen la saturación de la playa y limitan el potencial de crecimiento turístico. A pesar de estos inconvenientes, ofrece un paisaje que permite disfrutar de la montaña y la playa a la vez, un aspecto muy apreciado tal y como revela el número creciente de residencias situadas en estos enclaves (Moya y Ferrer, 2006).

Este turismo, y la tendencia a un consumo de agua creciente a nivel doméstico agravan los problemas de escasez de agua ya mencionados.

La costa de Granada ha centrado su oferta deportiva en la práctica de actividades relacionadas con el mar, como el submarinismo o la vela. Existe además un campo de golf

situado en Playa Granada, alrededor del cual se erigen ya algunas urbanizaciones, y se espera que en el futuro proliferen algunos campos por la zona (Moya y Ferrer, 2006).

El sector turístico es una pieza clave en la economía de la costa, si bien no se dispone de datos que permitan saber cuánto aporta en términos de producción las actividades vinculadas al turismo como hostelería y comercio, es conocido que da empleo a casi 9,000 personas, según el último censo realizado, que representa el 24% del total de los ocupados. La actividad turística de la costa granadina está muy concentrada en tres municipios, Allmuñecar, Motril y Salobreña (Moya y Ferrer, 2006).

En la actualidad se busca la promoción y comercialización de la costa de Granada como una oferta de sol y playa, tanto residencial, como no residencial, complementándolo con productos de ocio y especialmente aquellos que generen valor añadido a la zona, apoyándose en la riqueza del entorno natural, como en la cultura o en la gastronomía. (Moya y Ferrer, 2006) mencionan que desde el año 2006 se pretendía consolidar el turismo como uno de los principales motores de la economía en esta zona.

La relevancia del turismo puede ser medido en términos del índice comparativo de la importancia turística, referido a 2010 y a 2005. Se obtiene en función de la cuota o impuesto de actividades económicas correspondiente a las actividades turísticas, el cual se basa a su vez en la categoría de los establecimientos turísticos (hoteles y moteles, hoteles-apartamentos, hostales y pensiones, fondas y casas de huéspedes, campings y apartamentos gestionados por empresas), número de habitaciones y ocupación anual (todo el año o parte del año); por lo que constituye prácticamente un indicador de la oferta turística. El valor del índice indica la participación (en tanto por 100,000) que corresponde a cada municipio, provincia o comunidad autónoma sobre una base nacional de 100,000 unidades (total euros recaudación del impuesto = 100,000). A partir de 2003 están exentos del pago de la cuota un determinado colectivo de contribuyentes.

La participación de los municipios de la Costa Tropical, en 2003 fue de aproximadamente 373 y del total correspondiente a España²⁷. Cerca de 31,3% correspondió a Motril, la ciudad más cercana al área de estudio.

²⁷ La Caixa, 2010.

5.6 Playa Granada

Playa Granada se encuentra en la parte oriental del delta del Río Guadalfeo, apoyada entre el límite oriental del Término de Salobreña y Playa Poniente. Pertenece al término municipal de Motril y alberga un exclusivo complejo turístico (Figura 9) que consta de campo de golf, hoteles, restaurantes, etc. También incluye propiedades residenciales, que son principalmente casas de verano. Este complejo también cuenta con parcelas urbanas aún sin desarrollar que están incluidas en el plan de ordenación urbano de la zona para la construcción principalmente de viviendas.

El suelo con clasificación urbana, es un conjunto residencial que lo componen el Pueblo del Chirimoyo, la Residencia Villa Astrida y una vivienda unifamiliar aislada, fruto del ligero desarrollo turístico iniciado en los años setenta. Esta estructura se organiza de forma muy dispersa en torno al campo de golf los Moriscos y el complejo del hotel Robinson Club Playa Granada.

Este desarrollo prevé la implantación de 2600 viviendas aproximadamente. Este desarrollo se basa en el Plan Parcial PL3 Playa Granada, que plantea en su momento, una tipología mayoritaria en edificaciones aisladas provistas de espacios libres de parcela para ofrecer mejores servicios a la oferta turística. Contempla también la ampliación del actual campo de golf como claro aliciente que completa la oferta de sol y playa.

La playa es visitada por los residentes locales y también los fines de semana por excursionistas considerados de un día puesto que no pernoctan en la zona, especialmente durante el verano. En

Al oeste de este complejo turístico, sobre unos terrenos ganados artificialmente a una laguna litoral, ha proliferado un grupo de asentamientos agrícolas ilegales. Es previsible que por la entrada en vigor en 2010 del Plan de Ordenación del Territorio del Litoral de Granada (POT-LG) que define esta zona como Espacio libre y corredor litoral, estos asentamientos sean muy probablemente desmantelados para restaurar el humedal de la antigua laguna²⁸.

Como principal problema de la zona, destaca el escaso desarrollo producido hasta el momento, quedando grandes espacios de suelo sin ordenar en colindancia con las implantaciones residenciales y originando una discontinuidad en la estructura existente. Carece también, de aparcamientos para hacer frente a la demanda estacional que se produce, además de una falta de dotaciones y de servicios.

²⁸ Junta de Andalucía, 2006; Consejería de Obras Públicas y Transporte. Decreto 59/3006 de 14 de marzo por el que se acuerda la formulación del Plan de Ordenación del Territorio del Litoral de Granada

5.7 Especificación de objetivos y diseño de estrategias

A la luz de lo descrito en el apartado anterior, es evidente que Playa Granada tiene un alto valor ambiental y turístico. Desde el punto de vista económico, su explotación requiere una gran área de playa seca, al menos durante el verano. Sin embargo, la construcción de la presa de Rules, hace imposible que en periodos en los que las condiciones climáticas son benignas, la playa se recupere de manera natural de la erosión sufrida durante el invierno. La única solución viable es, por tanto, alimentar artificialmente la playa y para mantenerla si es necesario colocar estructuras capaces de retener el sedimento.

Este trabajo explora los beneficios económicos en el corto plazo al llevar a cabo obras para la recuperación artificial de la playa. Para este propósito, se analizan cinco estrategias diferentes, siguiendo las recomendaciones dadas por Lahdelma et al (2000). Entre ellas, como referencia, se considerará la alternativa denominada cero que no contempla ninguna acción. Se estudian también tres estrategias inspiradas en la gestión llevada a cabo durante los últimos años y, finalmente, una estrategia en cuyo diseño se ha buscado tanto la eficiencia técnica como el respeto por el medio ambiente. Cada una de las alternativas representa una postura de gestión de la costa.

5.7.1. Objetivo de gestión

Se propone como objetivo de gestión ofrecer un ancho mínimo de playa durante el verano de 10 m a lo largo de la costa por un período de cinco años. La anchura propuesta se mide a partir de una línea que coincide al oeste del delta con la frontera de los desarrollos urbanos, y por el este con la frontera de los asentamientos agrícolas ilegales.

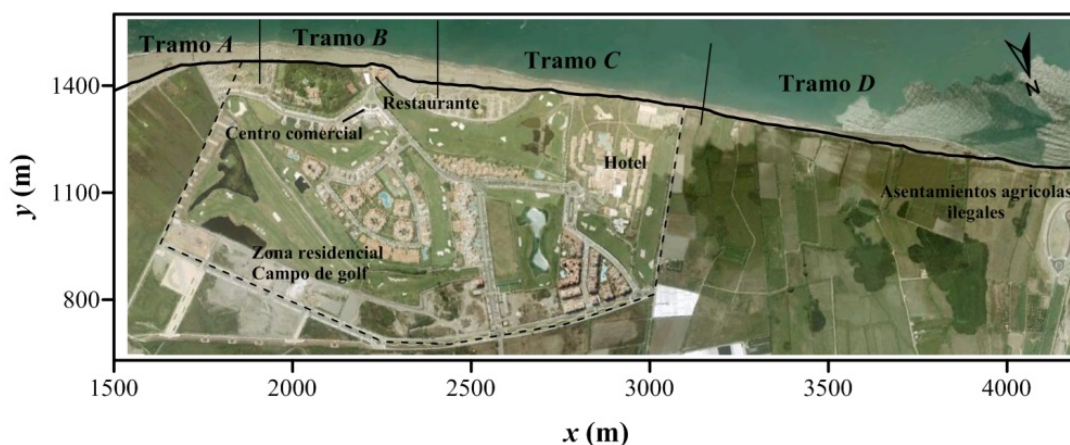


Figura 14. Imagen satelital tomada en agosto 15, 2007 (Fuente: Google Earth, 36°43'23.77"N y 3°33'52.41"O). Donde se muestra la línea de referencia definida como el objetivo de gestión en los cuatro tramos costeros analizados.

Debido a los diferentes usos de esta zona costera y las consecuencias negativas de el retroceso de la línea de costa, el rendimiento de las alternativas se ha evaluado en cuatro tramos diferentes denominados *A*, *B*, *C*, y *D*.

La Figura 14 es una fotografía aérea que muestra el sistema de coordenadas, la línea de referencia utilizada para la verificación del cumplimiento de la estrategia de gestión, y los cuatro tramos costeros analizados en el estudio.

5.7.2. Definición de estrategias

El diseño de las alternativas se basa en tres aspectos fundamentales:

1. El origen del problema de la erosión (el bloqueo parcial de aporte de sedimentos por la construcción de la presa de Rules) y la ubicación de las áreas erosionadas
2. Las características del clima marítimo en la zona, con olas que llegan principalmente desde dos direcciones casi opuestas y oblicuas a la playa;
3. Las tendencias y el estado del arte en la protección costera.

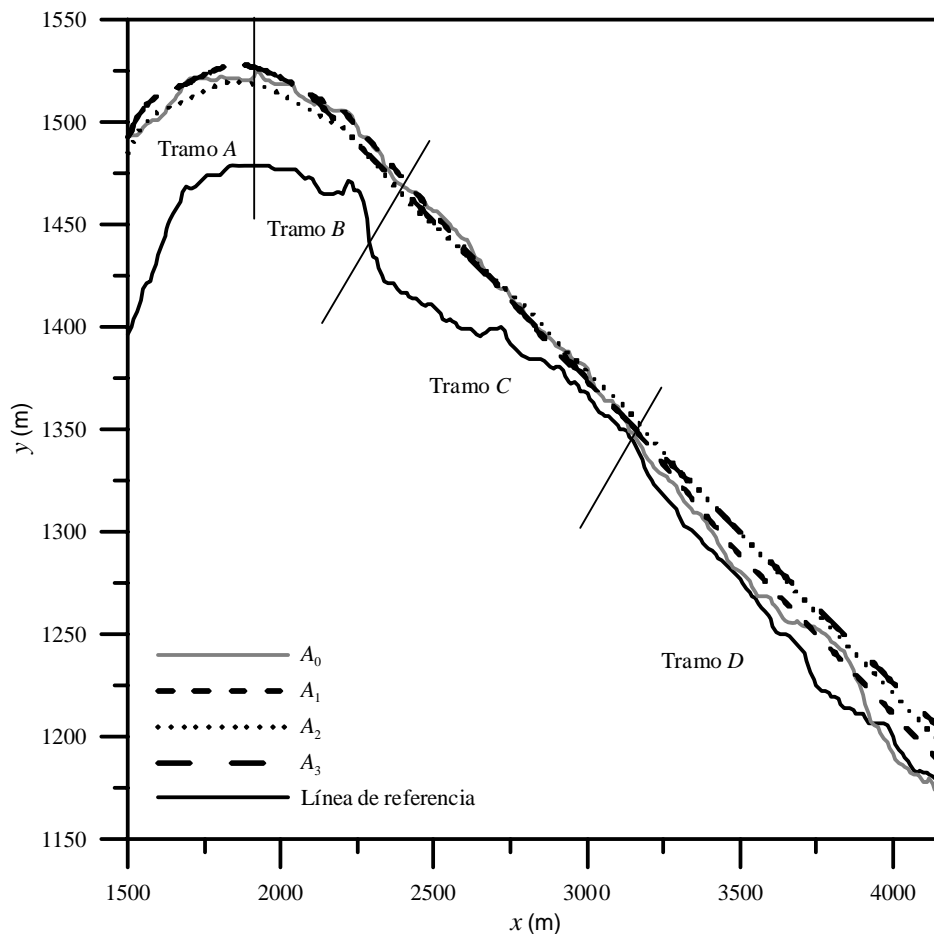


Figura 15. Sistema coordinado usado para el análisis y la definición de alternativas A_0 , A_1 , A_2 y A_3 . Condición inicial de la línea de costa que alimenta el modelo morfológico. La línea sólida es la curva de referencia para la verificación de los objetivos de manejo.

La primera estrategia (A_0) representa la postura preservacionista. Las estrategias denominadas A_1 , A_2 y A_3 , incluyen la regeneración anual de la playa y reflejan la postura de gestión del antiguo Ministerio Español del Medio Ambiente (Dirección General de Costas DGC); en la Figura 15 se observa que la diferencia entre estas estrategias estriba en la cantidad de arena agregada y su distribución a lo largo de la costa (forma y volumen del relleno). A_4 es una estrategia que combina el relleno de la playa al inicio del periodo con la construcción de una batería de espigones, donde el objetivo es alcanzar una eficacia a largo plazo con el menor impacto posible en el medio ambiente.

Estrategia A_0

Esta alternativa como se mencionó anteriormente representa la postura preservacionista cuya principal prioridad es la restauración de la zona a su estado natural, sin importar las consecuencias negativas para otros grupos de interés. No se realiza ninguna acción y se permite la erosión de la costa, se incluye como una posición de referencia.

En A_0 , la posición inicial de la línea de costa fue tomada de una imagen satelital tomada en agosto, 15, 2007 (Figura 15).

Estrategias A_1 , A_2 y A_3

La regeneración anual de la playa contemplada en las alternativas A_1 , A_2 y A_3 representa la actual política del gobierno y refleja la reticencia de la DGC a contruir espigones. Esta reticencia se deriva del hecho de que las soluciones duras de ingeniería para proteger la costa se han vuelto muy impopulares en los últimos años.

Estas estrategias se basan en el relleno inicial de la playa con un tamaño de sedimento D_{50} de 1.8 mm y un mantenimiento anual que consiste en verter arena en la playa y remodelar la línea de costa después de la primavera con el objetivo de que la playa esté en buenas condiciones al el comienzo del verano.

Las alternativas A_1 y A_3 no modifican la parte más oriental de la costa, ya que los registros históricos y los cálculos numéricos realizados revelan que esta zona no sufre erosión. Por el contrario, en esta zona se acumula sedimento y aumenta de tamaño de playa. La alternativa A_2 redistribuye parte de los sedimentos en el área a lo largo de la playa y utiliza un volumen de arena menor que las anteriores. Las tres estrategias difieren en la cantidad de playa seca potencialmente adquirida en la zona más occidental. La alternativa A_1 es la estrategia menos ambiciosa, ya que propone una línea de costa que sólo se diferencia 21 m de la línea de costa de referencia con una ganancia menor en la zona seca de la playa (en comparación con la alternativa A_0) de 9400 m². La estrategia más ambiciosa es la A_3 ,

que propone una ganancia de alrededor de 18300 m^2 , con diferencias de hasta 36 m con respecto al valor de referencia. La alternativa A_2 está a medio camino entre las dos anteriores y propone una ganancia de 12600 m^2 con una línea de costa que difiere de hasta 31 m de la referencia. Las diferencias entre estas estrategias se puede ver claramente en la Figura 15.

Estrategia A_4

Por último, la alternativa A_4 es una estrategia que no sólo implica el vertido de sedimentos para la regeneración, sino que la combina con la construcción de espigones para prolongar los efectos positivos del relleno de playa. Puesto que los espigones son cortos y relativamente pocos, su impacto visual en el paisaje no es significativo. Una ventaja adicional de esta estrategia es que no interfiere con la zona que va a ser recuperada como un humedal, que se encuentra al oeste del espigón más grande, ya que la arena vertida para el relleno se redistribuye entre espigones, y únicamente pueden darse pérdidas menores en el pie de la playa.

En concreto, la alternativa A_4 consiste en la construcción de cinco espigones perpendiculares a la línea de costa de longitudes que van desde los 10 a los 70 metros y la alimentación artificial de una playa con una ganancia total en la zona seca de la playa de 49020 m^2 (Figura 16). El diseño de los espigones sigue las recomendaciones de Figura 16 y al mismo tiempo, es respetuoso con el medio ambiente.

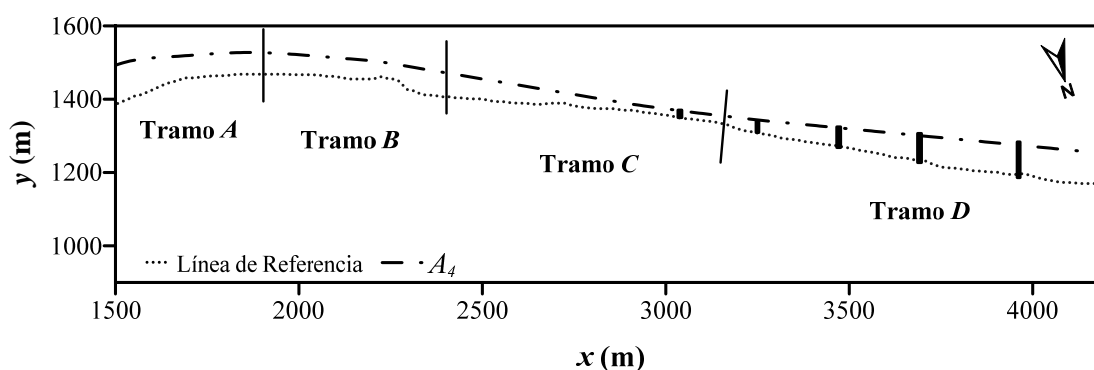


Figura 16. Definición de la alternativa A_4 .

5.8 Evaluación del rendimiento de las estrategias

5.8.1. Evolución de la línea de costa

El estudio de la evolución de la línea de costa de la zona para unas condiciones climáticas dadas se realiza con un modelo de una línea (*One-Line*) con condiciones de contorno dependientes del tiempo (Payo et al, 2002) que incluye en su ecuación de gobierno un término fuente que representa el aporte de sedimentos en la desembocadura. Estos aportes se obtienen acoplado al modelo anterior uno que resuelve las ecuaciones de Saint-Venant para flujo unidimensional (1D), y que incluye un módulo de balance hídrico para incluir las actividades de regulación de la presa (Ávila, 2007; Losada et al., 2011). Una descripción más detallada de la aplicación del modelo a esta zona, puede leerse en Ávila (2007).

Los principales agentes climáticos que intervienen en los procesos morfodinámicos que tienen lugar en este tramo de costa están inducidas por el paso de borrascas que producen tanto precipitaciones como estados de mar severos. El agua de deshielo durante las estaciones secas también influye en las descargas sobre el delta.

Para el análisis de forzamiento climático, se utilizaron los datos del punto de predicción retrospectiva WANA2020013 (Latitud 36.625; Longitud 3.5) situado en el Mar de Alborán²⁹. Para el modelo fluvial se usaron datos de las descargas fluviales diarias en la presa de Rules desde 1994 a 2004³⁰.

Siguiendo la metodología de Todorovic & Zelenhasic (1970) se utilizó el método de excedencias sobre un umbral conocido como POT (*Peaks Over Threshold*) sobre las curvas de estado de la altura de ola significativa y se estimaron las funciones de distribución conjuntas de las variables aleatorias que describen los forzamientos. Entre las que describen el forzamiento marítimo se tuvieron en cuenta las siguientes:

1. número de tormentas al año,
2. duración de cada tormenta,
3. valor máximo de la altura de ola significativa en cada tormenta,
4. periodo medio de pasos ascendentes por cero en el pico de la tormenta,
5. dirección media del oleaje en el pico de la tormenta,
6. tiempo entre arribos de las tormentas consecutivas, y

²⁹ Puertos del Estado

³⁰ Confederación Hidrográfica del Sur

7. marea meteorológica.

Las variables aleatorias consideradas en relación a la descarga de el río fueron:

1. el número de avenidas por año,
2. el mayor caudal de la inundación,
3. el volumen total de sedimentos vertido,
4. la duración de la inundación,
5. el instante en el que el caudal máximo de agua tiene lugar, y
6. la descarga básica.

Dado que la evolución morfológica de la costa en general, y la de la desembocadura de cuencas semiáridas como esta en particular, se rige en gran medida por la incidencia de eventos extremos, la metodología empleada asume que cada evento (temporal en el mar y avenida en el río) es una realización independiente de un proceso de poisson y cada año puede considerarse como una secuencia aleatoria de eventos extremos y calmas (Ávila, 2007). Con esta hipótesis y a partir de las funciones de distribución conjuntas de las variables mencionadas se obtuvieron mediante técnicas de simulación de Monte Carlo, realizaciones de los procesos estocásticos que caracterizan los agentes forzadores (veáse Ávila, 2007).

Estas curvas se discretizan como una sucesión de estados climáticos de tres horas que alimentan el modelo morfológico comenzando con la posición inicial de la línea de costa y el primer estado. Durante los subsiguientes estados climáticos se toma la línea de costa resultante del estado anterior como la posición inicial y así sucesivamente. Una descripción más detallada se puede leer en Ávila (2007).

Procediendo de esta manera un número relativamente grande de veces, Q , se obtuvo para cada estrategia, una muestra $\{y_q(x), q = 1, \dots, Q\}$ de realizaciones igualmente probables de la posición final de la línea de costa tras cinco años de forzamiento climático.

5.8.2. Valoración del rendimiento del sistema

Para evaluar el desempeño del sistema para cada una de las alternativas con respecto al objetivo de gestión y otros beneficios y/o efectos adversos, se consideraron las siguientes variables aleatorias:

D_{min} , distancia mínima desde la costa hasta la línea de referencia durante un período de cinco años. Esta distancia tiene un valor negativo cuando se produce un fallo en el objetivo de gestión. En ese caso, la variable aleatoria, N_f , definida a continuación, toma un valor distinto de cero.

- N_f , número de años en que el objetivo de gestión no se cumple. Para aquellas estrategias que no contemplan un programa de mantenimiento, si se produce un fallo en el año j , este valor se calcula como: $5 - (j - 1)$, esto es porque la fallo se mantendrá en los años siguientes.
- A_{dry} , superficie mínima de playa seca durante el período estival.
- V_L^k , volumen de arena perdido durante el año k , $k = 1, 2, 3, 4$ (sólo para las alternativas $A_1 - A_3$).
- V_R^k , volumen de arena que es recolocado para devolver la línea de costa a la posición deseada, después del año k , $k = 1, 2, 3, 4$ (sólo para las alternativas $A_1 - A_3$).

Se obtuvieron también las mismas variables con el superíndice α , donde $\alpha = A, B, C, D$ se refiere al tramo donde se calcula dicha variable.

Las variables D_{min} y N_f , están relacionados con el cumplimiento de el objetivo de gestión. Las variables D_{min}^α y N_f^α ($\alpha = A, B, C, D$) dan una indicación de los tramos en los que se han producido los fallos. El resto de variables cuantifican efectos favorables o adversos.

Llamando a cualquiera de estas variables R^{A_m} , después de medir las cantidades para cada $\{y_q(x), (q = 1, \dots, Q)\}$, se obtiene una muestra $\{r_q^{A_m}\}_{q=1}^Q$ de la variable aleatoria R^{A_m} . Estas muestras se utilizan para estudiar el rendimiento de las alternativas en términos económicos y analizar con el método de decisión multicriterio. Para ello, se consideraron tres variables representativas de los beneficios para los principales grupos de interés.

5.9 Estimación de los beneficios

Las variables elegidas para el análisis representan los beneficios para tres diferentes grupos con intereses en la zona de estudio: el gobierno, los comerciantes locales y los propietarios de viviendas. A continuación se explica en detalle cómo se calculan cada una de ellas, de manera anual, con la línea de costa predicha después de cada uno de los cinco años.

5.9.1. Beneficio para el gobierno

Todas las alternativas excepto la denominada A_0 suponen un coste C^{A_m} para el gobierno. Con el fin de comparar los beneficios para las distintas partes implicadas con el modelo de decisión multicriterio, en vez de considerar esta variable cuya connotación es negativa, se ha considerado una variable S^{A_m} que mide el ahorro con respecto a un presupuesto límite de 150 millones de euros:

$$S^{A_m} = 15 \cdot 10^7 - C^{A_m} \quad (8)$$

Para estimar el valor de C^{A_m} para las alternativas $A_1 - A_3$, se calcula el coste inicial que es función de la cantidad de arena vertida y el coste de mantenimiento que depende del volumen total de arena perdida, V_L^j , y el volumen de arena recolocado, V_R^j , a principios de verano con el fin de que la playa esté en buenas condiciones para la temporada.

Para la alternativa A_4 el coste de la obra C^{A_m} se calcula teniendo en cuenta el volumen inicial de la arena del relleno, la longitud de los espigones, y los costes de mantenimiento anuales. El coste inicial C_0 , depende del volumen inicial de arena a vertir V_p , de la longitud de los espigones, L_G y los costes unitarios:

$$C_0 = V_p C_{V_p} + L_G C_G \quad (9)$$

Donde C_{V_p} , es el costo por metro cúbico de arena vertida, que se ha tomado igual a $8/m^3$ y el costo unitario por metro lineal de espigón es $C_G = 11,500/m.l$.

Los costos de mantenimiento anual C_j , $j = 1, \dots, 4$ incluyen una cantidad fija, C_{Fix} , y en el caso de las estrategias A_1 , A_2 y A_3 , donde es necesario cada año volver a la condición

inicial antes de verano, también el costo asociados con las cantidades de arena perdida, V_L^j , que tiene que ser vertido y el volumen de arena que tiene que ser recolocada, V_R^j :

$$C_j = C_{\text{Fix}} + V_L^j C_{V_p} + V_R^j C_{V_r} \quad (10)$$

Estos valores se calcularon tomando el coste unitario de arena para ser recolocada, $C_{V_r} = 4 / m^3$ y fijando la cantidad por año de mantenimiento de playa $C_{\text{Fix}} = 16,020$, estimada por la DGC.

5.9.2. Beneficios de la economía local

Se considera que la afluencia de visitantes favorece a la economía local. Dicho beneficio se estima a través de la cantidad total de dinero que los visitantes gastan, G^A_M , y se calcula en términos del número medio anual de turistas que se hospedan por más de un día, el número medio de excursionistas de un día, y el correspondiente gasto promedio de los visitantes por viaje. Se asume que los visitantes arriban durante el período de vacaciones de verano, que en España corresponde a Julio y Agosto. El grupo de turistas que pernoctan en la zona se distribuye uniformemente durante todo el periodo de verano y se admite que los excursionistas (visitantes de un día) llegan de manera uniforme en los fines de semana.

Tabla 2. Índice turístico y porcentaje municipal de turismo. Fuente: Índice turístico del Anuario Económico de España (Estudios y Análisis Económicos, La Caixa).

Municipio	Índice turístico	% del Municipio
Albuñol	2.0	0.5
Almuñécar	234.0	63.1
Guajares	0.0	0.0
Gualchos	1.0	0.3
Itrabo	0.0	0.0
Jete	0.0	0.0
Lújar	0.0	0.0
Molvízar	0.0	0.0
Motril	117.0	31.3
Otívar	0.0	0.0
Polopos	3.0	0.8
Salobreña	14.0	3.8
Sorvilán	0.0	0.0
Vélez de	1.0	0.3
Total	372	100

Para estimar el número aproximado de turistas que visitan la playa a lo largo del año, se ha realizado un análisis a partir de los datos reportados por las Memorias del Observatorio Turístico de la provincia de Granada (PT, 2004-2009) y los informes BATA de La Consejería de

Turismo, Comercio y Deportes de Andalucía (CTCD, 2005-2009), correspondientes a los años 2004 a 2009. Estos datos se refieren al turismo de la zona conocida como Costa Tropical, que incluye diferentes municipios: Albuñol, Almuñécar, Gualachos, Jete, Lújar, Motril, Polopos, Rubite, Salobreña y Sorvilán. Para estimar el gasto correspondiente al municipio de Motril, se utilizó el Índice turístico del Anuario Económico de España (Estudios y Análisis Económicos, La Caixa), con el que se estima que del total de los municipios de la costa tropical, Motril representa el 31.3% (Tabla 2).

Así se ha obtenido que el número medio anual de visitantes a Playa Granada fue de aproximadamente 458720 personas, de los cuales, los excursionistas de un día supusieron 14270 personas por año. Se ha supuesto que estos últimos visitan los tramos A y D , donde se encuentran los aparcamientos, mientras que los residentes se distribuyen en los tramos B y C . El número diario de visitantes se ha limitado a la capacidad estimada de cada tramo. La cantidad total de dinero que se gasta en un año se ha calculado sobre la base de los valores medios de los gastos por viaje en 2004-2009 (PT 2004-2009), que fueron de 56.90 Euros para los turistas y de 25.93 Euros para los excursionistas.

El número máximo de personas que podría albergar la playa se ha calculado a partir de los valores anuales de A_{dry}^{α} ($\alpha = A, B, C, D$) tomando como área mínima por persona, $A_{person} = 6m^2$ según lo recomendado por la Unión Europea (Exceltur, 2005).

Tabla 3. Resultado del análisis de la función de regresión hedónica. Fuente de datos: Precios de bienes raíces y características estructurales proporcionados por la oficina del registro público de la propiedad de Motril. La localización de las zonas se indican en la Figura 17.

Definición	Variable	Coficiente	Error Estándar
Termino constante	C_0	-10.1650	1.9314
Área de construcción (m^2)	x_1	0.8206	0.0063
Tiempo de construido (<i>años</i>)	x_2	0.0089	0.0010
Distancia a la línea de costa (m)	x_3	0.0003	0.0000
Número de pisos	x_4	0.0005	0.0016
Piscina	x_5	0.0233	0.0169
Cancha deportiva	x_6	0.0320	0.0061
Zona 1	z_1	0.2444	0.0616
Zona 2	z_2	0.2099	0.0357
Zona 3	z_3	0.0687	0.0088
Número de observaciones = 1290			
$R^2 = 0.95$			

5.9.1. Beneficios de los propietarios de vivienda

Para evaluar el impacto que las medidas de protección de la playa tendrían sobre los precios de las viviendas en Playa Granada, se ha utilizado el método de regresión de precios hedónicos con una función log-lineal (Parsons & Powell, 2001; Palmquist, 2005). A partir de datos de viviendas, esta técnica permite distinguir del precio catastral, qué parte corresponde aproximadamente a diferentes bienes raíces de las mismas.

Se incluyeron en la regresión los atributos dados en la **¡Error! La autoreferencia al marcador no es válida.**, entre ellos, para tener en cuenta el valor añadido e las viviendas por su posición con respecto a la playa, se consideraron las cuatro zonas que se muestran en la Figura 17.

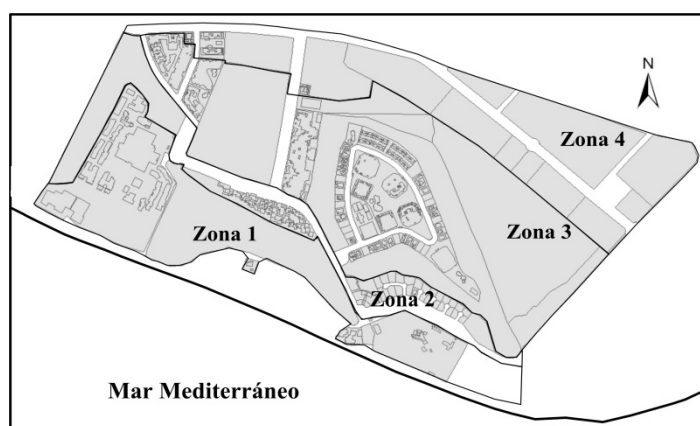


Figura 17. División por zonas para el análisis de regresión de precios hedónicos.

Las denominadas (x_5) (piscina) y (x_6) (canchas deportivas) son variables que toman el valor 1 si la casa presenta el atributo, y el valor 0 en caso contrario. Las variables *Zona 1*, *Zona 2* y *Zona 3* se refieren a variables que toman el valor 1 si la casa se encuentra localizada en la zona correspondiente y un 0 en caso contrario. Como puede observarse, la variable de la *Zona 4* no se incluye en la regresión ya que se considera como una zona de amortiguamiento. Estas últimas variables miden la disposición de los compradores a pagar un precio en consonancia con el valor ambiental de la playa. Con los valores de los coeficientes (véase Se incluyeron en la regresión los atributos dados en la **¡Error! La autoreferencia al marcador no es válida.**, entre ellos, para tener en cuenta el valor añadido e las viviendas por su posición con respecto a la playa, se consideraron las cuatro zonas que se muestran en la Figura 17.

), obtenidos a partir de datos inmobiliarios y catastrales (los precios con respecto al primero y las características de la vivienda por el segundo) de las viviendas de Playa Granada para el año 2010, el valor total V_n de una casa con atributos x_i^n y z_i^n , se desglosa según la siguiente fórmula:

$$\log(V_n) = C_0 + C_1 \log(x_1^n) + \sum_{i=2}^6 C_i x_i^n + \sum_{i=1}^3 D_i z_i^n \quad (11)$$

Tras la simulación de los cinco años, en el caso de ocurrencia de un fallo en el objetivo de gestión (es decir, si el ancho de la playa mínimo es más pequeño que el valor objetivo), se ha supuesto que las casas se pierden el valor añadido correspondiente al último sumando de la ecuación (11), debido a la reducción de la calidad de la playa. El beneficio total de los propietarios, P^{A_m} se estimó como la suma de los valores totales agregados, actualizado de acuerdo con la tasa de descuento.

5.9.2. Obtención del vector aleatorio

Procediendo de la manera que se ha descrito en los apartados 5.9.1, 5.9.2 y 5.9.1, para cada alternativa A_m se realiza un gran número de simulaciones, $Q = 350$, con lo que se obtiene una muestra $\{(g_q^{A_m}, p_q^{A_m}, s_q^{A_m})\}_{q=1}^Q$ del vector aleatorio $\vec{\xi}^{A_m} = (G^{A_m}, P^{A_m}, S^{A_m})$.

Como se ha mencionado anteriormente, la primera componente de $\vec{\xi}^{A_m}$ mide los beneficios para la economía local; el segundo componente mide los beneficios para los propietarios de viviendas; y el tercero mide el ahorro para el gobierno. Estos tres componentes son, pues, representante de los diferentes grupos de interés.

A partir de las muestras obtenidas es posible acotar, por tanto, la incertidumbre sobre las ventajas que la ejecución de la alternativa A_m tendría para los diferentes grupos durante el período de cinco años. Dicha incertidumbre queda completamente caracterizada mediante las correspondientes funciones de densidad conjuntas y a partir de ella pueden realizarse un análisis de riesgos. Además, mediante el método estocástico multicriterio SMAA-2, puede utilizarse para priorizar las alternativas y tomar decisiones tal y como se explica en la siguiente sección.

5.10 Toma de decisiones con incertidumbre

Existen diferentes maneras de manejar información con incertidumbre, Lahdelma & Salminen (2001) y Tervonen et al. (2004) dan preferencia en los métodos SMAA que permiten además tener en cuenta la aleatoriedad de las preferencias de las personas que finalmente toman las decisiones. En este caso, como en otros. Muchos en los que la decisión final entre estrategias corresponde a grandes secretarías o direcciones dentro de los ministerios de gobierno, no es factible identificar el conjunto de tomadores de decisiones y por ende obtener información sobre la función de distribución de los pesos asignados a cada uno de los criterios. Por esta razón se ha supuesto que en el caso de estudio ninguno de los criterios se considera más importante que los otros y en consecuencia se ha elegido una función de densidad conjunta uniforme para caracterizar el vector aleatorio \vec{w} :

$$f_w(\vec{w}) = \begin{cases} \frac{1}{vol(W)} & si \quad \vec{w} \in W \\ 0 & si \quad \vec{w} \notin W \end{cases} \quad (12)$$

donde $vol(W)$ indica el volumen del conjunto de pesos factibles W .

La elección de una función de distribución uniforme para representar la total o parcial falta de la información sobre las preferencias de los tomadores de decisión es una práctica bastante común en la utilización de métodos SMAA a aplicaciones de la vida real (Hokkanen et al., 2000; Lahdelma & Salminen, 2009; Menou et al., 2010).

6.1 Respuesta del sistema

Dado el elevado número de simulaciones, no es posible representar todas las posiciones de la línea de costa obtenidas. Se presentan, por ello, a modo de ejemplo, algunos de los resultados obtenidos para cada una de las estrategias (Figura 18) y la envolvente de los resultados obtenido para la alternativa A_3 (Figura 19). En esta última se observa que el retroceso/avance máximo puede variar hasta 144.5 m dependiendo de la realización del forzamiento, lo que evidencia la incertidumbre intrínseca del fenómeno analizado.

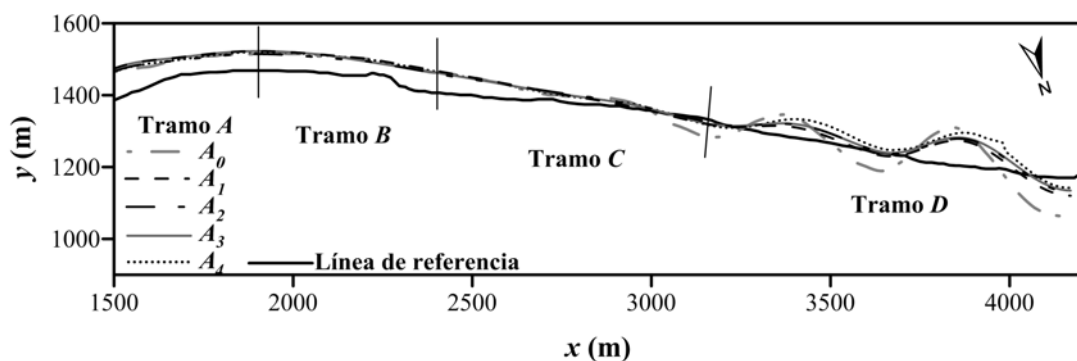


Figura 18. Ejemplos de la posición de la línea de costa después de un período de cinco años obtenido para todas las estrategias.

Esta incertidumbre se analiza primero en términos de riesgo de una serie de variables representativas obtenidas de la simulación. A continuación, se hace un análisis multicriterio tomando como criterios los beneficios económicos para los distintos grupos de interés.

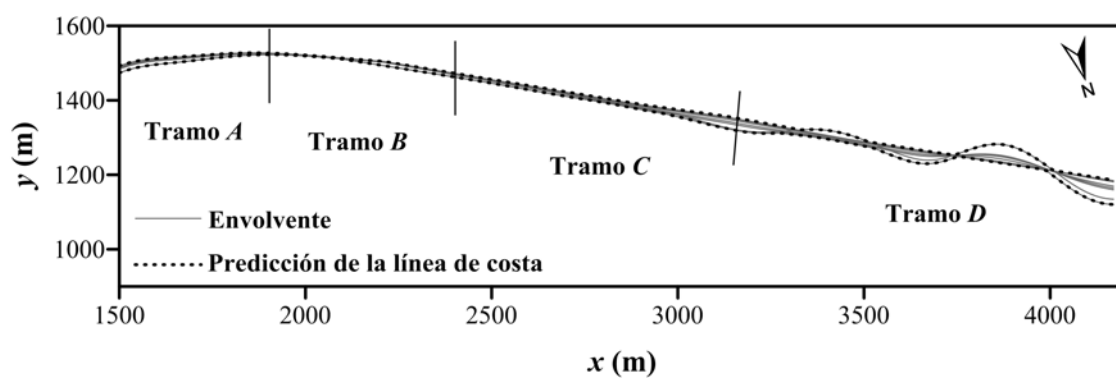


Figura 19. Ejemplos de la línea de costa resultante después de un período de cinco años de la estrategia A_3 y su envolvente para todas las predicciones de las líneas simuladas.

6.2 Análisis de riesgo

En este contexto, el riesgo se entiende como un análisis probabilístico de las consecuencias de cada alternativa. Las variables consideradas son $A_d r y$, D_{min} , N_f , y los valores de D_{min}^α y N_f^α para cada uno de los tramos considerados. En las figuras 20 y 21 se muestran sus funciones de densidad de probabilidad y en la Tabla 4 se presentan sus valores medios y desviaciones estándar. También se proporciona la probabilidad de que el objetivo de gestión no se cumpla, $p_f = Pr(D_{min} \leq 0)$.

Tabla 4. Valor medio y desviación estándar de las variables aleatorias D_{min} y N_f , y probabilidad de fallo en la playa y en los tramos costeros A , B , C y D . Observe que el valor medio de N_f puede tomar valores no enteros, esto indica que N_f se espera en el valor entero más cercano.

	D_{min}		N_f		P_f	D_{min}^A		N_f^A		P_f^A	D_{min}^B		N_f^B		P_f^B
	μ	σ	μ	σ		μ	σ	μ	σ		μ	σ	μ	σ	
A_0	-41.1	22.1	5.0	0.0	1.0	38.9	1.5	0.0	0.0	0.0	25.4	1.1	0.0	0.0	0.0
A_1	-4.0	6.8	2.7	1.1	1.0	45.9	2.3	0.0	0.0	0.0	28.9	0.7	0.0	0.0	0.0
A_2	2.0	6.0	0.8	0.8	0.6	38.0	2.3	0.0	0.0	0.0	21.2	0.6	0.0	0.0	0.0
A_3	-2.1	5.1	0.8	0.8	0.6	46.1	2.2	0.0	0.0	0.0	21.3	0.7	0.0	0.0	0.0
A_4	-1.2	6.4	0.9	1.4	0.3	41.8	3.7	0.0	0.0	0.0	28.0	1.1	0.0	0.0	0.0
	D_{min}^C		N_f^C		P_f^C	D_{min}^D		N_f^D		P_f^D					
	μ	σ	μ	σ		μ	σ	μ	σ						
A_0	-21.4	13.6	4.9	0.6	1.0	-52.3	23.2	5.0	0.0	1.00					
A_1	-3.5	5.4	1.0	0.8	0.7	-15.6	12.5	2.7	1.1	0.98					
A_2	2.3	5.4	0.3	0.5	0.3	-5.5	13.2	0.8	0.8	0.58					
A_3	-2.1	5.1	0.8	0.8	0.6	-2.9	10.3	0.7	0.8	0.50					
A_4	-1.2	6.4	0.8	1.3	0.3	0.4	8.3	0.8	1.3	0.31					

Como se puede observar en la Tabla 4, los valores medios de D_{min} son negativos para todas las estrategias excepto por A_2 . Esto es debido a que es esperable que estas estrategias fallen. Sin embargo, la intensidad prevista de fallo, medido por el valor absoluto de D_{min} para valores negativos, es mucho mayor para la alternativa cero, en la que no se contempla ninguna acción, que para las estrategias que implican únicamente el relleno de playa. Por el contrario, este valor es menor para la alternativa A_4 , la estrategia que combina la regeneración de playas con la construcción de espigones. Además, su probabilidad de fallo

es de aproximadamente $\frac{1}{3}$, un valor considerablemente más bajo que los valores de la probabilidad de fallo para A_2 y A_3 , que están cerca de 0.6, y para A_1 y A_0 , en las que el fracaso es muy probable. En cuanto al número de años que las alternativas fallan hay una probabilidad muy alta de que A_0 lo haga durante todo el período de cinco años. La alternativa A_1 se espera que falle durante dos o tres años, mientras que A_2 , A_3 y A_4 se espera que sólo fallen durante un año.

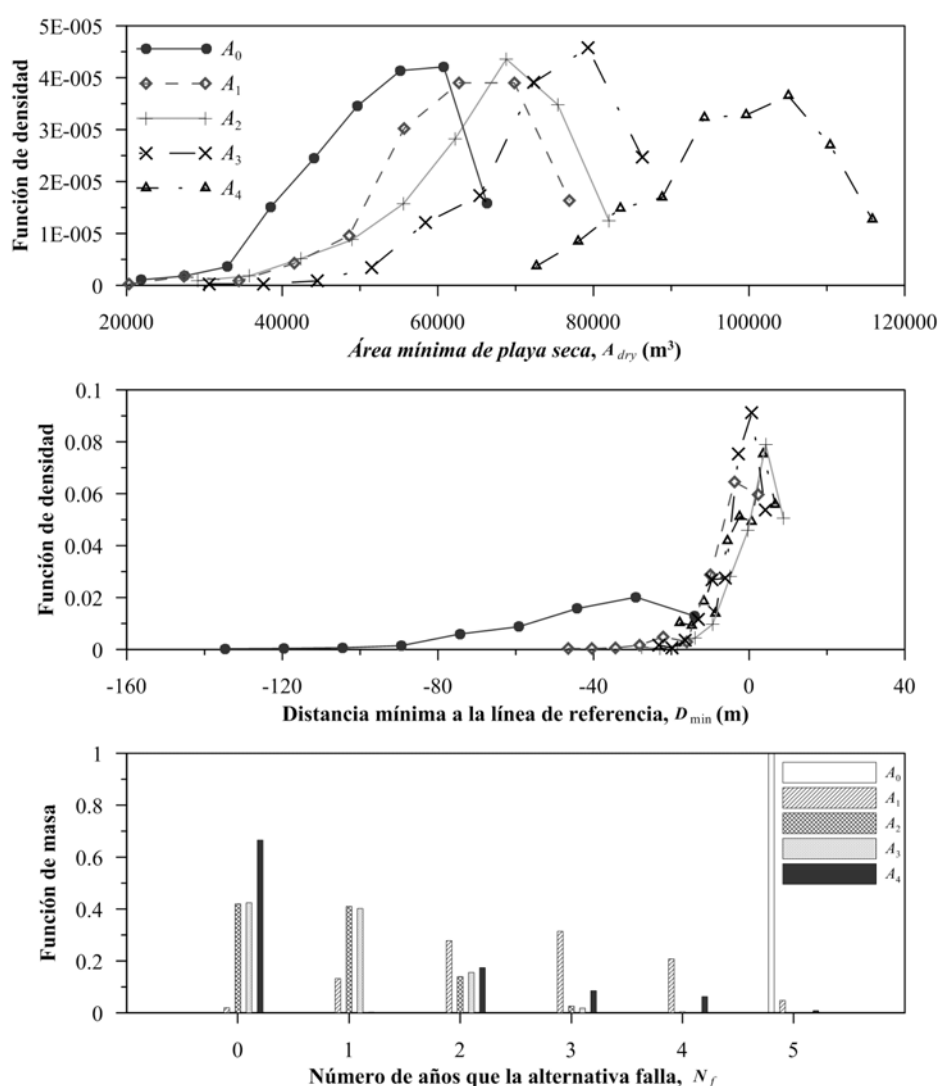


Figura 20. Funciones de densidad de probabilidad de las variables de D_{min} , A_{dry} y función de masa de probabilidad de N_f .

De acuerdo con los resultados obtenidos en este estudio, la probabilidad de que ocurra un fallo en el tramo D es muy alta, como se observa en la Tabla 4 donde los valores de este tramo están más próximos al fallo, que los obtenidos por los otros tramos. Los fallos

más severos se produjeron para A_0 (valor esperado $D_{min}^D = -52.3m$) y A_1 (valor esperado $D_{min}^D = 15.6m$) con desviaciones estándar muy altas (aprox. $23.2 m$ y $12.5 m$, respectivamente). Estos valores indican que hay una alta probabilidad de que el retroceso de la línea de costa afecte a la zona protegida por la playa. Dado que esta área es la tierra que ha sido recuperada para la agricultura, la erosión sólo afectaría a los asentamientos ilegales que muy probablemente se desmantelen de cualquier manera con el fin de restaurar los humedales.

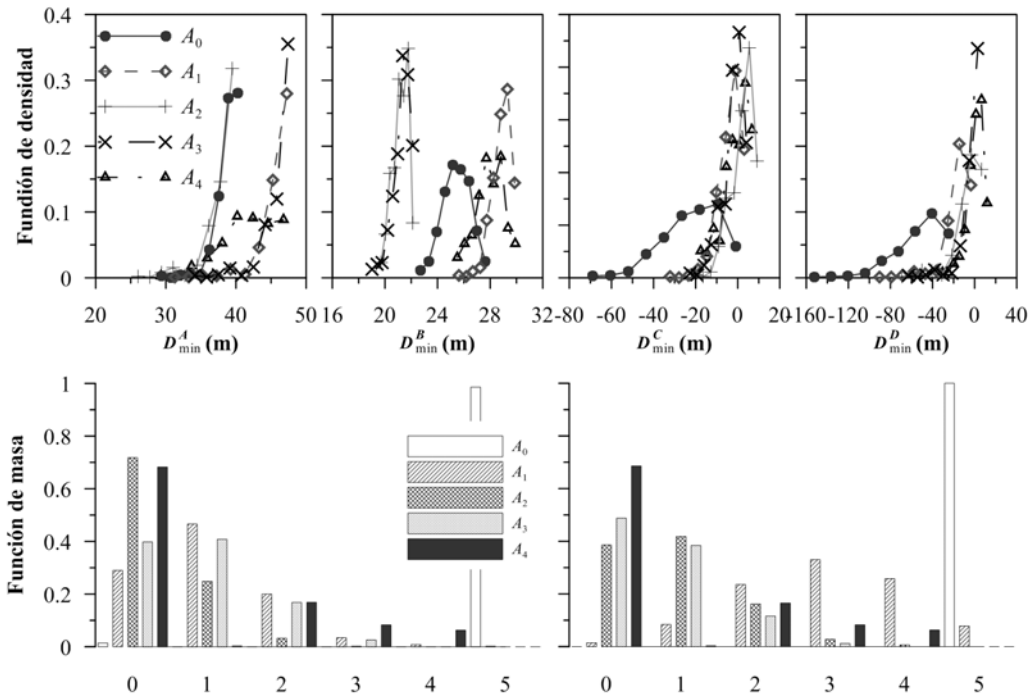


Figura 21. Función de densidad de probabilidad de D_{min}^α y función de masa de probabilidad de N_f^α .

Si se excluye este tramo del análisis, el siguiente tramo más vulnerable es el C . Es muy probable que las alternativas A_1 y A_3 fallen durante dos y un año, respectivamente. La probabilidad de fallo de A_2 y A_4 es de aproximadamente 0.3. El número de años durante los cuales se espera que estas estrategias no fallen se encuentra entre cero y uno para A_2 y A_4 respectivamente. Sin embargo, estos fallos no serían muy serios, ya que significarían simplemente una ganancia en la zona seca de la playa que es ligeramente menor que el valor objetivo de $10 m$.

Ninguna de las estrategias presenta fallos en los tramos A y B . La ganancia mínima en playa seca en A y B es considerablemente mayor que el valor de $10m$ en todos los casos. En referencia a estas variables, A_1 es la alternativa que mejor comportamiento parece tener, ya que es la que proporciona el valor esperado más alto con las menores desviaciones típicas. Se espera que con la alternativa A_4 se obtenga un mínimo ancho de playa ligeramente más pequeño que el de A_3 y también con desviaciones estándar relativamente

mayores. A_2 y A_3 se comportan de una manera similar con valores medios de aproximadamente 40 m para A y 20 m para B , y desviaciones próximas a 2 m en A y 0.6 m en B .

Tabla 5. Valores de media y desviación estándar de los beneficios económicos.

	μ_G (M€)	σ_G (M€)	μ_P (M€)	σ_P (M€)	μ_S (M€)	σ_S (M€)
A_0	183.7743	3.8027	2.6998	0.8817	150.0000	0.0000
A_1	183.7445	4.7050	8.7277	2.8957	134.5081	2.4263
A_2	194.4903	4.8897	9.6274	1.8098	134.7791	2.6948
A_3	204.9057	4.2674	8.9076	2.7373	134.5697	2.6096
A_4	238.0340	4.3283	7.7145	3.4940	135.5469	1.0139

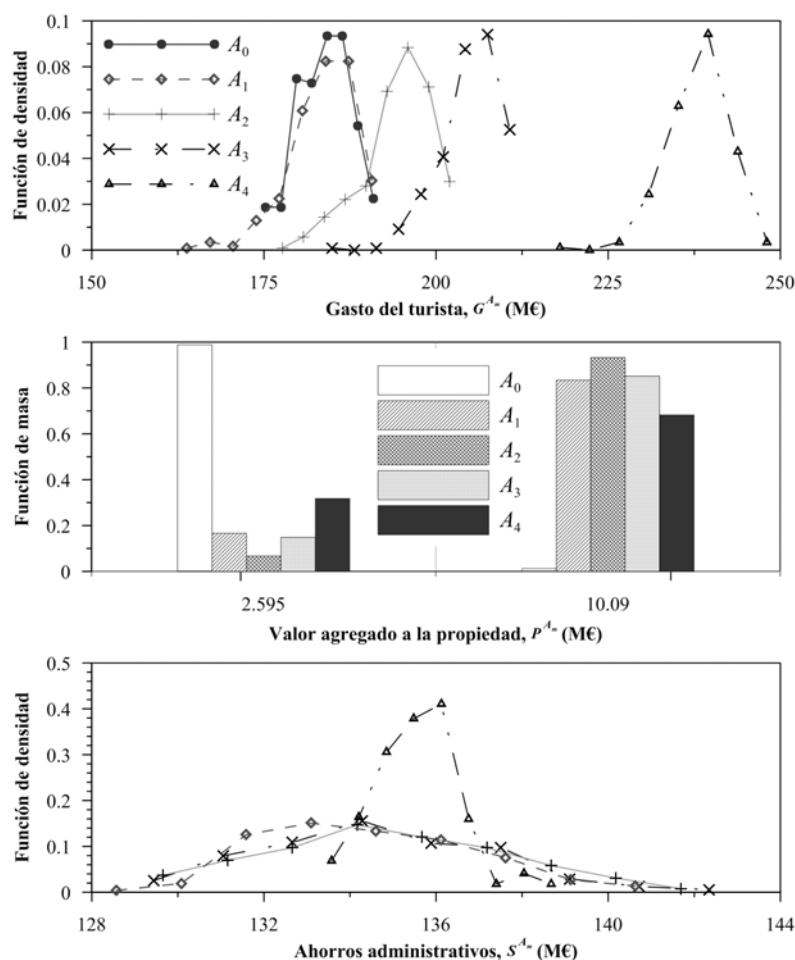


Figura 22. Funciones de densidad de probabilidad de las variables aleatorias que miden los beneficios económicos (el ahorro de la administración, S^{A_m} , que es estimado de un presupuesto mayor a los 150 M€.

La *figura 22* representa las funciones de densidad de las variables aleatorias que miden los beneficios económicos. Sus valores medios y desviaciones estándar se muestran en la *Tabla 5*, que pone de manifiesto la mejor alternativa que una persona que pertenece a un

grupo de interés seleccionaría, basándose únicamente en el criterio que representa sus intereses.

La alternativa A_4 tiene el mayor valor medio para G y su desviación estándar (aprox. 4.32 M€) es del mismo orden de magnitud que los valores correspondientes para las alternativas que consistan únicamente los rellenos de playa. Por lo tanto, si esta fuera la única variable considerada (la que representa los intereses de la población local), la opción más sensata sería la alternativa A_3 . Los propietarios de viviendas, por otro lado, sería más probable que seleccionaran la A_2 , que tiene el mayor valor esperado con una variación relativamente pequeña. Por el contrario, la administración estaría más interesada en la alternativa más económica. Dado que la opción preservacionista, A_0 , no es viable, la elección del gobierno sería A_4 , la estrategia que consiste en el relleno de playa combinada con la construcción de espigones.

6.3 Toma de decisión bajo incertidumbre

Estas discrepancias entre las preferencias de los grupos de interés reflejan la conveniencia de utilizar el análisis multicriterio para obtener una solución comprometida con los diferentes intereses. Debido a los altos costos computacionales del cálculo de las integrales que aparecen en las ecuaciones (5) y (7), se han analizado las alternativas en grupos de tres y aquellas estrategias que presentaron los índices de aceptabilidad menos eficientes (cerca de cero) se descartaron.

En primer lugar se han considerado, las estrategias de relleno de playas, alternativas A_1 , A_2 y A_3 (véase Tabla 6). Se encontró que A_1 tiene un índice de aceptabilidad cercano a cero, por lo que se descarta a favor de A_2 y A_3 . La alternativa más aceptable con el mayor índice de aceptabilidad es A_3 . Sorprendentemente, su correspondiente vector central es $w = (0.390, 0.320, 0.290)$. Esto significa que un típico tomador de decisiones que respaldara la alternativa A_3 daría pesos relativamente similares para todos los criterios. Los tomadores de decisiones que seleccionen la alternativa A_2 como la mejor darían un peso similar a los beneficios para los propietarios de viviendas ($w_2 = 0.368$) y para la administración ($w_3 = 0.409$). Por el contrario, el criterio que representa el beneficio para la población local sólo recibiría el 22% de la importancia ($w_1 = 0.223$). Este resultado indica que las preferencias de un tomador de decisión a favor de la alternativa A_2 estarían sesgadas en contra de un grupo de interés.

Tabla 6. Comparación de las alternativas A_1 , A_2 y A_3 con el modelo SMAA-2. Los números en negro corresponden a la alternativa más aceptable.

	$b_1^{A_1}$	$b_2^{A_1}$	$b_3^{A_1}$		$w_1^{-A_1}$	$w_1^{-A_2}$	$w_1^{-A_3}$	$w_2^{-A_1}$	$w_2^{-A_2}$	$w_3^{-A_3}$	$w_3^{-A_1}$	$w_3^{-A_2}$	$w_3^{-A_3}$
A_1	0.044	0.179	0.777	w_1	0.086	0.223	0.390	0.209	0.359	0.359	0.342	0.342	0.342
A_2	0.204	0.639	0.157	w_2	0.377	0.368	0.302	0.368	0.332	0.325	0.333	0.333	0.333
A_3	0.752	0.182	0.066	w_3	0.537	0.409	0.290	0.423	0.309	0.316	0.325	0.325	0.325

Habiendo descartado la alternativa A_1 , las siguientes tres estrategias que se comparan son A_4 , A_2 , y A_3 (Tabla 7). Las estrategias A_2 y A_3 obtienen índices de aceptabilidad próximos a cero y A_4 es la que queda mejor clasificada. El vector correspondiente al peso central para A_4 es $w = (0.37, 0.32, 0.31)$ donde todos los criterios obtuvieron pesos muy parecidos.

Como era de esperar, al comparar la alternativa preservacionista con cada par posible (A_i, A_j) , $i, j > 0$ e $i \neq j$, se obtienen para la primera índices de aceptabilidad muy pequeños, por lo que A_0 se considera inadmisibles.

Tabla 7. Comparación de las alternativas A_4 , A_2 y A_3 con el modelo SMAA-2. Los números en negro corresponden a la alternativa más aceptable.

	$b_1^{A_1}$	$b_2^{A_1}$	$b_3^{A_1}$		$\bar{w}_1^{A_4}$	$\bar{w}_1^{A_2}$	$\bar{w}_1^{A_3}$	$\bar{w}_1^{A_4}$	$\bar{w}_2^{A_2}$	$\bar{w}_3^{A_3}$	$\bar{w}_3^{A_4}$	$\bar{w}_3^{A_2}$	$\bar{w}_3^{A_3}$
A_4	0.92	0.047	0.030	w_1	0.37	0.042	0.062	0.351	0.198	0.372	0.342	0.342	0.342
A_2	0.03	0.203	0.769	w_2	0.32	0.473	0.524	0.323	0.398	0.324	0.332	0.332	0.332
A_3	0.05	0.750	0.201	w_3	0.31	0.483	0.413	0.324	0.403	0.302	0.325	0.325	0.325

Capítulo 7

Discusión

En los últimos años se ha hecho un importante esfuerzo para modelar los procesos que a medio y largo plazo rigen los cambios naturales en el ambiente costero, así como el impacto de las actividades humanas en la costa. Al mismo tiempo se han desarrollado sofisticadas técnicas de medición que permiten medir y monitorizar el entorno. Estos avances, junto con el aumento de la capacidad de almacenamiento de datos y de cálculo computacional, pueden reducir dos de los tipos de incertidumbre a los que se enfrentan los gestores costeros: (1) la incertidumbre del modelo, que se debe a la incapacidad de representar fielmente la realidad; y (2) la incertidumbre estadística, derivada de la limitada cantidad de información disponible (Losada, 2001). Sin embargo, no hay ninguna manera de reducir la incertidumbre intrínseca que está relacionada con la aleatoriedad de los agentes que fuerzan el sistema.

Baquerizo & Losada (2008) propusieron una metodología para evaluar esta incertidumbre intrínseca que puede ser aplicada a predicciones de medio y largo plazo sobre la evolución de un determinado elemento morfológico debido a la acción de agentes climáticos. Esta metodología también se puede usar para evaluar la incertidumbre sobre la evolución en el espacio y el tiempo de otros procesos con carácter general. Para su adaptación a un sistema ambiental se requiere disponer de:

1. Modelos de evolución que describan los procesos físicos y/o socio-económicos involucrados.
2. Datos históricos de los procesos aleatorios que caracterizan a los agentes de forzadores.
3. Técnicas adecuadas de simulación.

El modelo o los modelos deben ser capaces de predecir la respuesta del sistema a ciertas condiciones estacionarias de los forzamientos, partiendo de una situación inicial. Los registros históricos deben ser lo suficientemente largos como para garantizar que las distribuciones de probabilidad de las variables aleatorias consideradas sean representativas

del periodo de tiempo considerado. Por último, las técnicas de simulación deberían ser capaces de reproducir realizaciones aleatorias de los procesos estocásticos durante el período de tiempo analizado.

Esa metodología permite evaluar la incertidumbre sobre la evolución del sistema cuando se implementa una determinada estrategia de gestión. En este trabajo se propone dar un paso más que es medir el desempeño de la estrategia en relación a diferentes criterios ambientales y socio-económicos e inferir su función de densidad de probabilidad conjunta. Esta información es muy valiosa para la toma de decisiones ya que permite hacer un análisis de riesgo, entendido como análisis estadístico de las consecuencias, en concreto, hablar de la probabilidad de ocurrencia de futuros sucesos. Sin embargo, quienes toman las decisiones, por lo general, tienen que analizar y comparar diferentes estrategias y esta información por sí sola no es suficiente, ya que una estrategia puede ser eficaz en algunos aspectos, pero resultar ineficaz para otros.

Para comparar las diferentes alternativas y así ayudar a los tomadores de decisión, se propone analizar la información estadística obtenida de la aplicación de la metodología, con el método SMAA-2 que es capaz también de incorporar la incertidumbre de las preferencias de los tomadores de decisión. Este método no sólo ordena las estrategias de mejor a peor, sino que proporciona, además, las preferencias de un típico tomador de decisión que apoya una estrategia específica. Esto hace que el proceso sea transparente en el sentido de que da la importancia relativa asignada a cada criterio en el proceso de toma de decisión.

Esta metodología es por tanto capaz de:

- i. Incorporar los procesos que rigen los cambios en el sistema;
- ii. Evaluar la incertidumbre inherente sobre el desempeño de cada estrategia con respecto a los criterios, incertidumbre que heredan de la naturaleza aleatoria de los agentes forzadores;
- iii. Tener en cuenta la incertidumbre sobre las preferencias de los tomadores de decisión y hacer un ranking de las alternativas proporcionando al mismo tiempo la importancia relativa dada a cada criterio en la elección, lo que hace que el proceso de decisión sea transparente.

Obviamente, el nivel de confianza de los resultados depende de:

- i. El período de tiempo seleccionado para el análisis;
- ii. La precisión de las herramientas empleadas;
- iii. La calidad de los datos utilizados para alimentar los modelos;
- iv. La validez de las suposiciones hechas en el modelo;
- v. La forma en la que las preocupaciones de los grupos de interés están representadas en los criterios.

Esta metodología se ha aplicado a un tramo de costa conocido como Playa Granada. El análisis de riesgo realizado sobre el desempeño de cada alternativa ilustra las dificultades, anteriormente mencionadas, a las que el tomador de decisión inevitablemente se enfrenta a la hora de interpretar la información, incluso cuando ésta se presenta de manera estadística, lo que, en principio le permitiría evaluar la incertidumbre. En este contexto, se demuestra que el análisis estocástico multicriterio resulta ser una herramienta práctica y valiosa para que la toma de decisiones pueda hacerse con información y de manera transparente.

En la aplicación de la metodología para la gestión del problema de erosión en Playa Granada, la selección de un período de tiempo relativamente corto responde principalmente a la falta de conocimiento sobre el impacto que la variabilidad climática puede tener sobre los parámetros que describen las funciones de distribución que caracterizan los forzamientos climáticos (Losada et al., 2011). Por otra parte, la consideración de un período de tiempo más largo requeriría la inclusión de la incertidumbre inherente a la evolución de los procesos socioeconómicos. Este aspecto precisaría un análisis en mayor profundidad que está fuera del alcance de esta tesis.

Los valores de los parámetros utilizados para evaluar el rendimiento de las estrategias se basan en los datos disponibles. Otros supuestos, tales como la distribución de los visitantes durante el período de vacaciones de verano y la distribución de los excursionistas de un día durante el fin de semana se basan en observaciones personales. La selección de los tres criterios económicos tiene como objetivo representar los tres principales grupos de interés conocidos, la administración, los residentes locales y propietarios de viviendas.

Hay otros aspectos que no se han tenido en cuenta debido a la falta de datos y que, de acuerdo con Santiago (2006), también pueden ser relevantes. Éstos están relacionados con la capacidad del sistema para absorber la llegada de turistas en relación a los tres principales recursos naturales, agua, suelo y energía, así como a la huella ambiental que afecta a otros recursos litorales, como ecosistemas, zonas de pesca, y calidad del agua.

La inclusión de la incertidumbre de otros forzamientos y otros procesos físicos y socio-económicos, la adopción de otras hipótesis, y la selección de otros criterios probablemente modificaría los resultados. Sin embargo, el objetivo principal de esta investigación no es tanto buscar la precisión sino presentar una metodología general que facilite la toma de decisión informada y transparente bajo condiciones de incertidumbre.

Capítulo 8

Conclusiones

En este trabajo se presenta una metodología para la gestión de un tramo de costa basada en el trabajo conceptual de Santiago (2006), que tiene en cuenta la naturaleza estocástica de los agentes forzadores, entre ellos los climáticos, y los procesos que tienen lugar en la zona de estudio. Utiliza técnicas de simulación para inferir, en términos probabilísticos, el desempeño de un conjunto de estrategias de gestión predefinidas en función de diversos criterios, que representan las principales preocupaciones de los grupos de interés. Esta información estadística junto con la función de distribución de pesos que caracterizan la incertidumbre en las preferencias de los tomadores de decisión, se emplea para priorizar las estrategias utilizando el método estocástico multicriterio SMAA-2 de Lahdelma & Salminen (2001). Al mismo tiempo, este método proporciona la importancia relativa dada a cada criterio en la toma de decisión y por lo tanto hace al proceso transparente.

Esta metodología se ha aplicado a la zona de Playa Granada (España), situada en el delta del río Guadalfeo. Este tramo del litoral está sufriendo graves problemas de erosión desde la construcción de una presa en la cuenca del río. En el estudio, se ha considerado un período de cinco años y se ha tomado como objetivo de gestión ofrecer un ancho mínimo de playa durante el verano. Se han diseñado cinco alternativas diferentes para el análisis, entre las cuales, se ha considerado como referencia una posición conservacionista que consiste en no realizar acción alguna.

La evaluación de la incertidumbre en lo que respecta a las consecuencias que las estrategias pueden tener en la evolución de la línea de costa se ha realizado siguiendo el trabajo de Baquerizo & Losada (2008), utilizando un modelo de una línea con condiciones de contorno dependientes del tiempo (Payo et al., 2002), acoplado con un modelo de río que incluye el efecto de las actividades de regulación en la presa de Rules (Ávila, 2007; Losada et al., 2011).

La evolución a lo largo del tiempo de la posición de línea de costa proporcionada por el modelo morfodinámico se ha utilizado para evaluar el rendimiento de las alternativas en relación con el objetivo de gestión y para calcular los valores de un vector cuyas

componentes representan los beneficios económicos para los residentes locales, los propietarios de viviendas, así como para la administración gubernamental.

Las funciones de densidad conjuntas de los vectores aleatorios que miden las consecuencias se han utilizado para realizar un análisis tradicional de riesgo de cada una de las actuaciones propuestas, lo que ha puesto de manifiesto la necesidad de adoptar un análisis multicriterio, que tome en cuenta la naturaleza aleatoria del sistema.

Esas mismas funciones de densidad, junto con una distribución uniforme adoptada para los pesos, se han utilizado para priorizar las alternativas con el método estocástico de aceptabilidad multicriterio y para conocer la importancia relativa dada a cada criterio por un tomador de decisiones típico que apoya una estrategia dada. Se ha obtenido que la alternativa más aceptable es la que combina el relleno de playa con la construcción de una serie de espigones perpendiculares a la costa y que la selección de esta alternativa no implica una mayor preferencia por alguno de los grupos de interés ya que da pesos similares a los tres criterios elegidos.

Este estudio de caso muestra que con la metodología propuesta, que las decisiones de gestión pueden llevarse a cabo de una manera transparente, teniendo en cuenta los procesos físicos haciendo frente a la incertidumbre intrínseca que los agentes climáticos y terrestres suman al sistema costero, así como la información incierta en cuanto a las preferencias de los tomadores de decisión.

8.1 Conclusions

This thesis presents a methodology for the management of a coastal stretch based on Santiago (2006), which takes into account the stochastic nature of climate forcing agents and processes. It uses simulation techniques to infer, in probabilistic terms, the performance of a set of predefined management strategies in terms of various criteria that represent the main concerns of interest groups. This statistical information along with the distribution function of weights characterizing the uncertainty in decision makers preferences is employed to make decisions under uncertainty with stochastic multi-criteria acceptability analysis (Lahdelma & Salminen, 2001). At the same time, this method provides the relative importance given to each criterion in decision making and thus makes the decision process more transparent.

This methodology was applied to Playa Granada (Spain), a beach located on the Guadalfeo River Delta. This coastal stretch has been suffering severe erosion problems since the construction of a dam in the river basin. In this study, a five-year period was considered. The management target was to offer a certain minimum beach width during 16 the summer. Five different alternatives were designed for this analysis, one of which was a preservationist option that consisted in not taking any action at all.

The assessment of uncertainty in regards to the effect that the strategies had on the shoreline evolution was performed according to Baquerizo & Losada (2008). For this purpose, a one-line model was used with time-dependent boundary conditions (Payo et al., 2002), coupled with a river model that included the effect of regulatory activities at the Rules Dam (Avila, 2007; Losada et al., 2011). The shoreline position provided by the morphodynamic model was used to evaluate the performance of the alternatives in relation to the management target. That result also allowed us to estimate a random vector whose components represent the economic benefits for local residents, for homeowners, and for the administration.

A traditional risk analysis of the performance of the alternatives revealed the need to adopt a multi-criteria analysis that would take into account the random nature of the system. The stochastic multicriteria acceptability method, fed with the joint probability density functions of those random vectors and a uniform probability density function adopted for weights, was then used to rank strategies. At the same time, it provided the relative importance given to each criterion by a typical decision maker supporting one of the alternatives. The most acceptable alternative which is the one that ranked first, was found to be the one that combined beach nourishment with the construction of a series of groins almost perpendicular to the coast. The selection of that alternative did not imply a greater preference for any of the interest groups interest since gave similar weights to the three economic criteria.

This case study shows that with the proposed methodology, management decisions can be made in a transparent way by taking into account the physical processes and by coping with the intrinsic uncertainty that climate and land agents bring to the coastal system as well as the uncertain information regarding the preferences of decision makers.

Capítulo 9

Futuras líneas de trabajo

Aunque la metodología propuesta tiene un carácter general, para su aplicación al tramo de costa se ha elegido una escala espacial relativamente pequeña y un periodo de tiempo del orden de pocos años. Además se han realizado varias simplificaciones en relación con los agentes forzadores, los procesos que tienen lugar en la costa y las variables a considerar para el análisis, que marcan las líneas de trabajo a seguir en el futuro, todas ellas de carácter claramente interdisciplinar.

A mayor escala, es sabido que los agentes socio económicos y los procesos asociados juegan un papel crucial. Existen modelos económicos capaces de hacer previsiones a medio plazo de indicadores globales del curso de la economía. Su incorporación en el sistema podría hacerse de manera simplificada mediante relaciones funcionales con otras variables relacionadas con la economía global, la población y la calidad de vida.

En cuanto a los agentes climáticos, a escalas de decenas de años, debe tenerse en cuenta no solo el previsible ascenso del nivel medio del mar sino también el posible recrudecimiento del clima. En una primera aproximación, dicha variabilidad podría tenerse en cuenta bien considerando diferentes escenarios, bien mediante rangos de variación de los parámetros sujetos a incertidumbre. Una vez incorporada esta mejora, el paso inmediato sería valorar las consecuencias económicas directas asociadas al ascenso del nivel del mar y a la ocurrencia de inundaciones y otras catástrofes naturales y la consideración de esta variable para el análisis multicriterio como indicador representativo de los intereses del estado.

Otra línea de trabajo a seguir es la consideración de los procesos ambientales mediante la inclusión de modelos ecológicos y económicos, y la selección de indicadores que midan la calidad ambiental y la sostenibilidad.

Desde un punto de vista económico y ambiental, podría en un futuro tenerse en cuenta los costes asociados a la construcción y mantenimiento de las infraestructuras

necesarias para sustentar las actividades económicas y la posible saturación del sistema en relación con las variables suelo, agua y energía.

Bibliografía

- Ananda, J. & Gamini, H. (2009), "A critical review of multi-criteria decision making methods with special reference to forest management and planning", *Ecological Economics* 68(10), 2535–2548.
- Ávila, A. A. (2007), *Procesos de múltiple escala en la evolución de la línea de costa*, Tesis Doctoral, Universidad de Granada, España.
- Azuz, A. (2004), *El manejo costero en México*, Universidad Autónoma de Campeche, SEMARNAT, CETYS-Universidad, Universidad de Quintana Roo, Capítulo Escalas Espaciales y Temporales del Manejo costero, pp. 27–38.
- Bakus, G. J., Sillwell, W. G., Latter, S. M. & Wallerstein, M. C. (1982), "Decision making: With applications for environmental management", *Environmental Management* 6, 493–504.
- Baquerizo, A. & Losada, M. A. (2008), "Human interaction with large scale coastal morphological evolution. an assessment of the uncertainty", *Coastal Engineering* 55, 556–580.
- Barragán, M. J. (2003), "The end of the century for costal management in Spain", *Journal of Coastal Research* 19(2).
- Barragán, M. J. (2005), "Política y gestión integrada de áreas litorales en España". http://66.102.9.104/search?q=cache:qYNolckR2OkJ:www2.unia.es/nuevo_inf_academica/visualizar_file_Adjunto.asp%3FID%3D1579+politica+y+gestion+integrada+de+areas+litoral+es+en+espa%C3%B1a+barragan&hl=es&ct=clnk&cd=1
- Buchy, M. & Hoverman, S. (2000), "Understanding public participation in forest planning: a review", *Forest Policy and Economics* 1, 15–25.
- Butler, R. (1980), "Concept of a tourist area cycle or evolution: complications for management of resources", *Canadian Geographer* 19(1), 5–12.

- Campbell, C. & Heck, W. (1997), *Principles of sustainable development*, St. Luice Press, Delray Beach, Florida, chapter An ecological perspective on sustainable development, pp. 47–68.
- Charnetski, J. (1973), *The multiple attribute problem with partial information: the expected value and comparative hypervolume methods*, PhD thesis, University of Texas at Austin.
- Charnetski, J. & Soland, R. (1978), “Multiple-attribute decision making with partial information: the comparative hypervolume criterion”, *Naval Research Logistics Quarterly* 25, 279–288.
- Cicin-Sain, B. & Knetch, R. (1998), *Integrated Coastal and Ocean Management: Concepts and Practices*, Island Press, Washington, D.C.
- CTCD, Consejería de Turismo, C. y. D. (2005-2009), *Balance del año turístico en Andalucía, Reporte técnico*, Junta de Andalucía.
- Dean, R. & Dalrymple, R. (2004), *Coastal Processes whit Engineering Applications*, Cambridge University Press.
- Exceltur (2005), *Resumen ejecutivo - impactos sobre el entorno, la economía y el empleo de los distintos modelos de desarrollo turístico del litoral mediterráneo español Baleares y Canarias*, Reporte técnico, Deloitte-Exceltur.
- Fabbri, K. P. (1998), “A methodology for supporting decision, aking in integrated coastal zone management”, *Ocean & Coastal Management* 39, 51–62.
- Félix, A., Baquerizo, A., Santiago, J. & Losada, M. (2012), “Coastal zone management with stochastic multi-criteria analysis”, *Journal of Environmental Management* 112(0), 252–266.
- Forst, M. F. (2009), “The convergence of integrated coastal zone management and the ecosystems approach”, *Ocean & Coastal Management* 52, 294–306.
- Hayashi, K. (2000), “Multicriteria analysis for agricultural resource management: A critical survey and future perspectives”, *European Journal of Operational Research* 122, 486–500.

Bibliografia

- Hobbs, B. F., Chankong, V., Hamadeh, W. & Stakhiv, E. Z. (1992), "Does choice of multicriteria method matter? An experiment in water resources planning", *Water Resources Research* 28(7), 1767–1779.
- Hokkanen, J., Lahdelma, R. & Salminen, P. (2000), "Multicriteria decision support in a technology competition for cleaning polluted soil in helsinki", *Journal of Environmental Management* 60, 393–348.
- Horstman, E. M., Wijnberg, Kathelijne M. adn Smale, A. J. & Hulscher, S. J. (2009), "On the consequences of a long-term perspective for coastal management", *Ocean & Coastal Management* 52, 593–611.
- IPCC (1995), "Glossary of terms used in the IPCC third assessment report", Intergovernmental Panel on Climate Change, <http://www.ipcc.ch/pdf/glossary/tar-ipcc-terms-sp.pdf>.
- Kangas, J. & Kangas, A. (2005), "Multiple criteria decision support in forest management –the approach, methods applied, and experiences gained", *Forest Ecology and Management* 207, 133–143.
- Kay, R. & Alder, J. (2005), *Coastal Planning and Management*, 2nd edn, Spon Press.
- Ketchum, B. (1972), *The Water's Edge: Critical Problems of the Coastal Zone*, The MIT Press, Cambridge, MA, USA.
- Komar, P. D. (1997), *Beach Proceses and Sedimentation*, Prentice-Hall Inc. Englewood Cliffs.
- Lahdelma, R. & Salminen, P. (2001), "Smaa-2: Stochastic multicriteria acceptability analysis for group decision making", *Operations Research* 49(3), 444–454.
- Lahdelma, R. & Salminen, P. (2009), "Prospect theory and stochastic multicriteria acceptability analysis (SMAA)", *Omega* 37, 961–971.
- Lahdelma, R., Salminen, P. & Hokkanen, J. (2000), "Using multicriteria methods in environmental planning and management", *Environmental Management* 26(6), 595–605.

- Lobo, F., Fernández-Salas, L., Moreno, I., J.L., S. & Maldonado, A. (2006), "The sea-floor morphology of a mediterranean shelf fed by small rivers, northern alboran sea margin", *Continental Shelf Research* 26, 2607–2628.
- Losada, M. A. (2001), ROM 0.0: Procedimiento general y bases de cálculo en el proyecto de obras marítimas y portuarias. PARTE I, Puertos del Estado.
- Losada, M., Baquerizo, A., Ortega-Sánchez, M. & Ávila, A. (2011), "Coastal evolution, sea level, and assessment of intrinsic uncertainty", *Journal of Coastal Research* 59, 218–228.
- Masselink, G., Hughes, M. & Knight, J. (2003), *Introduction to coastal processes and geomorphology*, Hodder Education, London.
- Mendoza, G. & Martins, H. (2006), "Multi-criteria decision analysis in natural resource management: A critical review of methods and new modeling paradigms", *Forest Ecology and Management* 230, 1–22.
- Menou, A., Benallou, A. & Salminen, P. (2010), "Decision support for centralizing cargo at a moroccan airport hub using stochastic multicriteria acceptability analysis", *European Journal of Operational Research* 204(3), 621–629.
- Moreno-Casasola, P. & Rojas, E. P. (2006), *Estrategias para el manejo integral de la zona costera: un enfoque municipal*, Vol. Volumen I of ISBN 970-709-039-1, Instituto de Ecología
- A. C. - Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, SEMARNAT, Xalapa, Ver., México, CAPITULO Manejo integral de la zona costera, pp. 21–50.
- Moreno, I., Ortega, M., Rodero, J., De los Santos, F. & Moina, R. (2006), It.vii.10, "evolución pasada y presente del delta del Guadalfeo y zonas adyacentes", Reporte técnico, Grupo de Ríos y Embalses, Universidad de Granada - Centro Andaluz del Medio Ambiente, Granada, España.
- Moya, G. D. & Ferrer, M. E. (2006), "La economía de la costa tropical de granada, situación actual y perspectivas".

Bibliografía

- Nobre, A. (2011), "Scientific approaches to address challenges in coastal management", *Marine Ecology Progress Series* 434, 279–289.
- Olson, D., Mechitov, A. & Moskovich, H. (1998), Multicriteria decision aid techniques: some experimental conclusions, in S. R. Haines, Y.Y., ed., "XIVth International Conference on Multiple Criteria Decision Making", Vol. 1 of *Lecture notes in economics and mathematical systems*, Springer, Charlottesville, Virginia, pp. 357–368.
- Ortega, M., R., M. & J., R. (2004), It.vii.2, versión 1. "estudio de clima marítimo", Reporte técnico, Grupo de Ríos y Embalses, Universidad de Granada - Centro Andaluz del Medio Ambiente, Granada, España.
- Palmquist, R. (2005), *Handbook of Environmental Economics*, Vol. 2, Elsevier, Netherlands, chapter Property value models, pp. 763–819.
- Parsons, G. R. & Powell, M. (2001), "Measuring the cost of beach retreat", *Coastal Management* 29, 91–103.
- Payo, A., Baquerizo, A. & Losada, M. A. (2002), One-line model with time dependent boundary conditions, in "Proc. 28th Coastal Engineering Conference", Vol. 3, pp. 3046–3052.
- Payo, A. G. (2004), Predicción de la evolución de sistemas costeros a gran escala basada en soluciones analíticas del modelo de una línea, Tesis Doctoral, Universidad de Granada, España.
- Pohekar, S. & Ramachandran, M. (2004), "Application of multi-criteria decision, making to sustainable energy planning -a review", *Renewable & Sustainable Energy Reviews* 8, 365–381.
- PT, P. d. T. (2004-2009), Observatorio turístico de la provincia de Granada, memorias, Reporte Técnico, Turismo de Granada, Patronato Provincial.
- Raiffa, H. (1982), *The Art and Science of Negotiation*, Harvard University Press, Belkna,

- Cambridge, M.A. Rodero, J. (2004a), It.vii.1, Versión 1. Análisis cuantitativo de la evolución de la línea de costa., Reporte técnico, Grupo de Ríos y Embalses, Universidad de Granada – Centro Andaluz del Medio Ambiente, Granada, España.
- Rodero, J. (2004b), It.vii.7, Versión 1. Caracterización de los sedimentos de la región litoral., Reporte técnico, Grupo de Ríos y Embalses, Universidad de Granada - Centro Andaluz del Medio Ambiente, Granada, España.
- Ryu, J., Leschine, T. M., Nam, J., Chang, W. K. & Dyson, K. (2011), “A resilience-based approach for comparing expert preferences across two large-scale coastal management programs”, *Journal of Environmental Management* 92, 92–101.
- Salles, A. P. & Silva, C. R. (2004), El manejo costero en México, Universidad Autónoma de Campeche, SEMARNAT, CETYS-Universidad, Universidad de Quintana Roo, capítulo Infraestructura de protección costera, pp. 179–190.
- San Cristobal, J. (2011), “Multi-criteria decision-making in the selection of a renewable energy project in Spain: The vikor method”, *Renewable Energy* 36, 498–502.
- Santiago, J. (2006), Evolución Ambiental y Socioeconómica como Fundamento de la Ordenación Litoral, Tesis Doctoral, Universidad de Granada.
- Smith, P. G. & Theberge, J. B. (1987), “Evaluating natural areas using multiple criteria: Theory and practice”, *Environmental Management* 11, 447–460.
- Stynes, D. J. (1997), *Economic Impacts of Tourism: A Handbook for Tourism Professionals*, Tourism Research Laboratory at the University of Illinois At Urbana-Champaign, Illinois Bureau of Tourism.
- Tervonen, T., Figueira, J., Lahdelma, R. & Salminen, P. (2004), Modelling mcda group preferences for public human resource management: Evaluating the quality of education at the department of information technology, the university of turku (finland), Technical report 22/2004.

Bibliografía

- Tervonen, T. & Figueira, J. R. (2008), "A survey on stochastic multicriteria acceptability analysis methods", *Journal of Multi-criteria Decision Analysis* 15, 1–14.
- Todorovic, P. & Zelenhasic, E. (1970), "A stochastic model for flood analysis", *Water Resources Research* 6(6), 1641–1648.
- Tompkins, E. L., Few, R. & Brown, K. (2008), "Scenario-based stakeholder engagement: Incorporating stakeholders preferences into coastal planning for climate change", *Journal of Environmental Management* 88, 1580–1592.
- Tsoutsos, T., Drandaki, M., Frantzeskaki, N., Iosifidis, E. & Kiosses, I. (2009), "Sustainable energy planning by using multi-criteria analysis application in the island of Crete", *Energy Policy* 37, 1587–1600.
- van Rijn, L. (1998), *Principles of Coastal Morphology*, Aqua Publications.
- Westmacott, S. (2001), "Developing decision support systems for integrated coastal management in the tropics: Is the ICM decision-making environment too complex for the development of a useable and useful DSS?", *Journal of Environmental Management* 62, 55–74.

ANEXOS

Anexo A

**Decision making under risk in the management of
a coastal stretch.**

**Second International Conference on Coastal Zone
Engineering and Management, Arabian Coast 2010**

Decision making under risk in the management of a coastal stretch

A. Felix^{*}, A. Baquerizo² and M. A. Losada³

Grupo de Dinámica de Flujos Ambientales. Centro Andaluz de Medio Ambiente, Universidad de Granada, España

Abstract: A procedure for the management of a coastal stretch based on the conceptual work by Santiago (2006) is formulated. It combines the work by Baquerizo and Losada (2008) with a hedonic price method to evaluate the consequences of hazardous events (Parsons and Noailly, 2004; Palmquist, 2005). The proposed methodology is applied to three different strategies designed for the management of the Guadalfeo's delta in Granada (Spain). The performance of each alternative and the corresponding risks are analyzed from a statistical point of view.

Key words: ICZM; risk assessment; hedonic price; socioeconomic; stochastic optimization.

* Email: afelixd@correo.ugr.es

1. Introduction

About forty percent of the world population and the infrastructures needed to sustain it are located on the coast, and this value is expected to increase up to seventy-five percent by 2050 (Masselink and Hughes, 2003).

The incidence of natural events during the last decade has shown up the vulnerability of this zone and the importance of the waterfront as an element of defense that mitigates the consequences of natural hazards, contributing to increase the robustness of the coastal system.

Accordingly, there is an increasing awareness of the necessity of an integrated coastal zone management (ICZM) that accounts for the stakeholders risk perception and preferences.

Santiago (2006) proposed a conceptual model for the integral management of a coastal stretch in a medium or long term basis. Its implementation requires the modeling of the physical processes governing the natural and human induced changes of the coastal zone, the appraisal of the consequences of hazardous events and the assessment of the intrinsic uncertainties involved in the processes.

In relation to the last requirement, Baquerizo and Losada (2008) proposed a methodology suitable for medium and long term predictions. Their procedure is based on the assumption that morphologic changes in coastal areas are cumulative processes, so their response to a certain state is the initial condition for the next sea state.

The appraisal of the consequences of hazardous events requires to estimate the value of the coast. In the late 60's and until the late 70's, most of the research just provided qualitative values. At present the models also take into account the type of coastal environment under consideration (wetlands, beaches, cliffs, etc.), the human welfare and the economic benefit.

Many of them are based on the use of the hedonic price function so called for considering the coast as an environmental good that provides well-being to residents, and which can be evaluated as an added value in the housing market.

Grilches (1971) describe the initial formulation. Brown and Pollalowski (1977) were the first to use it to quantify the value of the zone close to the shoreline by studying the urban land market. Parsons and Powell (2001), used the hedonic price regression to estimate the value of land and structures, using a data set on recent housing sales. Several works used this model to compare the costs of different actions (Wakefield and Parsons, 2003; Parsons and Noailly, 2004; von Hafen et. al., 2004).

For a given coastal stretch, following the conceptual model by Santiago (2006), we present a procedure for the optimum management of a coastal stretch that combines the methodology by Baquerizo and Losada (2008) with a hedonic pricing method by Parsons & Noailly (2004) and Palmquist (2005), to evaluate the consequences of hazardous events.

The model is applied to the Guadalfeo's delta in Granada (Spain), a coastal stretch that since the

construction of a reservoir in the river basin in 2005 is suffering a severe erosion problem (Ávila, 2007; Losada et al., 2010) and where a series of non integrated solutions undertaken during the last years have shown to be ineffective.

The article is organized as follows. First a description of the study site and the management problem is presented. The proposed methodology is formulated next and applied to the selected coastal stretch. The conclusions of the study and a brief discussion are finally given.

2. Description of the zone of study

The Guadalfeo watershed is located in the Spanish Mediterranean coast facing to the Alborán Sea (Fig. 1). It has the typical characteristics of semiarid hydrological basins where processes are governed by the scarce pass of low pressure systems over a reduced catchment area. Rainfall temporal distribution is irregular, especially during the dry season (July-September) when torrential rains often occur. In the highest part of the watershed and during the coldest period of time it takes place in the form of snow, a characteristic that influences the seasonal variation of the water discharge at the mouth of the river.

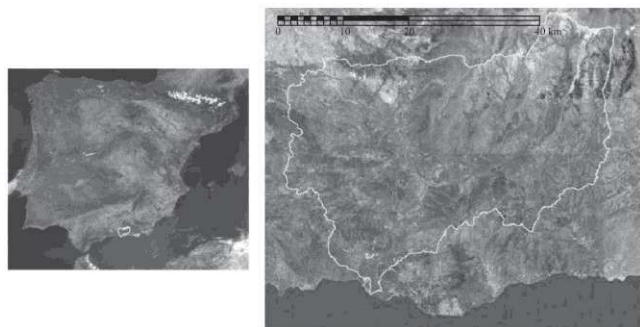


Figure 1. Localization map and aerial view of Guadalfeo's watershed.

The river has relatively steep slopes, decreasing heights from 3000m at Sierra Nevada to zero over a straight distance of ~40km which corresponds to ~70km along the river. The main erosional agents are rain-induced runoff and the resulting sediment yield.

The delta lobe formed during the holocene with pre-orogenic materials from the Alpujarrian nappies (Boulin et al., 1970; Aldaya, 1970) upon which more modern (Holocene) materials that constituted alluvial deposits, were placed. The hydrological regime of the river and historical data of this recent geologic formation suggest that its growth is related to extreme events, whose occurrence is significantly smaller than the occurrence of sea states redistributing sediment along the coast. Its formation consists therefore in a series of isolated growing 'pulses' alternating with retreat periods.

The sedimentary river plain was originally limited to the west by the mountain of El Chaparral and to the east by Cabo de Sacratif. The harbor of Motril built at the beginning of the XXth century on the western end of the delta currently limits its extension. The channelization of the last section of the river at the end of the XIXth century ends with two groins at the mouth.

The most severe deep water wave climate mainly comes from two directions, 105° y 245° measured clockwise from N that arrive obliquely to the shore and contribute to the distribution of the sediment discharged by the river along the coast.

Due to the works done on the river in the last decades, like the construction of Béznar and Rules dams, and the diversion dam of Vélez, the shoreline shows severe erosion problems partially solved by punctual nourishment works undertaken with sediment of significantly smaller size than the native and that had a very limited lifespan.

3. Model for the Sustainable Management of the Coast

The model proposed by Santiago (2006) for the integral management of a coastal stretch begins with an evaluation of the socio-economic and environmental scenario and the specification of the objectives to pursue. At every time step, the new scenario is simulated and the fulfillment of the management targets are assessed. The failure events are characterized in terms of their magnitude, probability of occurrence and consequences

For the case analyzed here, it was chosen as a management target to guarantee enough dry beach area for the population that demands it. A period of time of 10 years was selected for the application of three management strategies.

Definition of strategies

There are several alternatives to protect beaches against erosion. In the last years, due to aesthetic reasons, all the nourishment works in this area are not undertaken together with the construction of hard structures like groins or offshore breakwaters. Following this tendency, three management strategies based on soft works were designed for the analysis. Also, on the basis of the experience of previous actions, all of them contemplate yearly maintenance actions that consist in the pouring of the sand lost and the reshaping of the shoreline after spring in order to offer a beach in good conditions at the beginning of the summer. This choice offers the possibility of using the methodology by Baquerizo and Losada (2008) to study the random shoreline evolution during one year starting with the desired beach shoreline and to infer with that information the performance during the selected period.

Figure 2 shows over an aerial photograph the shorelines of the three alternatives proposed and the reference axes. The differences between them are more clearly seen in figure 3.



Figure 2. Representation of the selected strategies and reference frame. Google Earth image (2010).

Alternatives A and C leave the easternmost part of the shoreline without modifications as historical information revealed -and numerical calculations confirmed it- that this zone does not suffer erosion problems. Alternative B redistributes part of the sediment present in this area all along the beach with a minor amount of sand poured for nourishment. They all show differences in the amount of dry beach that they propose to gain in the westernmost zone. Alternative A is the less ambitious, proposing a shoreline that differs from the line of 2007 in 21m with a minor gain in dry area of 6500m². The most ambitious one is C, that proposes a gain of about 19200 m², with differences up to 36 m. In between, Alternative B proposes a gain of 18000 m² with a shoreline that differs up to 31m from the one taken as a reference.

Shoreline evolution during the selected period

The time evolution of the shoreline was analyzed with the methodology proposed by Baquerizo and Losada (2008) that deals with the inherent randomness that the process inherits from the stochastic character of the climatic forcing.

Their procedure is based on the assumption that morphologic changes in coastal areas are cumulative processes, so their response to a certain state is the initial condition for the next sea state. It is possible to imitate the processes during a certain period of time by using as the forcing mechanism the local climate simulated as a series of consecutive states and a morphodynamic model that runs under stationary input climatic conditions.

The model is launched with the first state and the initial condition and the cumulative forcing of the series of states during the period under analysis is then accounted for by subsequently applying the evolution model with the prediction made with the previous state as the initial condition. The resulting final situation is considered as the final outcome of the experiment.

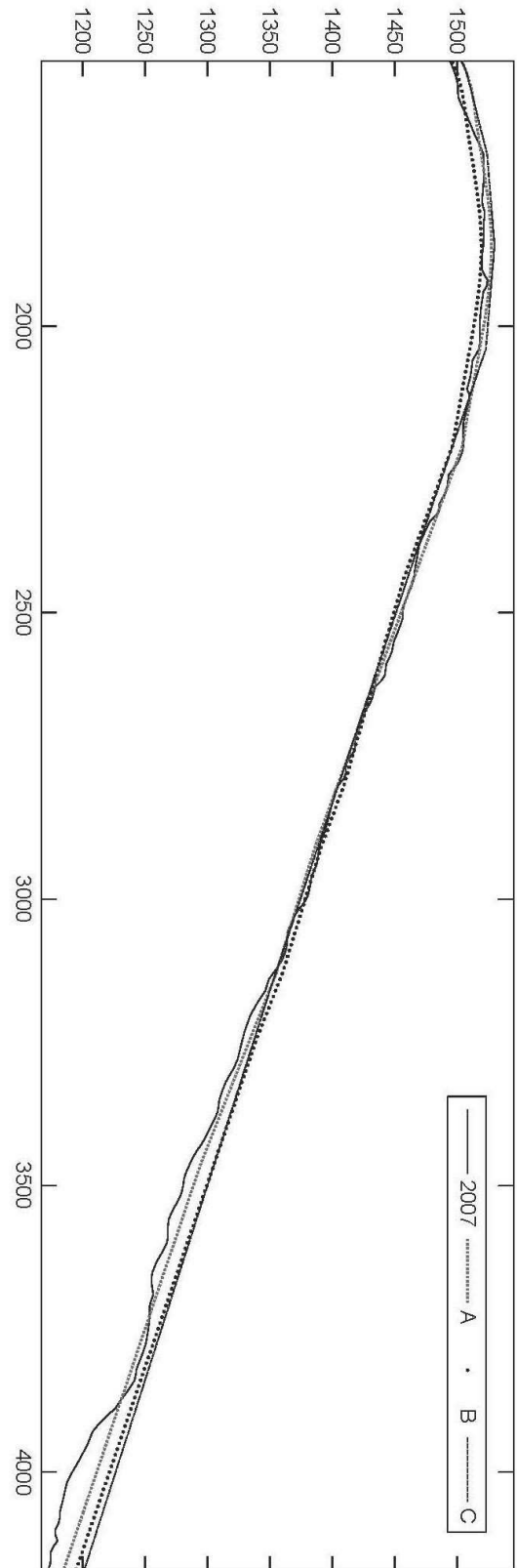


Figure 3. Detailed representation of the management strategies over the shoreline position of 2007.

Finally, probabilistic techniques are applied to analyze the sample space obtained with the outcomes of several repetitive numeric experiments.

Morphological model

The model used for the morphological analysis accounts for wave induced changes over the coastline through a one-line model with time dependent boundary conditions (Payo et al., 2002) coupled with a river model that solves Saint-Venant equations for 1D flow and includes a water balance module to include regulatory activities at the dam. A more detailed description is given in Ávila (2007).

Analysis of the historical climatic data

For the analysis of the wave climatic forcing, data of the Mar de Alborán hindcasting point WANA2020013 (Latitude, 36.625; Longitude -3.5) from Puertos del Estado (WANA Project) was used. This point is located at ~500m depth and provides from 1994 to 2004 the significant wave height estimated from the zero order moment of the spectrum, H_{m0} , the peak period, T_p and the mean wave direction, θ , every three hours. River discharges at Rules reservoir are available every 24 hours from 1994 to 2004 (Confederación Hidrográfica del Sur).

The main climatic agents are induced under the passage of storms that produce both precipitation events and energetic sea states. However, the fusion of the snow during the dry seasons also influences the discharge at the delta. On the other hand, the discharge events capable of producing perceptible changes over the delta are not as frequent as sea storms events, and no clear dependence between them was observed. It was therefore decided to consider them as statistically independent Poisson processes.

A POT (peaks over threshold) analysis performed on the series of discharges for the river forcing and on the significant wave height for the sea climate allowed to estimate the marginal and joint probability density functions of the following random variables that describe the forcings:

Sea climate:

- Number of storms per year
- Maximum significant wave height at the peak of the storm
- Duration of the storm
- Mean zero up crossing period at the peak of the storm
- Mean wave direction at the peak of the storm
- Inter-arrival time of consecutive storms

- Meteorological tide

River discharge:

- Number of floods per year
- Maximum discharge at the flood
- Total discharged volume
- Flood duration
- Time at which the maximum discharge takes place
- Basic discharge

Random simulation of the shoreline position and probabilistic analysis

The distribution functions of the random variables involved in the process were used to estimate, with a Monte Carlo simulation, the more energetic climatic conditions during one year of climatic forcing and the elapsing time between successive events.

These data were provided to the morphological model as a series of climatic states of 1 hours starting with the proposed shoreline position and the first state, and using for the subsequent climatic states the position of the shoreline predicted for the previous one. The shoreline position at $\vec{x} = (x_1, x_2, \dots, x_M)$, $M = 576$ selected locations along the coast, $y(\vec{x}) = y(x_1, x_2, \dots, x_M)$, obtained after running the model for the last state is considered as a final result of the experiment.

After repeating the experiment N times, a sample space consisting in $N = 100$ equally likely outcomes of the experiment is obtained, $\{y_i(\vec{x}), i = 1, \dots, N\}$. This sample is analyzed by applying the Principal Component Analysis technique that provides a set of M -dimensional vectors $\{\vec{e}_1, \vec{e}_2, \dots, \vec{e}_k\}$ $k \leq M$ called Empirical Orthogonal Functions that are linear combinations of the original variables. The first principal component accounts for as much as the variance of the original variables as possible. The second one explains as much of the remaining variance and so on. Therefore, retaining the first p components it is possible to account for most of the variation of the original variables in such a way that $y_i(\vec{x})$ can be estimated by a linear combination of these vectors,

$$y_i(\vec{x}) = \bar{\mu} + Z_{i1}\vec{e}_1 + \dots + Z_{ip}\vec{e}_p, \quad i = 1, \dots, N \quad [1]$$

where $\bar{\mu} = (\mu_1, \dots, \mu_M)^T$ is a column vector with the mean values of the shoreline position at the selected M

alongshore locations, $\mu_i = E[y(x_i)]$ and the coefficients affecting the eigenfunctions, Z_{ik} , are called the scores, which are also obtained in the analysis. Eq. (1) suggests approximating the shoreline position after V years of climatic forcing as a linear combination of p random variables Z_1, \dots, Z_p :

$$y(\bar{x}) = \bar{\mu} + Z_1 \bar{e}_1 + \dots + Z_p \bar{e}_p \quad [2]$$

in such a way that the matrix containing the scores (Z_{ik}) , $i = 1, \dots, N$, $k = 1, \dots, p$ provides a sample of the random vector (Z_1, \dots, Z_p) which allow the estimation of the joint distribution functions of the component variables $f(Z_1, Z_2, \dots, Z_p)$ that carries the statistical variability of the shoreline position.

Valuation of the coastal stretch

The Hedonic method of Palmquist (2005) and Parsons & Noailly (2004) is used to assess the coastal stretch. With that purpose, real estate prices were used to perform the regression analysis, taking into account the attributes of housing, the oceanfront and the distance to the shoreline as a measure of the willingness to pay for environmental quality. The obtained hedonic price function takes the form:

$$P_i = \gamma + \alpha_i x_i + \alpha_0 of^i + \alpha_1 df^i + \varepsilon_i \quad [3]$$

where:

P_i = is the price of house i

x_i = is a vector of structural and neighborhood characteristics for house i

of^i = is a dummy variable equal to 1 if the house i has ocean frontage and 0 otherwise

df^i = is a vector of distance at beach for house i

γ , α_i , α_0 and α_1 = are parameters that have to be determined after a multiple regression from data

ε_i = is an error term

Data used for the calculation of the coefficients come from three different sources. The first one is an agency that gave information about the sales price. The second one is the General Direction of Property Registry of Spain that provide information regarding the housing characteristics. Finally, spatial data were measured using Google Earth platform. Table 1 list the variables used in the regression.

Table 1. Variables used in this application of hedonic price model

	Name	Description	
Sales price	P	Sales price	
Housing characteristics	buisurf	Build surface	
	lotsize	Lot size	
	buiyear	Building year	
	bedr		Number of bedrooms
			Number of
	bathr	bathrooms	
	storey	Storey	
	terrace	Terrace*	
	garage	Garage*	
	boxrrom	Boxroom*	
swimp	Swimming pool*		
garden	Garden*		
ocean	Oceanfront*		
Spatial data	distbe	Distance at beach	

* dummy variables = 1 if present, 0 otherwise.

The characteristics of housing include variables quantitative like as: build surface, lot size, etc., and dummy variables that deal with the presence or absence of the characteristic. The results of the regression including the values of the coefficients and the values of the corresponding t -statistic are presented in Table 2.

Table 2. Results of the regression analysis

Variable	Coefficient	t -statistic
Constant	11.71	8.33
buisurf	0.41	1.86
lotsize	-0.04	-0.59
buiyear	-0.05	-0.39
bedr	0.17	1.11
bathr	0.22	1.85
storey	0.03	1.69
terrace	0.12	1.34
garage	0.03	0.58
boxrrom	0.09	1.32
swimp	0.05	0.16
garden	-0.21	-1.58
ocean	0.03	0.35
distbe	-0.18	-1.05

Risk analysis of the management strategies

For all the considered strategies, the EOF analysis of the samples showed that only two eigenfunctions explained more than 99% of the observed variability. Therefore, only the statistical information of (Z_1, Z_2) was analyzed.

It was assumed that the 10 years were mutually independent. This allowed to infer the performance of each strategy by simulating with a Monte Carlo technique the shoreline position after the maintenance works.

With the prediction of the yearly shoreline position, it was calculated the volume of sand required to nourish the beach, the maximum retreat of the shore, E , and the location where it occurs.

The cost of the works were assumed to vary linearly with the volume of sand lost, with coefficients, $C_0=50,000$ Euros and $C_1 = 7$ Euros/m³. As for the erosion analysis, a retreat of the shore greater than 5 m was considered to be a failure.

After the simulation of the performance of 10 consecutive years, the number of failures, N_f , and the total cost, C , associated to the works were computed. Also, it was assumed that a result with more than 4 out of 10 failures devaluated in a 5% the market prices of the houses located in the area of influence. This cost was added to the final cost of the strategy. All these variables were analyzed in order to assess the risks, defined as the expected values of the consequences.

4. Results

Figure 4 shows the distribution function of the total cost, C , for all the considered strategies. It is clearly observed that, in economic terms, A is the most suitable one, followed by B and C . Indeed, their corresponding risk values are $\mu_c = 8.20$, 10.4 and 18.0 (Million Euros) respectively. Also it is quite clear that the variable that shows a more dispersion is the one obtained for B , a result that indicates that there is a greater uncertainty in the value that would take the total cost in case that this strategy be selected, a factor that may be interesting from a political point of view.

In order to make a choice it is also important that the decision maker analyze the maximum retreat of the shore, E , which probability density function is represented in Figure 5 and the expected number of failures during the considered period, given in Table 3.

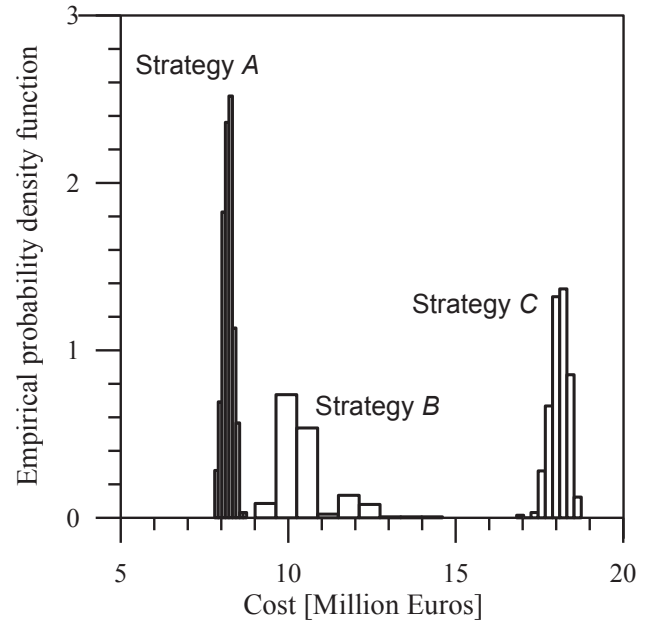


Figure 4. Empirical density function of the total costs for all the strategies.

Clearly, Strategy A is the one that shows more risk to suffer at least once in 10 years an important retreat. At the same time, the probability that the proposed solution fails at least one year is higher. Regarding the alternative called B, it is less likely that the retreat will not exceed 5 (m) but there is a high probability that at least one out of 10 years the retreat be between 3 and 4 (m). None of the simulations showed a failure for Alternative C but it is more uncertain the value that the retreat will take than for A and C.

Table 3. Summary of results obtained for each strategy.

	N° of simulations with n failures			Statistics of C		Statistics of E	
	$n=0$	$n=1$	$n=2$	μ_C	σ_C	μ_E	σ_E
<i>A</i>	147	130	23	8.20	0.15	4.99	0.43
<i>B</i>	299	1	0	10.4	0.79	3.26	0.27
<i>C</i>	300	0	0	18.0	0.3	3.22	0.48

μ , mean value, σ , standard deviation

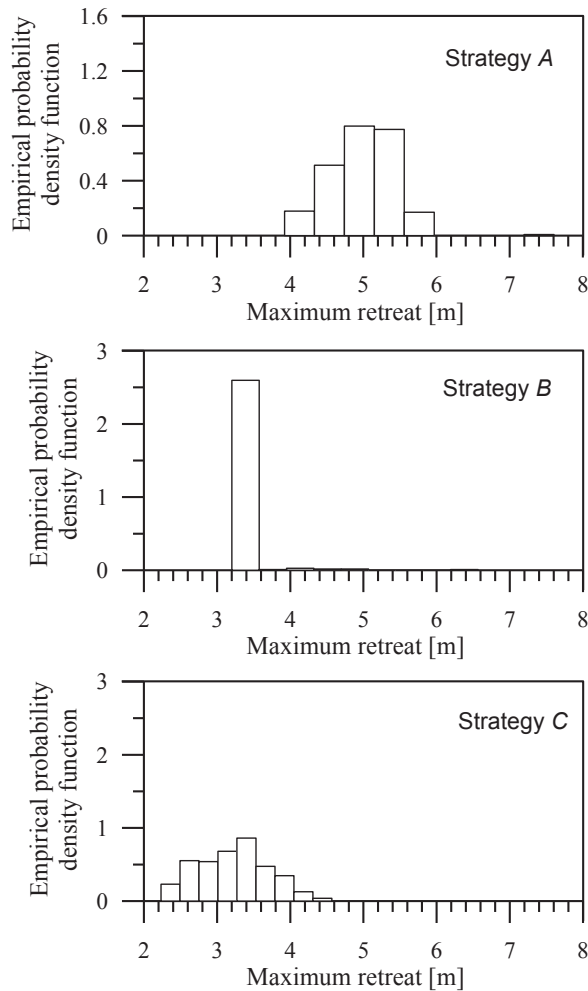


Figure 5. Empirical density function of the maximum retreat for all the strategies.

5. Discussion

This work compares three slightly different management strategies and analyzes some of the aspects of the negative impact that they could have, taking into account the uncertainty in the prediction of the shoreline evolution.

The performance of the strategies are analyzed through three random variables: the number of years that the nourishment fails, N_f , the maximum retreat of the shore, E , and the costs associated to the works and to the negative impact that a bad performance could have on the prices of houses in the area, C .

Due to the lack of data the values of the parameters are only orientative and the analysis did not include other indicators of the socioeconomic impact of the strategies.

Therefore, results should not be understood in a strict way but rather as tendencies that could guide decision makers in the decision process depending on the political and socioeconomic situation.

Acknowledgments

The work done by the first author was funded by the Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT, México). The other authors are indebted to the Junta de Andalucía that funded the project *Influencia de los procesos litorales multi-escala en la gestión costera* (Proyecto de excelencia, 2009, contract no. TEP-4630).

References

- Aldaya. 1970. *La sucesión de etapas tectónicas en el dominio alpujarride* Cuad. Geol. 1, pp. 159-181.
- Ávila, A. 2007. *Procesos de múltiple escala en la evolución de la línea de costa*. PhD Thesis. Universidad de Granada, Spain. 161 pp.
- Baquerizo, A. and Losada, M. A. 2008. "Human interaction with large scale coastal morphological evolution. an assessment of the uncertainty". *Coastal Engineering*, Vol. 55, pp. 556-580.
- Boulin et.al 1970. J. Boulin, P. Dimpault and H. Leroy, *Observations géologiques en Sierra de Lújar (Cordillères bétiques internes)*. Esp. B.S.G.F. 8, pp. 585-591.
- Brown, G.M. and Pollalowski, H. O. 1977. "Economic Valuation of Shoreline". *Review of Economics & Estaticistics*. Vol. 3, pp. 272-278.
- Grilches, Z. 1971. *Prices Indexes and Quality Change*. Harvard. University Press. Cambridge.
- Losada, M. A., A. Baquerizo, M. Ortega-Sánchez and A. Ávila. 2010. Coastal evolution, sea level and assesment of intrinsic uncertainty. Accepted for publication in the *Journal of Coastal Research*.
- Masselink, G. and Hughes, M.G. 2003. *Introduction to coastal processes and geomorphology*. Hodder Arnold, London.
- Palmquist, R. B. 2005. "Property value models", *In Handbook of Environmental Economics*, Vol. 2, ELSEVIER, Netherlands, pp. 763-819.
- Parsons, G. and Noailly, J. 2004. "A value capture property tax for financing beach nourishment projects: an application to Delaware's ocean beaches". *Ocean & Coastal Management*, Vol. 47, pp.49-61.

- Parsons, G. and Powell, M. 2001. "Measuring the Cost of Beach Retreat". *Coastal Management*, Vol. 29, pp. 91-131.
- Payo A., A. Baquerizo and M. A. Losada. 2002. One-line model with time dependent boundary conditions. Proc. 28th Coastal Engineering Conf., ASCE, World Scientific, Vol. 3, pp 3046-3052.
- Santiago, J. 2006. *Evolución Ambiental y Socioeconómica como Fundamento de la Ordenación Litoral*, PhD thesis, Universidad de Granada, Spain. 259 pp.
- von Haefen, R. H., Phaneuf, D. J. and Parsons, G. 2004. "Estimation and Welfare Analysis With Large Demand Systems". *Journal of Business & Economic Statistics*, Vol. 22, pp. 194-205.
- Wakefield, J.R. and Parsons, G. 2003. "A comparison of Nurishment and Retreat Costs on Delaware's Ocean Beaches". *Shore & Beach*, Vol. 71, pp.23-26.

Anexo B

**Análisis del riesgo para la toma de decisiones en la
gestión de un tramo de costa.**

**XI Jornadas Españolas de Costas y Puertos,
Canarias 2011**

2.3. LOS RIESGOS Y EL CAMBIO CLIMÁTICO EN LA GESTIÓN DE LA COSTA

2.3.1. ANÁLISIS DEL RIESGO PARA LA TOMA DE DECISIONES EN LA GESTIÓN DE UN TRAMO DE COSTA

A. Félix, A. Baquerizo, M. A. Losada, J. M. Santiago

*Grupo de Dinámica de Flujos Ambientales. Centro Andaluz de Medio Ambiente – UGR. Avda. del Mediterráneo, s/n. 18006 Granada. afelixd@correo.ugr.es
abaqueri@ugr.es mlosada@ugr.es santi@ugr.es*

INTRODUCCIÓN

Desde las primeras civilizaciones la costa ha acogido a una parte importante de la población, y en ella se han construido las infraestructuras necesarias para su sustento. En la actualidad se estima que casi el 40% de la población mundial vive en la franja litoral y se prevé que hacia 2050 la cifra alcance el 75%.

Los eventos extremos ocurridos en las últimas décadas, han puesto de manifiesto la vulnerabilidad de esta zona y la importancia del frente marítimo como elemento de defensa que contribuye a mitigar las consecuencias de los desastres naturales. En correspondencia, hay una mayor conciencia social sobre la necesidad de gestionar la zona costera de manera integrada analizando todos los procesos que tienen lugar en ella a diferentes escalas espaciales y temporales, teniendo en cuenta el carácter aleatorio de los agentes forzadores y valorando el riesgo de las decisiones.

Santiago (2006) propuso un modelo conceptual para la gestión integrada de un tramo de costa a medio y largo plazo para cuya implementación se requiere el modelado de los procesos físicos que gobiernan los cambios naturales e inducidos por la acción del hombre en la zona costera, la evaluación de la incertidumbre intrínseca del proceso y la valoración de las consecuencias de los eventos extremos. En relación con los dos primeros requisitos, Baquerizo y Losada (2008) proponen una metodología que permite valorar la incertidumbre de la respuesta a corto, medio y largo plazo de la costa a los forzamientos climáticos.

En cuanto al tercero, existen diferentes modelos para estimar el valor de la costa. Desde finales de los años 60 y hasta finales de los años 70, sólo proporcionaban valores cualitativos, sin embargo, en la actualidad existe una tendencia a distinguir entre diferentes tipos de ambientes costeros (playas, acantilados, humedales, etc.) y a analizar también el bienestar social y el beneficio económico que reportan. Mediante el uso de la función de los precios hedónicos es posible utilizar el mercado inmobiliario para estimar el valor implícito de la costa como un bien ambiental (Parsons y Noailly, 2004; Palmquist, 2005).

Félix et al. (2010) proponen un modelo de gestión que se basa en el modelo de Santiago (2006) y combina la metodología propuesta por Baquerizo y Losada (2008) para evaluar la incertidumbre intrínseca de las predicciones con un modelo basado en la función hedónica de precios para valorar las consecuencias.

En este trabajo se presenta la aplicación de dicha metodología como herramienta de decisión sobre alternativas para la recuperación y gestión de la zona de Playa Granada (figura 1), situada en el Delta del Río Guadalfeo (Granada), que desde la construcción de la presa de Rules en el año 2005, sufre un problema severo de erosión (Ávila, 2007, Losada et.al., 2010).



Figura 1. Localización de Playa Granada.

MODELO DE DECISIÓN BAJO CONOCIMIENTO DEL RIESGO

Partiendo de una valoración del escenario socio-económico y ambiental, el primer paso consiste en especificar los objetivos de gestión a cumplir durante un determinado intervalo de tiempo. A continuación se diseñan estrategias y se seleccionan algunas cantidades indicadoras del grado de cumplimiento de los objetivos y de otros beneficios o perjuicios que puedan conseguirse con la implementación de las alternativas.

Puesto que los agentes que fuerzan el sistema costero, principalmente los climáticos, tienen un carácter aleatorio, no es posible determinar con exactitud los valores de las cantidades indicadoras. Es posible sin embargo acotar su incertidumbre mediante el uso de técnicas de simulación.

A continuación se ilustra la metodología mediante su aplicación a la resolución del problema de erosión que sufre Playa Granada situada en el delta del Río Guadalfeo desde la construcción de la presa de Rules en la cuenca y la puesta en marcha de sus actividades de regulación en el año 2005.

APLICACIÓN A PLAYA GRANADA

La cuenca del río Guadalfeo se localiza en la costa del mar de Alborán (Fig. 1). Posee las características típicas de las cuencas mediterráneas, con un clima semiárido, dominado por la incidencia puntual de borrascas y áreas de captación relativamente reducidas. La distribución de la temporada de lluvias es irregular, especialmente durante la temporada seca (julio-septiembre) en la que las lluvias suelen ser torrenciales. En la parte más alta de la cuenca y durante los periodos fríos, la precipitación se produce en forma de nieve y representa una proporción importante del volumen de agua captada, lo que influye en la variación estacional de la descarga de agua en la desembocadura.

El régimen hidrológico de la cuenca del Río Guadalfeo y los datos históricos sugieren que su evolución está ligada a la ocurrencia de eventos extremos que aportan gran cantidad de material, alternados con largos periodos de retroceso inducidos por la acción del oleaje (Ávila, 2007; Losada et al., 2010).

Debido a las obras realizadas en el río en las últimas décadas, como la construcción de la presa de Béznar y la regulación del caudal en el Embalse de Rules, el Delta

sufre un problema de erosión severo. Los problemas se han tratado de resolver parcialmente con vertidos puntuales de sedimento de tamaño significativamente menor al del sedimento nativo, que han tenido una duración reducida.

La zona costera, conocida como Costa Tropical, se extiende desde Albuñol hasta Almuñecar en la provincia de Granada (fig. 1). Esta área presenta diversos ambientes físicos que dan soporte a diferentes actividades, la principal de las cuales es la agricultura. Otras actividades importantes son el turismo y las operaciones portuarias.

Playa Granada se localiza en la parte este del delta, y sostiene un complejo turístico con campos de golf, restaurantes, hotel, etc., En la zona se encuentran también residencias particulares que, en la mayoría de los casos, corresponden a viviendas de verano. Existen también varias parcelas urbanizables que todavía no han sido desarrolladas. La playa es visitada por los residentes locales y, en los fines de semana también por excursionistas (visitantes que no pernoctan en el área), especialmente durante la temporada de verano. Las autoridades locales están tratando de fomentar el crecimiento urbanístico de la zona y explotar su potencial tratando de atraer un turismo que genere una alta derrama económica en la zona.

Definición de objetivos de gestión y diseño de estrategias

Se propone como objetivo de gestión ofrecer una playa con un mínimo de 10 metros a lo largo de la línea de costa, durante un período de 5 años, para lo cual es preciso prevenir la erosión.

Se diseñan cinco estrategias de gestión entre las que se considera también la postura de no hacer nada, denominada A0. Las alternativas denominadas A1, A2 y A3 están inspiradas en la postura actual de la Dirección General de Costas de regenerar la playa anualmente a principio de temporada, y difieren entre sí en la cantidad de sedimento que se usa para la regeneración y en su distribución a lo largo de la línea de costa (figura 2). Se considera asimismo una estrategia que se denomina A4 y consiste en hacer una regeneración de la playa junto con la construcción de una serie de espigones casi perpendiculares a la costa (figura 3).

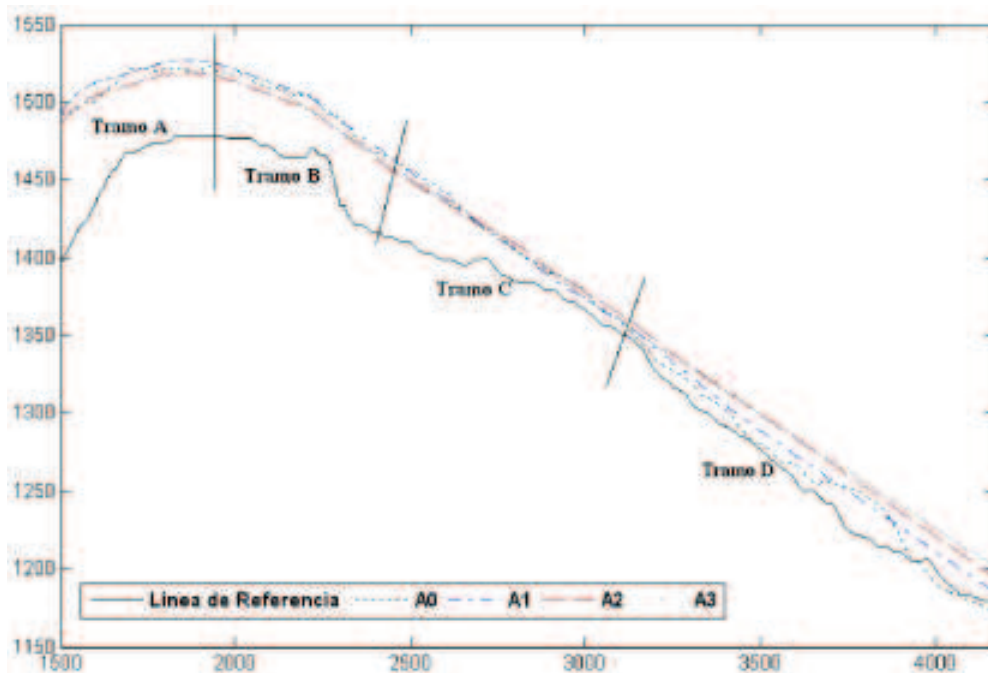


Figura 2. Alternativas A0, A1, A2 y A3. Estas líneas de costa son las condiciones iniciales del modelo morfológico. La línea de referencia se refiere a la curva de verificación para satisfacer el objetivo planteado.

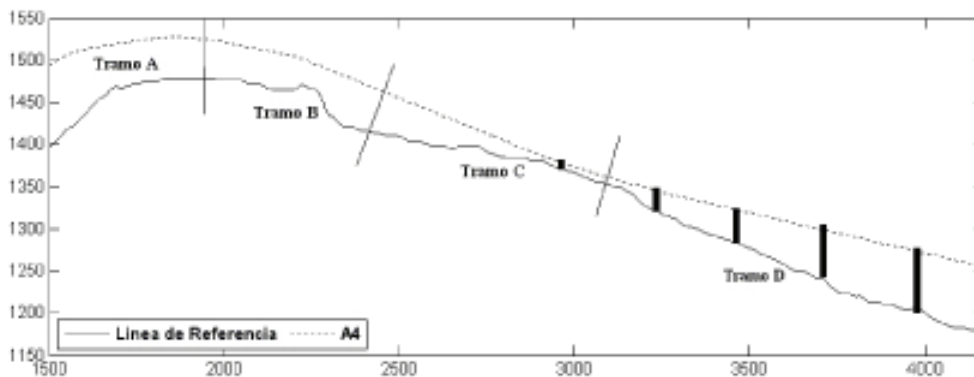


Figura 3. Condición inicial de la alternativa A4.

Se seleccionan como variables indicadoras del rendimiento de las alternativas tres cantidades que representan los beneficios para diferentes partes implicadas, a saber, la población local, los propietarios de las viviendas y la administración:

- B^* , Beneficio económico para la comarca
- V^* , Valor añadido de las viviendas por el buen estado de la playa
- A^* , Ahorro para la administración en relación con un presupuesto máximo de 150 millones de euros

Estudio de la incertidumbre de las variables indicadoras

Siguiendo la metodología propuesta por Baquerizo y Losada (2008), para cada alternativa se estudia la incertidumbre de las variables que se han elegido como indicadoras. Para ello se obtienen mediante técnicas de simulación realizaciones de los procesos estocásticos que definen los agentes climáticos atmosféricos y marítimos durante el periodo de tiempo analizado. Para cada realización se estudia la evolución de la línea de costa con un modelo de una línea con condiciones de contorno no permanentes (Payo et al. 2002) acoplado con un modelo 1D para el río que resuelve las ecuaciones de Saint-Venant y que incorpora un módulo que permite simular las actividades de regulación en la presa de Rules (Ávila, 2007; Losada et al. 2010).

A partir de dicha posición se calculan, entre otras, las variables A_{dry} área de playa seca, D_{min} anchura mínima de playa y volumen de arena perdido anualmente, V_L . Con estos valores se estima el número de turistas que acude a la playa y la cantidad de dinero que gastan y que a lo largo del periodo considerado es un beneficio para la economía local, B^* . Se calcula asimismo el coste C^* (en millones de euros) para la administración que incluye el de las obras iniciales y las actuaciones de mantenimiento, y a partir de este valor se obtiene $A^* = 150 - C^*$.

Para estimar el beneficio para los propietarios de las casas se ha dividido la zona en cuatro grandes áreas y se ha realizado una regresión loglineal de precios considerando los atributos de las viviendas que se listan en la tabla 1. Las zonas 1, 2 y 3 se refieren a variables auxiliares que valen 1 si la casa está situada en la zona considerada y 0 en otro caso. Estas variables miden la disposición a pagar un precio por el buen estado de la playa y permiten descomponer el precio de las casas en un valor intrínseco más otro, V^* , añadido por la calidad ambiental de la zona de la costa.

Tabla 1. Variables de la vivienda utilizadas en el modelo de los precios hedónicos.

Características	Variables
De la vivienda	Precio
	Superficie de construcción (m ²)
	Superficie del terreno (m ²)
	Edad de la construcción

De la vivienda	Planta
	Zonas deportivas *
	Piscina *
Físicas	Distancia al frente costero
	Localización física (Zonas de la 1 a la 3)

* Variables de valor 1 si se presentan y 0 si no. Las zona 1 representa el frente costero y la zona 4 para la que no se incluye una variable es la más alejada a la playa.

RESULTADOS

En este apartado se analiza desde un punto de vista estadístico el rendimiento de cada una de las alternativas en relación con las variables que miden el grado de cumplimiento de los objetivos de gestión y de los beneficios para diferentes partes implicadas. Para el estudio de los primeros se ha dividido la playa en cuatro tramos denominados A, B, C y D (figuras 2 y 3). La tabla 2 muestra los valores medios y las desviaciones típicas de la variable D_{min}^{α} donde el súperíndice se refiere al tramo correspondiente, $\alpha = A, B, C, D$

Tabla 2. Valores medios y desviación estándar de las variables aleatorias en la playa y los tramos A, B, C y D.

	D_{min}^A		D_{min}^B		D_{min}^C		D_{min}^D			
	μ	σ	μ	σ	μ	σ	μ	σ		
Ao	-41.1	22.1	38.9	1.5	25.4	1.1	-21.4	13.6	-52.3	23.2
A1	-4.0	6.8	45.9	2.3	28.9	0.7	-3.5	5.4	-15.6	12.5
A2	2.0	6.0	38.0	2.3	21.2	0.6	2.3	5.4	-5.5	13.2
A3	-2.1	5.1	46.1	2.2	21.3	0.7	-2.1	5.1	-2.9	10.3
A4	-1.2	6.4	41.8	3.7	28.0	1.1	-1.2	6.4	0.4	8.3

Como muestra la Tabla 2, los valores medios de D_{min} son negativos para todas las estrategias excepto para A_0 , lo que indica que es de esperar que fallen. Sin embargo, la intensidad del fallo medida por el valor absoluto de D_{min} para valores negativos es mucho mayor para la que consiste en no hacer nada y para las que contemplan solamente la regeneración.

Los resultados indican que es muy probable que los fallos ocurran en el tramo D, para el que se obtienen valores similares. Cabe esperar que los fallos sean especialmente severos para A_0 (valor esperado $D_{min}^D = -52.3$ m) y A1 (valor esperado $D_{min}^D = -15.6$ m) con desviaciones típicas elevadas (aprox. 23.2 y 12.5 m, respectivamente). La zona D se corresponde con una zona ganada al mar y ocupada con asentamientos agrícolas ilegales, que con bastante seguridad serán desmantelados por la entrada en vigor en 2010 del POT-LG (Junta de Andalucía, 2006) para recuperar el humedal.

Si se excluye este tramo del análisis, el más vulnerable es el C. En él, los fallos, no son demasiado serios ya que solamente suponen una pérdida de playa ligeramente menor a la marcada como objetivo.

El valor mínimo de anchura de playa en A y B es considerablemente mayor a 10 m en todos los casos. En referencia a estos tramos, A_1 se considera la mejor alternativa ya que presenta la media más alta con un valor de desviación estándar pequeño. El valor para la alternativa A_4 es ligeramente menor que para la A_3 y presenta una desviación estándar relativamente mayor. A_2 y A_3 se comportan de manera similar con valores promedio entre los 40 m y 20 m para cada uno de los tramos respectivos y desviaciones estándar de aprox. 2 m en el tramo A y de 0.6 en el B.

La figura 6 representa las funciones de densidad de las variables aleatorias que miden los beneficios económicos. Sus valores medios y desviaciones estándar se presentan tabla 3, en la que se han señalado asimismo las alternativas que elegirían tres decisores distintos que tomaran en cuenta exclusivamente sus intereses, según el criterio correspondiente.

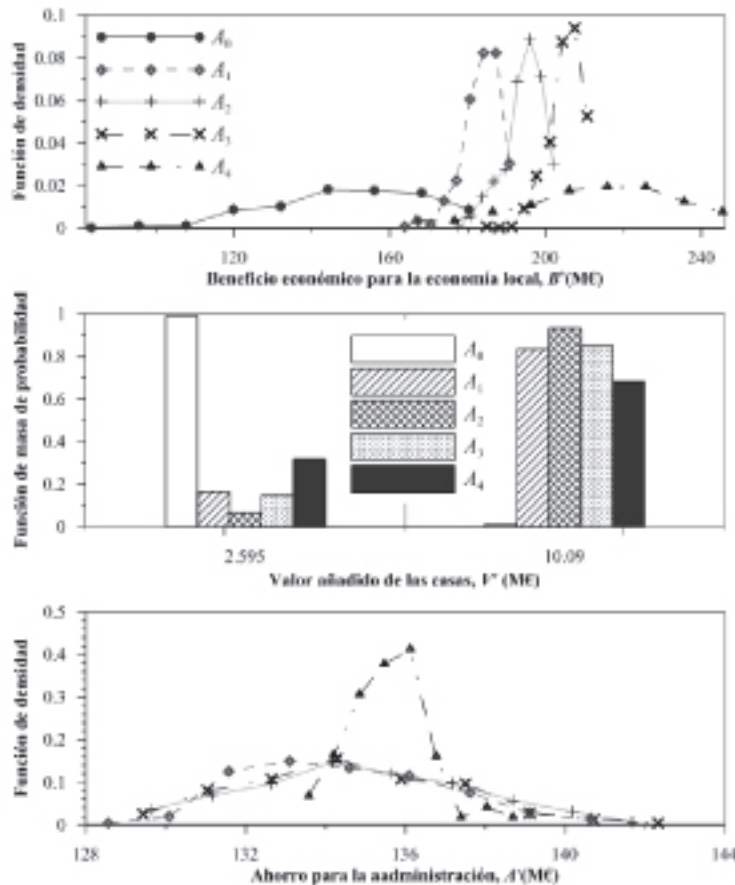


Figura 4. Funciones de densidad y de masa de probabilidad de las variables aleatorias que miden los beneficios económicos.

Tabla 3. Valores medios y desviación estándar de los beneficios económicos.

	μ_{B^*} (M€)	σ_{B^*} (M€)	μ_{V^*} (M€)	σ_{V^*} (M€)	μ_{A^*} (M€)	σ_{A^*} (M€)
A0	148.6575	20.2961	2.6998	0.8817	150.0000	0.0000
A1	183.7445	4.7050	8.7277	2.8957	134.5081	2.4263
A2	194.4903	4.8897	9.6274	1.8098	134.7791	2.6948
A3	204.9057	4.2674	8.9076	2.7373	134.5697	2.6096
A4	212.8667	19.6697	7.7145	3.4940	135.5469	1.0139

Así, atendiendo al beneficio económico, B^* , la mejor opción es la A_3 que tiene beneficios altos con una desviación típica relativamente pequeña. Si se analizara solamente la variable que representa los intereses de los propietarios de las viviendas, la alternativa más sensata sería la A_2 , que tiene la media de V^* más alta con una variación relativamente pequeña. Por el contrario, la administración estaría más interesada en la alternativa más económica. Descartando la, obviamente más barata, opción de no hacer nada, A_0 , la elección sería A_4 , que tiene el mayor ahorro con la menor desviación típica.

CONCLUSIONES

Se utiliza la metodología propuesta por Félix et al. (2010) para la gestión del tramo de costa de Playa Granada en el Delta del Guadalfeo que, desde la entrada en funcionamiento de las actividades reguladoras del embalse de Rules en 2005 presenta graves problemas de erosión. Se proponen cinco alternativas y se analiza para cada una de ellas y desde el punto de vista estadístico, su comportamiento atendiendo a las variables que miden el grado de cumplimiento de los objetivos de gestión y otros beneficios para diferentes sectores implicados, a saber, la población local, los propietarios de viviendas situadas en la zona y la administración.

AGRADECIMIENTOS

AFD ha sido financiada por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología de México (CONACYT), con la Beca 196774. El resto de autores agradecen la financiación recibida del de la Junta de Andalucía, a través del Proyecto de excelencia 2009, (Ref:TEP-4630) 'Influencia de los procesos litorales multiescala en la gestión costera'.

REFERENCIAS

- Ávila, A. 2007. Procesos de múltiple escala en la evolución de la línea de costa. PhD Thesis. Universidad de Granada, Spain. 161 pp.
- Baquerizo, A. and Losada, M. A. 2008. "Human interaction with large scale coastal morphological evolution. an assessment of the uncertainty". Coastal Engineering, Vol. 55, pp. 556-580.
- Félix, A., A. Baquerizo and M. A. Losada (2010). Decision making under risk in the management of a stretch of the coast. 2nd International Conference on Coastal Zone Engineering and Management, Arabian Coast'2010. Muscat, Oman. November 13, 2010. Conference proceedings. In press.
- Junta de Andalucía, 2006. Consejería de Obras Públicas y Transporte. Decreto 59/3006 de 14 de marzo por el que se acuerda la formulación del Plan de Ordenación del Territorio del Litoral de Granada.
- Losada, M. A., A. Baquerizo, M. Ortega-Sánchez and A. Ávila. 2010. Coastal evolution, sea level and assesment of intrinsic uncertainty. Accepted for publication in the Journal of Coastal Research.
- Palmquist, R. B. 2005. "Property value models", In Handbook of Environmental Economics, Vol. 2, ELSEVIER, Netherlands, pp. 763-819.
- Parsons, G. and Noailly, J. 2004. "A value capture property tax for financing beach nourishment projects: an application to Delaware's ocean beaches". Ocean & Coastal Management, Vol. 47, pp.49-61.
- Payo A., A. Baquerizo and M. A. Losada. 2002. One-line model with time dependent boundary conditions. Proc. 28th Coastal Engineering Conf., ASCE, World Scientific, Vol. 3, pp 3046-3052.
- Santiago, J. (2006), Evolución Ambiental y Socioeconómica como Fundamento de la Ordenación Litoral, Tesis Doctoral, Universidad de Granada, España. 259 pp.

Anexo C

**Coastal zone management with stochastic multi-
criteria analysis.**

Journal of Environmental Management



Coastal zone management with stochastic multi-criteria analysis

A. Félix, A. Baquerizo*, J.M. Santiago, M.A. Losada

Grupo de Dinámica de Flujos Ambientales, Universidad de Granada, Instituto Interuniversitario de Investigación del Sistema Tierra en Andalucía, Avda. del Mediterráneo s/n, 18006 Granada, Spain

ARTICLE INFO

Article history:

Received 27 September 2011

Received in revised form

8 May 2012

Accepted 16 May 2012

Available online 30 August 2012

Keywords:

Stochastic multi-criteria analysis
Integrated coastal zone management
Decision making under uncertainty

ABSTRACT

The methodology for coastal management proposed in this study takes into account the physical processes of the coastal system and the stochastic nature of forcing agents. Simulation techniques are used to assess the uncertainty in the performance of a set of predefined management strategies based on different criteria representing the main concerns of interest groups. This statistical information as well as the distribution function that characterizes the uncertainty regarding the preferences of the decision makers is fed into a stochastic multi-criteria acceptability analysis that provides the probability of alternatives obtaining certain ranks and also calculates the preferences of a typical decision maker who supports an alternative. This methodology was applied as a management solution for Playa Granada in the Guadalfeo River Delta (Granada, Spain), where the construction of a dam in the river basin is causing severe erosion. The analysis of shoreline evolution took into account the coupled action of atmosphere, ocean, and land agents and their intrinsic stochastic character. This study considered five different management strategies. The criteria selected for the analysis were the economic benefits for three interest groups: (i) indirect beneficiaries of tourist activities; (ii) beach homeowners; and (iii) the administration. The strategies were ranked according to their effectiveness, and the relative importance given to each criterion was obtained.

© 2012 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

Littoral zones are areas that possess a high environmental value. They are unique landscapes in continuous change because of the sculpting action of marine dynamics, and provide a habitat for important plant and animal species. They are also valuable because they are capable of mitigating the consequences of hazardous natural events, such as tsunamis and hurricanes.

However, in the last two centuries, industrial development and the growth of “sun and beach” tourism have led to an irrational occupation of the coast that has often been justified for economic reasons (Butler, 1980; Stynes, 1997). In Spain, about 80% of coastal areas are currently occupied by human activities. In fact, in the last 15 years, coastal occupation has reached its peak (Losada, 2012). At one point, the building sector, which is an especially powerful force in coastal zones, even came to represent approximately 11% of the GDP (INE, 2012) and was regarded as one of the primary motors of Spanish economic growth.

However, according to Stynes (1997), such tourism also brings high environmental and economic costs (e.g., costs in additional

infrastructures). Furthermore, the natural disasters of the last decade have made it evident that the concentration of economic activities and the soaring population along beachfront areas increase the risk to human lives and to goods and services. It also leads to a non-sustainable use of the resources and is therefore a potential source of social conflicts (Santiago, 2006; Forst, 2009).

Faced with this situation, environmental interest groups currently demand the preservation and recovery of nature areas and the restoration of damaged ones. Their most vocal opponents are leaders from the industrial sector as well as commercial developers who claim that tourism brings substantial economic benefits to the region. Between these two extremes, there are a wide range of intermediate positions that benefit and/or prejudice certain interest groups to varying degrees. These problems thus need to be addressed from an integrated perspective that combines scientific and technical approaches from different research areas (Nobre, 2011) such as spatial planning, coastal engineering, ecology, socio-economics, and management sciences in a dynamic process, as defined by Cicin-Sain and Knetch (1998).

Within the context of coastal management, decision makers are usually obliged to propose strategies and analyze their performance on different time scales and in terms of economic, social, and environmental criteria (Santiago, 2006). The use of public

* Corresponding author. Tel.: +34 958 241000x31157; fax: +34 958 132479.
E-mail address: abaqueri@ugr.es (A. Baquerizo).

funds and communal goods not only requires that decision making (DM) be informed, but also that the process be as transparent as possible. The stochastic nature of climate and economic agents makes the DM process even more complex since it is necessary to assess the inherent uncertainty that these agents bring to the coastal system (Baquerizo and Losada, 2008).

Forst (2009) summarizes the evolution of Integrated Coastal Zone Management (ICZM), depending on scientific progress, the need to solve conflicts between users, and an increasing social awareness of the importance of sustainable development. Westmacott (2001) analyzes the needs and constraints of a multi-objective decision-making environment and describes the components of a decision support system. Nobre (2011) gives an overview of international initiatives in coastal management as well as the instruments and research areas that can contribute to it. Most of the recent work in this area as well as in the general management of natural resources, highlights the need to clearly and transparently consider the importance of interest group concerns and decision makers' preferences during decision-making processes (Hobbs et al., 1992 and Olson et al., 2000; Buchy and Hoverman, 2000; Tompkins et al., 2008). Research in this field also underlines the necessity of taking into account the various levels of uncertainty in scientific and socio-economic models (Tompkins et al., 2008).

There are different approaches to solving conflicts in which several criteria have to be accounted for. The selection of an appropriate Multiple Criteria Decision-Aiding (MCDA) method when the decision has to be made on behalf of a community, as happens with public servant managers, depends on various factors (see Mendoza and Martins (2006) for a critical review of MCDA in natural resource management). Lahdelma et al. (2000) discuss how to successfully use MCDA methods in environmental planning and give examples of real life applications that include, among others, solid waste management systems, waste treatment plant location, environmental harbor assessment and landfill repair. Bakus et al. (1982) also discuss the theory and practice of DM in environmental studies and gave the most commonly used criteria for the analysis of issues such as air and water quality, noise pollution, and the protection of biota.

In the literature there are numerous applications of MCDA methods to environmental and planning management. Relevant examples include sustainable energy planning (Pohekar and Ramachandran, 2004; Tsoutos et al., 2009; San Cristóbal, 2011), forest management and planning (see Kangas and Kangas, 2005; Ananda and Herath, 2009), agricultural management (see Hayashi, 2000), and natural resources (see Smith and Theberge, 1987).

The use of MCDA methods is also becoming popular in coastal management. Fabbri (1998) proposes an MCDA that combines various information tools to facilitate decision making. Horstman et al. (2009) use an MCDA method that integrates cost-benefit analysis with other non-commensurable impacts. They account for intrinsic uncertainty by considering different climate change scenarios. Ryu et al. (2011) use an Analytic Hierarchy Process to compare expert preferences across two large-scale coastal management programs.

For the planning and management of a stretch of the coast, the decision context is usually one where the set of alternatives is finite and the multiple criteria representing the viewpoint of specific interest groups depend on random events. It is also common that decision makers' preferences are not precisely known for various reasons (see Lahdelma et al., 2000). Under these circumstances, Stochastic Multicriteria Acceptability Analysis (SMAA) methods can help to facilitate the decision-making process. Tervonen and Rui-Figueira (2008) give a survey of SMAA methods and define a framework that can be used to choose the best SMAA variant. Of

these methods, the SMAA-2 (Lahdelma and Salminen, 2001) is capable of dealing with situations in which criteria values and/or the preferences of decision makers are unknown and in which their uncertainty is represented by means of random vectors. It adds criteria and preferences by means of a linear utility function and permits the ranking of alternatives and at the same time provides other descriptive measures of the preferences of decision makers.

Our research describes the integral management of a coastal stretch, and takes into account the stochastic character of the forcing agents and the physical processes. The methodology can be regarded as a negotiation analysis (Raiffa, 1982) between different decision makers in which the SMAA-2 method (Lahdelma and Salminen, 2001) is used to establish preferences in a set of pre-defined management strategies. It thus plays the role of a mediator. The performance of each strategy was analyzed with a procedure based on the conceptual model devised by Santiago (2006). This procedure followed Baquerizo and Losada (2008) to assess the intrinsic uncertainty in the prediction of the morphological changes of the coastal zone and, therefore, to evaluate the fulfillment of management goals. The benefits stemming from the different criteria of each strategy were characterized by means of their joint distribution functions. Such benefits include the net economic benefit for the local population, the revalorization of beach homes, and savings accrued by the administration in construction and management costs in relation to a predefined budget.

This model was applied to Playa Granada in the Guadalfeo River Delta (Granada, Spain), a coastal area with severe erosion problems caused by the construction of a dam in the river basin at a distance of 8 km from the river mouth, where regulatory activities began in 2005 (Ávila, 2007; Losada et al., 2011). In recent years, a series of non-integrated measures have been implemented, which unfortunately have not been effective.

This study proposes a set of alternatives, each of which represents a different management position. The first position (A_0) represents the preservationist stance. Strategies A_1 , A_2 and A_3 , which involve annual beach nourishment, reflect the current position of the government and only differ in the amount of sand added and its distribution along the coastline. Strategy A_4 combines beach nourishment with groin construction and aims for long-term effectiveness with the least possible impact on the environment.

In our study, risk analysis, defined as the probabilistic analysis of consequences, was first applied to the performance of management alternatives. This reflected the need to use stochastic multi-criteria analysis. The article is organized as follows: Section 2 outlines the research methodology proposed; Section 3 describes a case study in which this method was applied to Playa Granada. It includes a description of the study zone and the management problem. It also defines strategies, and the procedure followed to evaluate their performance; Section 4 analyzes the results obtained from the risk analysis and the application of the SMAA, Section 5 discusses the general methodology and its application to the case study. Finally Section 6 presents the conclusions derived from this research.

2. Stochastic multi-criteria acceptability analysis for the management of a coastal stretch

This study proposes a methodology for decision-making under uncertainty for coastal management. The first step is the specification of the objectives to be achieved within a predefined time interval and the design of strategies aimed at the fulfillment of those goals. A set of indicators are then selected that measure the consequences of achieving or not achieving these objectives and which also measure additional benefits and/or adverse effects. Because of the random nature of the system, none of these variables

can be predicted with certainty. Instead, simulation techniques are used to obtain random samples of the variables and to infer their joint probability distribution functions. Based on this information, the SMAA-2 allows the establishment of preferences among them.

2.1. Definition of the management targets and design of strategies

An evaluation of a socio-economic situation should lead to the definition of management targets that are expressed in terms of certain variables that measure a given level of well-being or comfort (e.g. minimum beach width) and their lowest acceptable limits. Various strategies, A_1, A_2, \dots, A_M aimed at the fulfillment of those goals are then designed. A series of indicators $\xi_1, \xi_2, \dots, \xi_N$ are proposed to measure the consequences of the degree of fulfillment of the management targets during a given time period D_t as well as certain additional benefits and/or adverse effects obtained with each strategy within the selected time interval (e.g. the total amount of money spent by visitors).

2.2. Assessment of uncertainty in the performance of a strategy

The performance of strategy A_m depends on the following: (i) the initial condition specified for it (e.g. the position of the shoreline at the beginning of the time period under consideration); (ii) the maintenance program designed; (iii) the climate and socio-economic forcing agents. These forcing agents can be characterized in terms of a series of random processes (RPs): $X_1(t), \dots, X_F(t)$ where t denotes time. Examples of these RPs are the wave energy content measured by significant wave height, $H_s(t)$ or the river discharge, $Q(t)$.

Following Baquerizo and Losada (2008), a realization $x_1(t), \dots, x_F(t)$ of the RPs during the selected time interval can be described as a succession of states, where a state is defined as the minimum time period in which the agents can be assumed to be statistically stationary. The system is thus regarded as a cumulative process in the sense that the response to a certain state is the initial condition, in its mathematical sense, for the next state action.

By using a model to evaluate the response of the system during a state, it is possible to imitate the process for a given realization of the RPs. The model is launched with the first state and the initial condition. The cumulative action of the sequence of states is then accounted for by subsequently applying the evolution model along with the prediction made in the previous state as an initial

condition. The values of the indicators $\xi_1^{A_m}, \xi_2^{A_m}, \dots, \xi_N^{A_m}$ that quantify the performance of the strategy for that realization are then estimated.

Simulation techniques are used to obtain a large number Q of realizations of the RPs and to estimate the corresponding values of $\xi_{1q}^{A_m}, \xi_{2q}^{A_m}, \dots, \xi_{Nq}^{A_m}$ with this procedure. Finally, a sample $\{(\xi_{1q}^{A_m}, \xi_{2q}^{A_m}, \dots, \xi_{Nq}^{A_m})\}_{q=1}^Q$ of the random vector $\vec{\xi}^{A_m} = (\xi_1^{A_m}, \xi_2^{A_m}, \dots, \xi_N^{A_m})$ is obtained. This sample is then used to infer the joint density function $f_m(\vec{\xi}^{A_m})$ which, in probabilistic terms, characterizes the performance of the strategy analyzed. This general procedure is outlined in Fig. 1.

2.3. Stochastic multi-criteria decision-making

In our research, the SMAA-2 multi-criteria acceptability analysis (Lahdelma and Salminen, 2001) was used as a decision support tool. This method considers random vectors $\vec{\xi}^{A_m}, m = 1, \dots, M$, and a vector of normalized weights $\vec{w} = (w_1, \dots, w_N)$ that contains the preferences of decision makers and combines them in a utility function that makes it possible to compare strategies. In this analysis, \vec{w} is assumed to be a random vector with a known probability density function $f_W(\vec{w})$. A more detailed description of the method is given in Annex A.

The model provides the values of $b_r^{A_m}$ for $r = 1, \dots, M$, known as rank acceptability indexes. The value of $b_r^{A_m}$ can be interpreted as the probability that alternative A_m will obtain rank $n^\circ r$. For $r = 1$, they coincide with the acceptability indices of the SMAA (Charnetski, 1973; Charnetski and Soland, 1978), which give the probability that alternative A_m will be selected as the best option.

Furthermore, this method provides the k -best rank indexes $a_k^{A_m}$ that estimate the probability that alternative A_m will be ranked among the k -best options. It also gives the central k -best weight vector that describes the preferences of a typical decision maker who judges alternative A_m among the k -best ones.

3. Case study: the coastal stretch of Playa Granada in the Guadalfeo River Delta (Granada, Spain)

The Guadalfeo river basin is located on the Spanish Mediterranean coastline facing the Alborán Sea (Fig. 2). It is a typical semi-arid hydrological basin where processes are governed by the

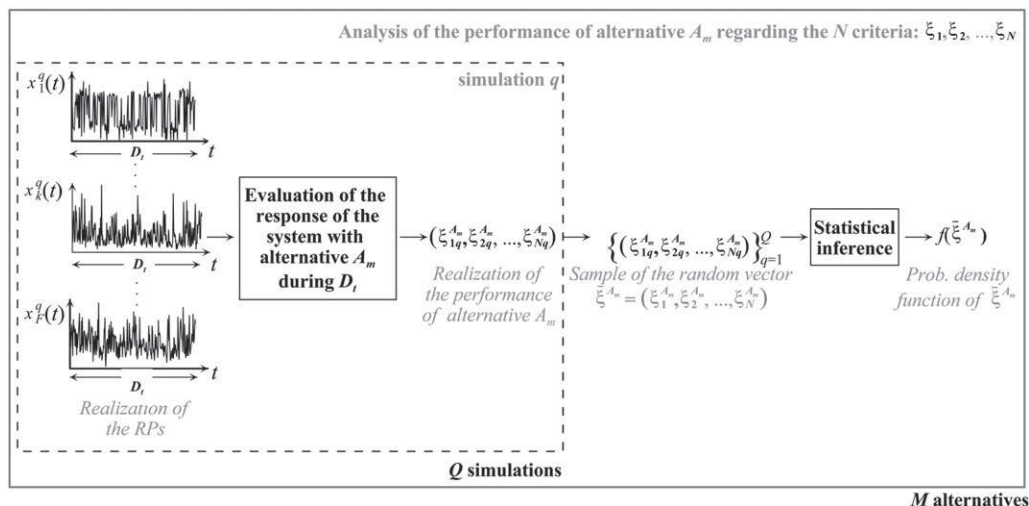


Fig. 1. Diagram of the assessment of uncertainty of the performance of alternative A_m .

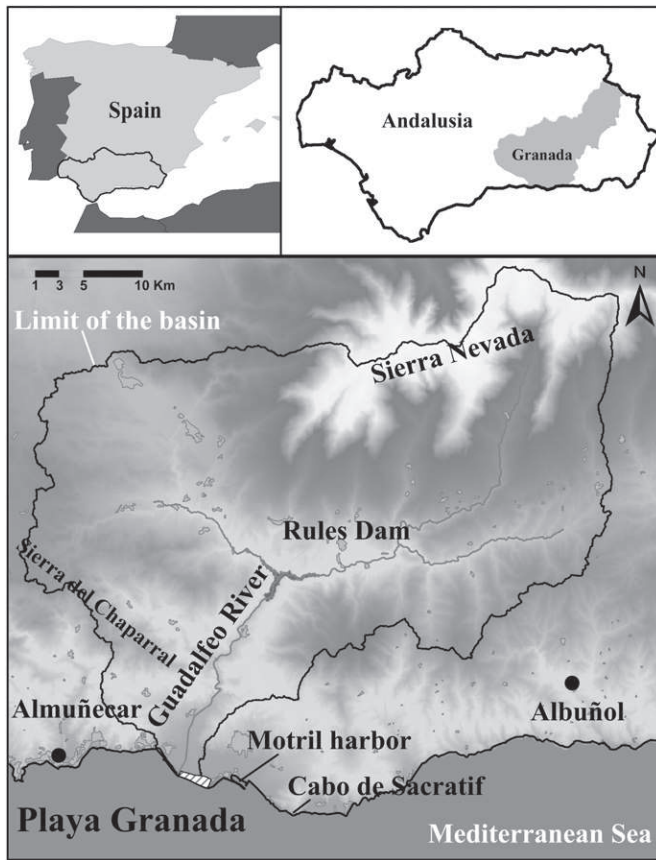


Fig. 2. Localization map and aerial view of the Costa Tropical.

infrequent passage of low-pressure systems over a reduced catchment area. The temporal distribution of rainfall is irregular, especially during the dry season (July–September) when torrential rains often occur.

The hydrological regime of the river as well as historical records suggest that the growth of the Guadalfeo River Delta is very dependent on extreme events, whose occurrence is significantly more sporadic than the occurrence of sea states that redistribute sediment along the coast during the passage of a storm. Consequently, this delta is the result of a series of isolated growth spurts that alternate with erosion and accumulation periods, produced by the coupled action of atmosphere, ocean, and land agents.

The sedimentary river plain was originally limited in the west by a mountain called El Chaparral and in the east by Cabo de Sacratif. The Motril Harbor, which was built at the beginning of the 20th century at the westernmost point of the delta, currently limits its extension. The channeling of the final section of the river at the end of the 19th century resulted in the construction of two groins at the river mouth.

The most severe deep-water wave climate mainly comes from two directions: 105° and 245°, measured clockwise from the North. The waves thus arrive obliquely to the shore and contribute to the distribution of the sediment discharged by the river along the coast.

Because of the construction works carried out in the Guadalfeo River and specifically, the building of the Rules Dam, at a distance of 8 km from the river mouth (whose regulatory activities began in 2005), the shoreline is currently suffering severe erosion in an area known as Playa Granada. Until now, this erosion has been partially mitigated by sporadic beach nourishment. Nevertheless, the sediment used for this purpose was of significantly smaller size than the eroded native sand, and thus had a very limited lifespan.

The *Costa Tropical* [Tropical Coast], where Playa Granada is located, extends from the towns of Albuñol to Almuñécar in the province of Granada (see Fig. 2). This coastal area has a very diverse geomorphological environment that provides support for a wide range of productive activities, which are primarily agricultural in nature. Other important activities include tourism and port operations.

The relevance of tourism can be measured in terms of the *comparative index of the importance of tourism*, an indicator calculated in terms of the taxes on economic activities in the tourist sector. The participation of the municipalities on the Tropical Coast in 2003 was approximately 373‰ of the total corresponding to Spain (La Caixa, 2010). About 31.3% corresponded to Motril, the closest city to the area of study.

Playa Granada is located on the eastern part of the Guadalfeo river delta, which is occupied by an exclusive tourist complex (see Fig. 3). It hosts a seaside resort (golf, hotel, restaurants, etc.) and also includes residential properties, which are mainly summer homes. This complex also has urban lots that have not as yet been developed. The beach is visited by local residents and also on the weekends by one-day excursionists, especially during the summer.

West of this tourist complex, a cluster of illegal farming settlements has sprouted up. They are provisionally exploiting land reclaimed from a littoral lagoon. However, in 2010, the Territorial Plan of the Province of Granada (Junta de Andalucía, 2006), went into force. This means that in the near future such settlements will be dismantled and funds allocated for the restoration of this nature area.

In the light of these facts, it is evident that Playa Granada has a high environmental and touristic value. From an economic point of view, its exploitation requires a large area of dry beach, at least during the summer. However, the construction of the Rules Dam now makes it impossible for the beach to naturally recover from winter erosion in periods of milder weather conditions. The only solution is to artificially nourish the beach and to maintain it, if necessary, or to design constructions that will retain the sediment.

This work explores the desirability of carrying out works to artificially recover the beach in the short term for economic reasons. For this purpose, four different strategies were analyzed. Following the recommendations given by Lahdelma et al. (2000) for the definition of strategies, we considered the zero-alternative strategy in which no action is taken; three “business as usual” strategies; and another strategy that is efficient from a technical perspective and respectful toward the environment. A detailed description of these alternatives is presented in the following section.

3.1. Specification of management targets and design of strategies

In the case of Playa Granada, the management target was to offer a minimum beach width during the summer of 10 m along the coastline for a five-year period. This width was measured from a line coinciding in the west with the border of the urban developments, and in the east with the border of the illegal farming settlements.

Because of the different uses of this coastal area and the negative consequences of a shoreline retreat, the performance of the alternatives was assessed at four different stretches (A, B, C, and D). Fig. 3 is an aerial photograph that shows the coordinate system, the reference line used for the verification of the fulfillment of management strategies, and the four coastal stretches analyzed as part of our study.

The first alternative (A_0), in which no action is taken and the coast is allowed to erode, is included as a reference position. The design of the alternatives for protecting beaches against erosion,

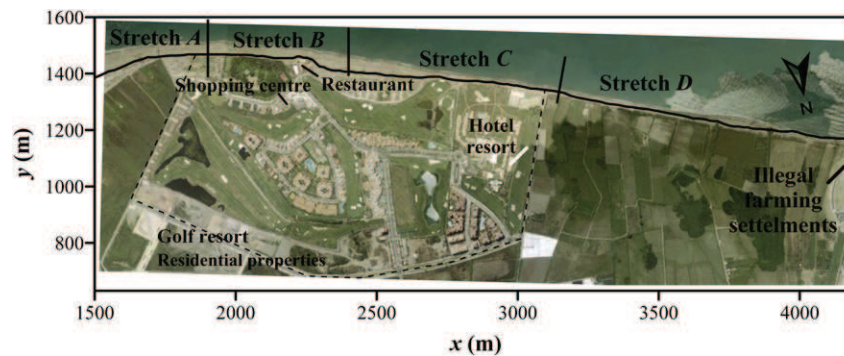


Fig. 3. Aerial photograph taken on August, 15, 2007 (Source: Google Earth, 36°43′23.77″ N and 3°33′52.41″ O) which shows the reference line defining the management target and the four coastal stretches analyzed.

was based on the following: (1) the origin of the erosion problem (the stoppage of sediment discharges mainly at the Rules dam) and the location of eroded areas; (2) the characteristics of the wave climate in this area, with waves arriving mainly from two almost opposing directions; (3) the tendencies and state of the art in coastal protection. Alternatives A_1 , A_2 and A_3 involve annual beach nourishment and reflect the current position of the former Spanish Ministry of the Environment (Dirección General de Costas, DGC). These strategies only differ in the amount of sand added and its distribution along the coastline. Alternative A_4 combines beach nourishment with the construction of a series of groins perpendicular to the shoreline. Alternatives A_1 to A_4 are shown in detail in the Complementary figure.

Each of these strategies reflects a different management position. Alternative A_0 represents the preservationist stance whose chief priority is the restoration of the area to its natural state, regardless of negative consequences for other interest groups. The short-term beach nourishment in alternatives A_1 , A_2 , and A_3 represents the current policy of the government and reflects the DGC's reticence to invest money in repair work and to construct groins. This reticence stems from the fact that hard engineering solutions to protect the coast have become increasingly unpopular over the years. Finally, alternative A_4 is a strategy that not only involves adding sediment to the coastline, but also combines it with the construction of groins to prolong the positive effects of beach nourishment. Since the groins will be short and relatively few in number, it can be assumed that their visual impact on the landscape will be negligible. An added advantage of this strategy is that it does not interfere with the zone that will be recovered as a wetland, which is located west of the largest groin, because the sand poured for nourishment will be redistributed between groins, and thus only minor losses at the toe of the beach may occur.

In A_0 , the initial position of the shoreline was the one measured in an aerial photograph taken on August, 15, 2007 (Fig. 4). Management strategies A_1 , A_2 , and A_3 are based on initial beach nourishment with a sediment size of $D_{50} = 1.8$ mm and an annual maintenance that involves pouring sand onto the beach and reshaping the shoreline after spring so that the beach will be in good condition at the beginning of the summer.

Alternatives A_1 and A_3 do not modify the easternmost part of the shoreline. As revealed in historical records and confirmed by numerical calculations, this zone has no need of beach nourishment since it does not suffer erosion. On the contrary, it accumulates sediment and increases in size. Alternative A_2 redistributes part of the sediment in this area along the beach though with a lesser quantity of sand poured for nourishment. All three strategies differ in the amount of dry beach potentially gained in the westernmost zone. Alternative A_1 is the least ambitious strategy

since it proposes a shoreline that only differs 21 m from the 2007 reference shoreline with a minor gain in dry beach area (compared to the A_0 alternative) of 9400 m². The most ambitious strategy is A_3 , which proposes a gain of about 18300 m², with differences of up to 36 m from the reference value. Alternative A_2 is midway between the two and proposes a gain of 12,600 m² with a shoreline that differs up to 31 m from the reference. The differences between these strategies can be clearly seen in Fig. 4. Alternative A_4 involves the construction of five groins and the artificial nourishment of the beach with a total gain in dry beach area of 49,020 m² (see Fig. 5). The design of the groins follows the recommendations in Dean and Dalrymple (2004) and at the same time, is environmentally friendly.

3.2. Evaluation of the performance of the alternatives

The evolution of the shoreline under certain climate conditions was analyzed with a one-line model with time-dependent boundary conditions (Payo et al., 2002), coupled with a river model that solves Saint-Venant equations for 1D flow, and which has a water balance module to include regulatory activities at the dam. A more detailed description is given in Ávila (2007) and Losada et al. (2011).

The main climate agents involved in the morphodynamic processes are induced under the passage of storms that produce both precipitation events and highly energetic sea states. The snowmelt during the dry seasons also influences the discharge at the delta. For the climate forcing analysis, data were collected from the WANA2020013 hindcasting point (Latitude, 36.625; Longitude -3.5) in the Alborán Sea (Puertos del Estado). Another data source was the daily river discharges into the Rules Reservoir from 1994 to 2004 (Confederación Hidrográfica del Sur).

A peaks over threshold (POT) analysis (Todorovic and Zelenhasic, 1970) of the series of discharges for the river forcing and of the significant wave height for the sea climate allowed us to estimate the marginal and joint probability density functions of the random variables (RVs) that describe the forcings. The following RVs are regarded as being related to sea climate: number of storms per year, maximum significant wave height at the time of the storm, duration of the storm, mean zero up-crossing period at the peak of the storm, mean wave direction at the peak of the storm, inter-arrival time of consecutive storms, and meteorological tide. The RVs considered in relation to river discharges were the following: the number of floods per year, the maximum discharge at the flood, the total discharged volume, the flood duration, the instant at which the maximum discharge takes place, and the basic discharge.

By means of a Monte Carlo simulation, we used the distribution functions of the RVs to estimate realizations of the random

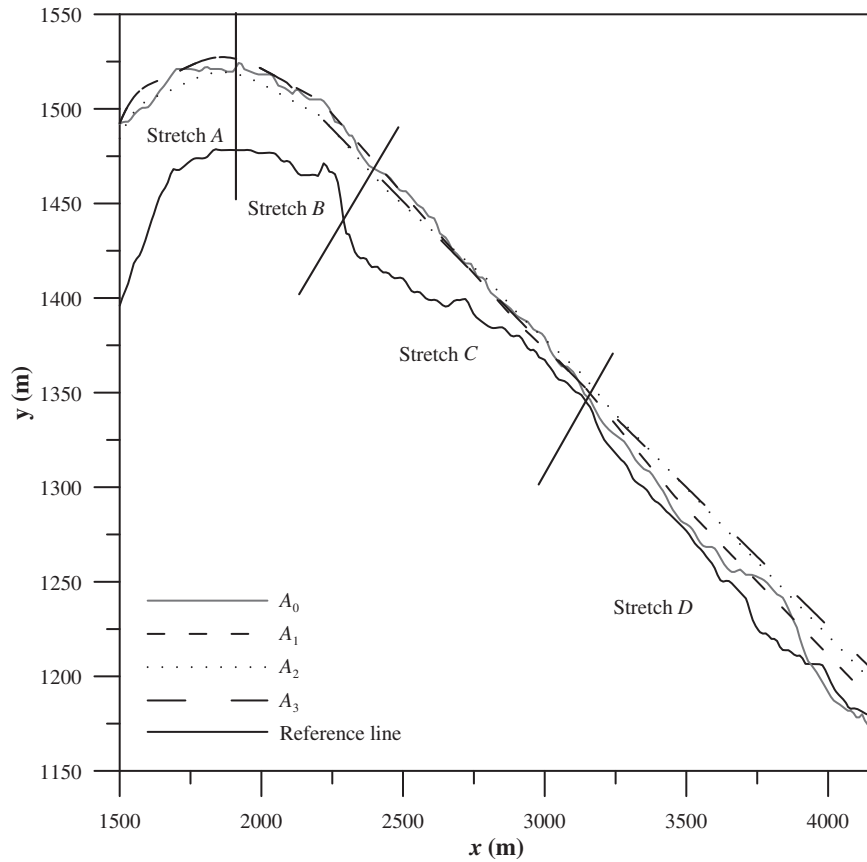


Fig. 4. Coordinate system used for the analysis and definition of alternatives A_0 , A_1 , A_2 , and A_3 . These shorelines are the initial conditions needed to launch the morphological model. The solid line is the reference curve for the verification of the fulfillment of the management targets.

processes that characterize climate conditions during the five years of forcing, namely, the significant wave height, mean period, and river discharge. These data were fed into the morphological model as a series of three-hour climate states, starting with the initial shoreline position and the first state. During the subsequent climate states the estimated shoreline position of the previous state was taken as an initial position. A more detailed description is given in Baquerizo and Losada (2008), Ávila (2007) and Losada et al. (2011).

For each strategy, we estimated the final shoreline position after five years of climate forcing, $y_q(x)$, obtained for simulation q ($q = 1, \dots, Q$). We also evaluated the performance of each alternative in regards to the management target as well as the other benefits produced. This was done by considering the following RVs:

- D_{\min} , minimum distance from the shoreline to the reference line over a five-year period. This distance has a negative value when a failure in the management target occurs. In that case, the random variable, N_f , defined below, takes a non-zero value.
- N_f , number of years in which the management target is not fulfilled. For those strategies that do not contemplate a maintenance program, if a failure occurs in year j , this value is computed as $5-(j-1)$, because then the failure will persist in subsequent years.
- A_{dry} , minimum area of dry beach during the summer period.
- V_L^k , volume of sand lost during year k , $k = 1, 2, 3, 4$ (only for alternatives A_1 – A_3).
- V_R^k , volume of sand to be reallocated after year k , $k = 1, 2, 3, 4$ (only for alternatives A_1 – A_3).

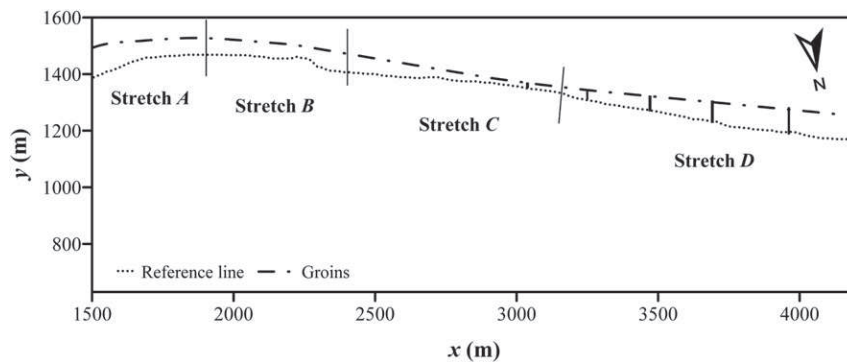


Fig. 5. Definition of alternative A_4 .

The same variables with a superscript α , for $\alpha = A, B, C, D$ refer to the stretch where the quantity is measured.

Variables D_{\min} and N_f are related to the fulfillment of the management objectives. Variables D_{\min}^α and N_f^α ($\alpha = A, B, C, D$) mark the stretches where failures occur. The remaining variables quantify other benefits/adverse effects. When any of these variables is denoted by R^{A_m} , after measuring that quantity for each $y_q(x)$ ($q = 1, \dots, Q$), a sample $\{r_q^{A_m}\}_{q=1}^Q$ of the RV R^{A_m} is obtained. This sample can then be used to estimate, among other things, the probability density function of R^{A_m} , its mean values, and standard deviation. These RVs were also used to study the performance of the alternatives in economic terms. For that purpose, we considered three variables that represented the benefits for the principal interest groups and used these variables in the multi-criteria decision method (see Annex B for a detailed description of the calculation of variables).

More specifically, the total amount of money that visitors spend, G^{A_m} , was calculated in terms of the average annual number of tourists staying for over one day, the average number of one-day excursionists, and the corresponding average expenditure of all visitors per trip. Visitors were assumed to arrive during the summer vacation period, which in Spain corresponds to July and August. The first group was distributed uniformly throughout the summer period and the one-day excursionists were assumed to arrive uniformly on the weekends. The total daily number of visitors was limited to the maximum number of people that the beach could host. This estimate was based on the values of A_{div}^α and a minimum area of 6 m² per person as recommended by the European Union (Exceltur, 2005).

To assess the impact that the beach protection measures would have on the prices of beach homes in Playa Granada, a loglinear hedonic price regression (Parsons and Powell, 2001; Palmquist, 2005) was performed. This analysis estimated the total added value of the houses, based on the quality of the beach after the five-year period, P^{A_m} . The cost of the works C^{A_m} was calculated by taking into account the initial volume of sand poured, the length of the groins, and the yearly maintenance costs. Instead of considering the value of C^{A_m} , a variable that measures the savings in relation to an upper bound of 150 million euros, $S^{A_m} = 15 \cdot 10^7 - C^{A_m}$, was calculated. This transformation converts C^{A_m} into a variable that measures a benefit, and which can be combined into a utility function (a function used in the SMAA-2 analysis to measure the overall benefit, see Annex A).

For each alternative A_m a large number of simulations, $Q = 350$, provided a sample $\{(g_q^{A_m}, p_q^{A_m}, s_q^{A_m})\}_{q=1}^Q$ of the random vector $\vec{\xi}^{A_m} = (G^{A_m}, P^{A_m}, S^{A_m})$. As can be observed, the first component of $\vec{\xi}^{A_m}$ measures the benefits to the local economy; the second

component measures the benefits to local homeowners; and the third measures the savings for the government. These three components are thus representative of different interest groups.

3.3. Stochastic multi-criteria decision-making

There are several different ways to handle preference information in SMAA methods (see Lahdelma and Salminen, 2001; Tervonen et al., 2004). In this case study, the ultimate decision corresponds to the aforementioned DGC, and it is not feasible to identify the set of decision makers. It was decided therefore, to model the preferences in such a way that none of the criteria is assumed to be more important than the others for the decision makers. Accordingly, a uniform joint density function was chosen to characterize the random vector \vec{w} :

$$f_W(\vec{w}) = \begin{cases} \frac{1}{\text{vol}(W)} & \text{if } \vec{w} \in W \\ 0 & \text{if } \vec{w} \notin W \end{cases} \quad (1)$$

where $\text{vol}(W)$ denotes the volume of W , which is the set of feasible weights. The choice of uniform distribution functions to represent the total or partial lack of information regarding decision makers' preferences is rather common in the application of SMAA methods to real life applications (see Hokkanen et al., 2000; Lahdelma and Salminen, 2009; Menou et al., 2010).

4. Results

Fig. 6 shows examples of shoreline positions after five years that were simulated for all the strategies and Fig. 7 presents for A_3 a few shoreline positions and the envelope of all the predicted coastlines obtained with the simulations. The appraisal of the alternatives was first performed in terms of the risk associated with the most representative variables obtained from the simulation. Next, the analysis focused on the multi-criteria decision process, in which the indicators were the economic benefits for the interest group.

In this context, risk was understood as a probabilistic analysis of the consequences of each alternative. The variables considered were $D_{\min}, N_f, D_{\min}^\alpha$ and N_f^α . Annex C shows their probability density functions and Table 1 gives their expected values and standard deviations. Also shown is the probability of the non-fulfillment of the management target, $p_f = \Pr(D_{\min} \leq 0)$.

As can be observed in Table 1, the mean values of D_{\min} are negative for all strategies except for A_2 . These strategies are thus expected to fail. However, the expected intensity of failure, measured by the absolute value of D_{\min} for negative values, is much higher for the zero alternative, in which no action is taken, and for

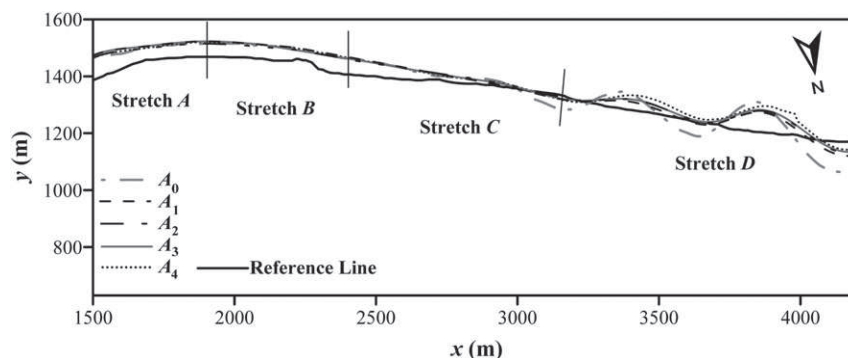


Fig. 6. Examples of the shoreline position after the five-year period obtained for all the strategies.

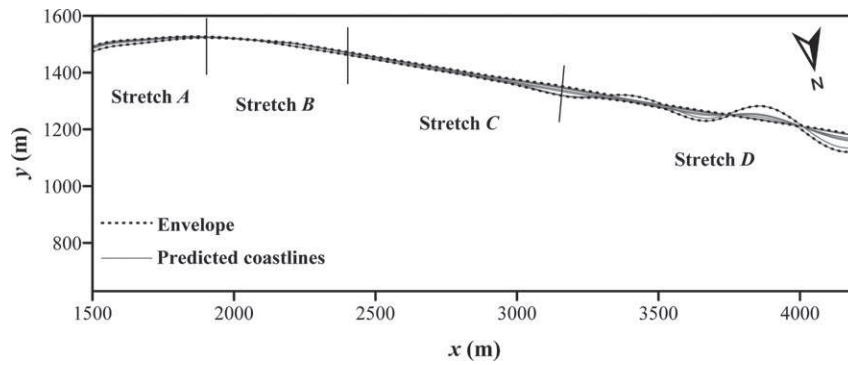


Fig. 7. Examples of the shoreline position after the five-year period obtained for strategy A_3 and envelope of all the predicted shorelines simulated.

strategies solely involving beach nourishment. In contrast, this value is lower for alternative A_4 , the strategy that combines beach nourishment with groin construction. Furthermore, its probability of failure is about 1/3, a value considerably lower than the failure probability values for A_2 and A_3 , which are close to 0.6, and for those of A_1 and A_0 , both of which are almost certain to fail. Regarding the number of years that the alternatives will fail, there is a very high probability that A_0 will fail during the entire five-year period. Alternative A_1 is expected to fail for two to three years, whereas A_2 , A_3 , and A_4 are expected to fail for only one year.

According to the results obtained in our study, failure is very likely to occur in coastal stretch D , whose values are closer to those obtained for the entire beach. Failures were found to be severe for A_0 (expected $D_{\min}^D = -52.3$ m) and A_1 (expected $D_{\min}^D = -15.6$ m) with very high standard deviations (approx. 23.2 m and 12.5 m, respectively). These values indicate that there is a high probability that the retreat of the shoreline will affect the area protected by the beach. Since this area is the land that has been reclaimed for agriculture, such a retreat would only affect the illegal settlements that will very likely be dismantled any way in order to restore the wetlands.

If this stretch is excluded from the analysis, the next most vulnerable stretch is C . It is very probable that alternatives A_1 and A_3 will fail during two years and one year, respectively. The failure probability of A_2 and A_4 is approximately 0.3. The number of years during which these strategies are expected to fail is between zero and one for A_2 and A_4 . These failures, however, will not be very serious as they would merely mean a gain in dry beach area which is slightly less than the 10 m targeted value.

None of the alternatives failed in any of the simulations at stretches A and B . The minimum gain in dry beach at A and B was found to be considerably higher than the 10 m value in all cases. In reference to these stretches, A_1 was the alternative that performed the best with the highest mean value and the lowest standard deviation. Alternative A_4 was expected to result in a minimum beach width that was slightly smaller than that of A_3 and also with relatively higher standard deviations. A_2 and A_3 behaved in a similar way with mean values of approximately 40 m for A and 20 m for B , and standard deviations close to 2 m for A and 0.6 m for B .

Fig. 8 represents the density functions of the random variables that measure the economic benefits. Their mean values and standard deviations are given in Table 2, which highlights the best alternative that a person that belongs to an interest group would select, based only on the criteria that represents his/her interests.

Alternative A_4 has the highest mean value for G and its standard deviation (approx. 4.32 M€) is of the same order of magnitude as the corresponding values for the alternatives that only involve beach nourishment. Therefore, if this were the only variable considered (the one representing the interests of the local population), the most sensible choice would be alternative A_3 . Homeowners, on the other hand, would be more likely to select A_2 , which has the highest expected value with a relatively small variance. In contrast, the administration would be more interested in the most economical alternative. Since the preservationist option, A_0 , is not viable, the government's choice would be alternative A_4 , the strategy that involves beach nourishment combined with the construction of groins.

Table 1

Mean values and standard deviations of the random variables and probability of failure at the beach and at coastal stretches A , B , C and D . Notice that a non-integer mean value of N_f indicates that N_f is expected to fall between the two closest integer values.

	D_{\min}		N_f		P_f	D_{\min}^A		N_f^A		P_f^A	D_{\min}^B		N_f^B		P_f^B
	μ	σ	μ	σ		μ	σ	μ	σ		μ	σ	μ	σ	
A_0	-41.1	22.1	5.0	0.0	1.00	38.9	1.5	0.0	0.0	0.0	25.4	1.1	0.0	0.0	0.0
A_1	-4.0	6.8	2.7	1.1	0.98	45.9	2.3	0.0	0.0	0.0	28.9	0.7	0.0	0.0	0.0
A_2	2.0	6.0	0.8	0.8	0.58	38.0	2.3	0.0	0.0	0.0	21.2	0.6	0.0	0.0	0.0
A_3	-2.1	5.1	0.8	0.8	0.58	46.1	2.2	0.0	0.0	0.0	21.3	0.7	0.0	0.0	0.0
A_4	-1.2	6.4	0.9	1.4	0.33	41.8	3.7	0.0	0.0	0.0	28.0	1.1	0.0	0.0	0.0

	D_{\min}^C		N_f^C		P_f^C	D_{\min}^D		N_f^D		P_f^D
	μ	σ	μ	σ		μ	σ	μ	σ	
A_0	-21.4	13.6	4.9	0.6	0.99	-52.3	23.2	5.0	0.0	1.00
A_1	-3.5	5.4	1.0	0.8	0.71	-15.6	12.5	2.7	1.1	0.98
A_2	2.3	5.4	0.3	0.5	0.28	-5.5	13.2	0.8	0.8	0.58
A_3	-2.1	5.1	0.8	0.8	0.58	-2.9	10.3	0.7	0.8	0.50
A_4	-1.2	6.4	0.8	1.3	0.32	0.4	8.3	0.8	1.3	0.31

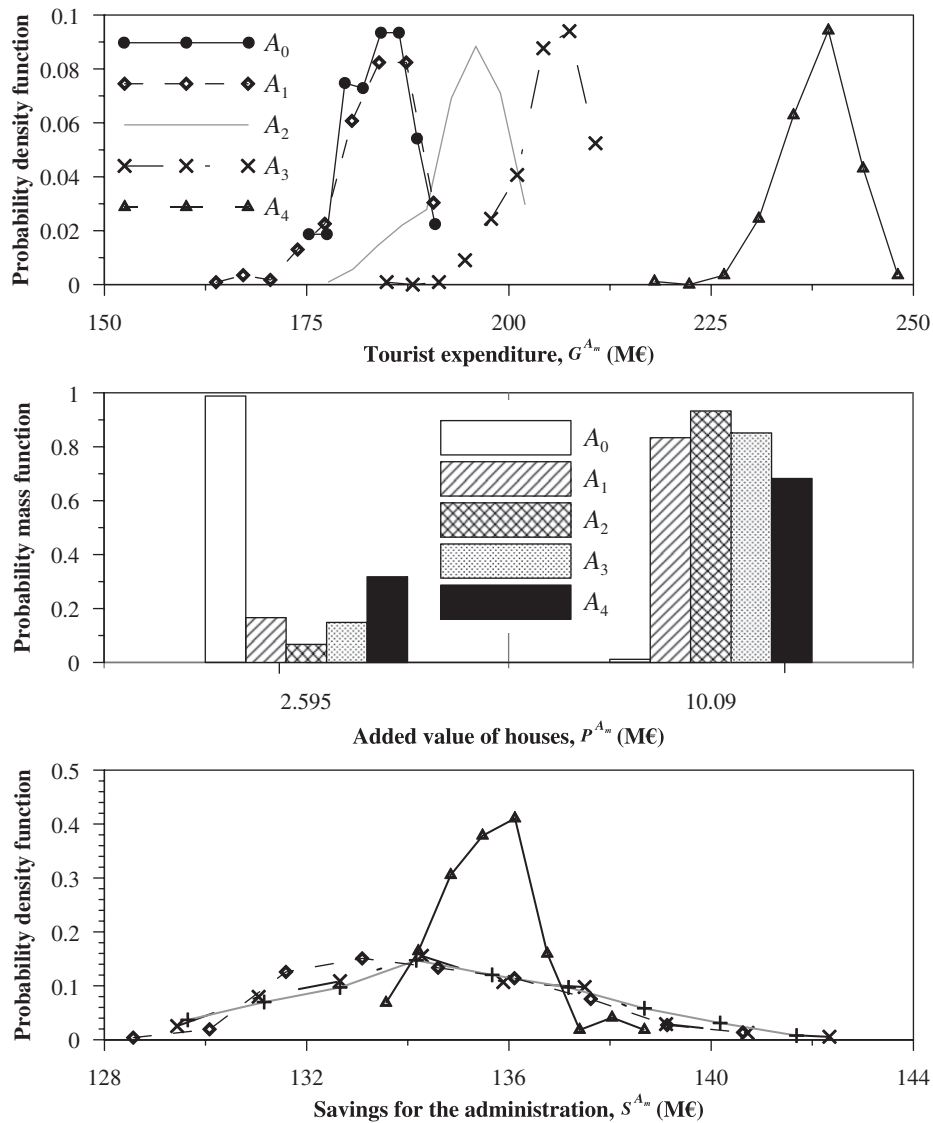


Fig. 8. Probability density functions of the random variables that measure the economic benefits (the savings for the administration, S^{A_n} , are estimated from an upper budget of 150 M€).

These discrepancies among interest group preferences reflect the advisability of using multi-criteria analysis to obtain a compromise solution. Because of the high computational costs of the calculation of integrals in Eqs. (A3) and (A5) in Annex A, the alternatives were analyzed in groups of three and the less efficient ones with acceptability indexes closest to zero were disregarded. It should be mentioned that the order in which the alternatives were considered is not important (see Eqs. (A3) and (A5)).

First, the beach nourishment strategies, alternatives A_1 , A_2 , A_3 were considered (see Table 3). Since A_1 was found to have an

Table 2
Mean values and standard deviations of the economic benefits.

	μ_G (M€)	σ_G (M€)	μ_P (M€)	σ_P (M€)	μ_S (M€)	σ_S (M€)
A_0	183.7743	3.8027	2.6998	0.8817	150.0000	0.0000
A_1	183.7445	4.7050	8.7277	2.8957	134.5081	2.4263
A_2	194.4903	4.8897	9.6274	1.8098	134.7791	2.6948
A_3	204.9057	4.2674	8.9076	2.7373	134.5697	2.6096
A_4	238.0340	4.3283	7.7145	3.4940	135.5469	1.0139

Numbers in bold correspond to the best alternative that a person that belongs to an interest group would select, based only on the criteria that represents his/her interests.

acceptability index close to zero, it was discarded in favor of A_2 and A_3 . The most acceptable alternative with the highest acceptability index was found to be A_3 . Surprisingly, its corresponding central weight vector is $w = (0.390, 0.320, 0.290)$. This means that a typical decision maker supporting alternative A_3 would give relatively similar weights to all the criteria. Decision makers that selected A_2 as the best alternative would give similar weights to the benefits for homeowners ($w_2 = 0.368$) and for the administration ($w_3 = 0.409$). In contrast, the criteria representing benefits for the local population would only receive about 22% of the importance ($w_1 = 0.223$). This result indicates that the preferences of a decision maker in favor of alternative A_2 would be biased against one interest group.

Having thus discarded A_1 , the next three strategies to be compared were A_4 , A_2 , and A_3 (see Table 4). Strategies A_2 and A_3 obtained acceptability indexes close to zero and A_4 was found to be the best ranked. The corresponding central weight vector for A_4 is $w = (0.37, 0.32, 0.31)$ which weights all the criteria in a very impartial way.

As expected, when the preservationist alternative was compared with each possible pair (A_i, A_j) , $i, j > 0$ and $i \neq j$, a very low acceptability index was always obtained for A_0 . Consequently A_0 was rejected as inadmissible.

Table 3
Comparison of alternatives A_1 , A_2 and A_3 with the SMAA-2 model.

	$b_1^{A_1}$	$b_2^{A_1}$	$b_3^{A_1}$		$\bar{w}_1^{A_1}$	$\bar{w}_1^{A_2}$	$\bar{w}_1^{A_3}$	$\bar{w}_2^{A_1}$	$\bar{w}_2^{A_2}$	$\bar{w}_2^{A_3}$	$\bar{w}_3^{A_1}$	$\bar{w}_3^{A_2}$	$\bar{w}_3^{A_3}$
A_1	0.044	0.179	0.777	w_1	0.086	0.223	0.390	0.209	0.359	0.359	0.342	0.342	0.342
A_2	0.204	0.639	0.157	w_2	0.377	0.368	0.320	0.368	0.332	0.325	0.333	0.333	0.333
A_3	0.752	0.182	0.066	w_3	0.537	0.409	0.290	0.423	0.309	0.316	0.325	0.325	0.325

Numbers in bold correspond to the most acceptable alternative.

Table 4
Results of the comparison of alternatives A_4 , A_2 and A_3 with the SMAA-2 model.

	$b_1^{A_1}$	$b_2^{A_1}$	$b_3^{A_1}$		$\bar{w}_1^{A_4}$	$\bar{w}_1^{A_2}$	$\bar{w}_1^{A_3}$	$\bar{w}_2^{A_4}$	$\bar{w}_2^{A_2}$	$\bar{w}_2^{A_3}$	$\bar{w}_3^{A_4}$	$\bar{w}_3^{A_2}$	$\bar{w}_3^{A_3}$
A_4	0.92	0.047	0.030	w_1	0.37	0.042	0.062	0.351	0.198	0.372	0.342	0.342	0.342
A_2	0.03	0.203	0.769	w_2	0.32	0.473	0.524	0.323	0.398	0.324	0.332	0.332	0.332
A_3	0.05	0.750	0.201	w_3	0.31	0.483	0.413	0.324	0.403	0.302	0.325	0.325	0.325

Numbers in bold correspond to the most acceptable alternative.

5. Discussion

In recent years, a significant effort has been made to model the processes governing medium-term and long-term natural changes in the coastal environment and the impact of human activities on the coastline. At the same time, sophisticated measurement techniques have been developed, which are capable of accurately surveying and monitoring the environment. These advances, together with increased data storage and computational capacity, can reduce two of the types of uncertainty faced by coastal managers: (i) the model uncertainty that relies in the inability of models to faithfully represent reality, (ii) the statistical uncertainty stemming from the limited quantity of available information (Losada, 2001). However, there is no way to reduce the intrinsic uncertainty related to the random occurrence of the agents forcing the coastal system.

Baquerizo and Losada (2008), proposed a method for assessing this intrinsic uncertainty, which can be applied to the long-term prediction of the evolution of a certain morphological feature driven by climate agents. This methodology can also be used to model other physical processes in time and/or space. For its adaptation to an environmental system with forecasting purposes it will require (1) evolution models that describe the physical and/or socio-economic processes involved, (2) historical data of the random processes that characterize the forcing agents; (3) suitable simulation techniques.

The model or models should be able to predict the response of the system to certain stationary forcing conditions, starting from an initial situation. Historical records must guarantee the statistical significance of the probability density functions for the time period under consideration. Finally, simulation techniques should be able to simulate realizations of the random processes during the time period analyzed.

This methodology permits the assessment of the uncertainty in the evolution of the system when a management strategy is implemented. However, we propose to take the outcomes of this model a step further. More specifically, we use the model to measure the performance of the strategy, based on different environmental and socio-economic criteria and to infer their joint probability density functions. This information is very valuable for decision makers since it can be used for a risk analysis, which statistically expresses the likelihood of the occurrence of events. Nevertheless, since decision makers usually have to analyze and compare various strategies, this information by itself is not sufficient because a strategy may be effective for certain aspects but ineffective for others.

To compare strategies and thus help decision makers, the statistical information obtained is analyzed with the SMAA-2

method. The SMAA-2 method is also capable of dealing with the uncertainty of decision makers' preferences and not only provides a ranking of strategies but also the preferences of a typical decision maker supporting each strategy. This makes the process transparent in the sense that it gives the relative importance assigned to each criterion in the DM process. This methodology is thus capable of doing the following: (1) accounting for the processes governing changes in the system; (2) assessing the inherent uncertainty of each strategy with respect to the criteria derived from the random nature of the forcing agents; (3) ranking alternatives accounting for the uncertainty in decision makers' preferences in a transparent process.

Obviously, the confidence level of the results depends on the following: (i) the time period selected for the analysis; (ii) the accuracy of the tools employed; (iii) the quality of data used to feed the models; (iv) the validity of the assumptions; (v) how interest group concerns are represented with the criteria selected; (vi) how decision makers' preferences are reflected.

This methodology was applied to a case study. The intermediate risk analysis of the performance of alternatives illustrated the previously mentioned difficulties that decision makers inevitably face when interpreting information even when it is in the form of statistical data, and therefore, in principle, would allow them to assess the uncertainties. In this context, stochastic multi-criteria analysis was found to be extremely practical and a valuable tool for informed, transparent decision-making.

When this type of analysis was applied to erosion management at Playa Granada, the selection of a relatively short period of time responded mainly to the lack of knowledge concerning the impact of climate variability on the parameters describing the distribution functions of climate forcing (Losada et al., 2011). A further consideration was that a longer time period would require the inclusion of the uncertainty inherent in the evolution of socio-economic processes. This aspect would require an in-depth analysis that is beyond the scope of the paper.

The values of the parameters used to evaluate the performance of the strategies were based on available data. Other assumptions, such as the distribution of visitors during the summer vacation period and the distribution of one-day excursionists on weekends were based on the observations of the authors. The selection of the three economic criteria was aimed at representing the three main interest groups, namely, the administration, the local residents, and homeowners.

There are other aspects that were not taken into account due to the lack of data, which, according to Santiago (2006), could also be relevant. These are related to the capacity of the system to absorb the arrival of tourists in relation to the three main natural resources, water, soil and energy, as well as to the environmental fingerprint that affects other littoral resources, such as ecosystems, fishing grounds, and water quality.

The inclusion of the uncertainty of other forcings and other physical or socio-economic processes, the adoption of other assumptions, and the selection of other criteria would probably modify the results. However, rather than absolute accuracy in the results of the case study, the main purpose of this research was to present a general methodology that facilitates informed and transparent decision-making under uncertainty.

6. Conclusions

This article has presented a methodology for the management of a coastal stretch based on Santiago (2006), which takes into account the stochastic nature of climate forcing agents and processes. It uses simulation techniques to infer, in probabilistic terms, the performance of a set of predefined management strategies in terms of various criteria that represent the main concerns of interest groups. This statistical information along with the distribution function of weights characterizing the uncertainty in decision makers' preferences is employed to make decisions under uncertainty with stochastic multi-criteria acceptability analysis (Lahdelma and Salminen, 2001). At the same time, this method provides the relative importance given to each criterion in decision making and thus makes the decision process more transparent.

This methodology was applied to Playa Granada (Spain), a beach located on the Guadalfeo River Delta. This coastal stretch has been suffering severe erosion problems since the construction of a dam in the river basin. In this study, a five-year period was considered. The management target was to offer a certain minimum beach width during the summer. Five different alternatives were designed for this analysis, one of which was a preservationist option that consisted in not taking any action at all.

The assessment of uncertainty in regards to the effect that the strategies had on the shoreline evolution was performed according to Baquerizo and Losada (2008). For this purpose, a one-line model was used with time-dependent boundary conditions (Payo et al., 2002), coupled with a river model that included the effect of regulatory activities at the Rules Dam (Ávila, 2007; Losada et al., 2011).

The shoreline position provided by the morphodynamic model was used to evaluate the performance of the alternatives in relation to the management target. That result also allowed us to estimate a random vector whose components represent the economic benefits for local residents, for homeowners, and for the administration.

A traditional risk analysis of the performance of the alternatives revealed the need to adopt a multi-criteria analysis that would take into account the random nature of the system. The stochastic multi-criteria acceptability method, fed with the joint probability density functions of those random vectors and a uniform probability density function adopted for weights, was then used to rank strategies. At the same time, it provided the relative importance given to each criterion by a typical decision maker supporting one of the alternatives. The most acceptable alternative which is the one that ranked first, was found to be the one that combined beach nourishment with the construction of a series of groins almost perpendicular to the coast. The selection of that alternative did not imply a greater preference for any of the interest groups interest since gave similar weights to the three economic criteria.

This case study shows that with the proposed methodology, management decisions can be made in a transparent way by taking into account the physical processes and by coping with the intrinsic uncertainty that climate and land agents bring to the coastal system as well as the uncertain information regarding the preferences of decision makers.

Acknowledgments

The work done by the first author was funded by the *Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología* (CONACYT, México). The research of the other authors was carried out within the framework of the research project, *Influencia de los procesos litorales multiescala en la gestión costera* (TEP-4630), funded by the Regional Government of Andalusia.

Appendix A. Supplementary data

Supplementary data related to this article can be found at <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.05.033>.

Annex A. Stochastic multi-criteria acceptability analysis

The SMAA-2 (Lahdelma and Salminen, 2001) multi-criteria acceptability analysis considers random vectors $\vec{\xi}^{A_m}$ $m = 1, \dots, M$, and combines their components into a utility function as follows:

$$u^{A_m}(\vec{\xi}^{A_m}, \vec{w}) = w_1 \xi_1^{A_m} + \dots + w_N \xi_N^{A_m} \tag{A1}$$

where $\vec{w} = (w_1, \dots, w_N)$ is a vector that contains non-negative normalized weights, namely, $w_n \geq 0$, and $\sum_{n=1}^N w_n = 1$. The set of feasible weights is called W . Alternative A_i is considered to be better than or equal to alternative A_j for given values of $\vec{\xi}^{A_i}$ and $\vec{\xi}^{A_j}$ and weights \vec{w} if the following relation holds:

$$u^{A_i}(\vec{\xi}^{A_i}, \vec{w}) \geq u^{A_j}(\vec{\xi}^{A_j}, \vec{w}) \tag{A2}$$

The weights represent the preferences of a decision maker. When these preferences are not known, \vec{w} can be assumed to behave as a random vector, whose density function is given by $f_W(\vec{w})$.

Defining the set $W_r^{A_m}(\vec{\xi}^{A_1}, \dots, \vec{\xi}^{A_M})$ as the subset of W that consists of those weights for which alternative A_m is ranked $n^\circ r$, with $r = 1$ being the best one, $r = 2$ the second best, etc., the *rank acceptability indexes* are calculated as:

$$b_r^{A_m} = \int_{\mathbb{R}^{M \times 3}} f_1(\vec{\xi}^{A_1}) \dots f_M(\vec{\xi}^{A_M}) \int_{W_r^{A_m}(\vec{\xi}^{A_1}, \dots, \vec{\xi}^{A_M})} f_W(\vec{w}) d\vec{w} d\vec{\xi}^{A_1} \dots d\vec{\xi}^{A_M} \tag{A3}$$

Where $b_r^{A_m}$ describes the share of the parameter values granting alternative A_m rank $n^\circ r$. For $r = 1$, this gives the acceptability indices of the SMAA (Charnetski, 1973; Charnetski and Soland, 1978) that represent the probability of alternative A_i being selected as the best. The *k-best rank indexes* that estimate the probability of alternative A_m being ranked among the k -best ones are calculated as:

$$a_k^{A_m} = \sum_{r=1}^k b_r^{A_m} \tag{A4}$$

The central k -best weight vector is given by:

$$\vec{w}_k^{A_m} = \frac{1}{a_k^{A_m}} \int_{\mathbb{R}^{M \times 3}} f_1(\vec{\xi}^{A_1}) \dots f_M(\vec{\xi}^{A_M}) \sum_{r=1}^k \int_{W_r^{A_m}} \vec{w} f_W(\vec{w}) d\vec{w} d\vec{\xi}^{A_1} \dots d\vec{\xi}^{A_M} \tag{A5}$$

It describes the preferences of a typical decision maker that judges alternative A_m among the k -best ones.

Annex B. Estimation of the benefits

This Annex explains the procedure followed to obtain a sample of the random vector $(G^{A_m}, P^{A_m}, S^{A_m})$ in order to assess the uncertainty in the benefits that alternative A_m will have for the different interest groups during the five-year period. For all the alternatives the variables were calculated yearly with the shoreline predicted after each year, j . Particularly important for the estimation of the economic benefits were the values of the total dry beach area, A_{dry}^j , and their distribution along the four stretches considered in the analysis, namely, $A_{dry}^{\alpha j}$ ($\alpha = A, B, C, D$ and $j = 1, \dots, 5$), and the total volumes of sand lost, V_L^j , and of sand to be reallocated so that the beach would be in good condition at the beginning of the summer, V_R^j .

B1. Estimation of the costs of works

The costs of the works were calculated, based on the values of the variables obtained from the simulation of the shoreline position and the unit costs. They include:

- an initial cost, C_0 , that depends on the initial volume of sand poured, V_p , and in the case of A_4 , also on the length of the groins, L_G :

$$C_0 = V_p C_{V_p} + L_G C_G$$

It was assumed that C_{V_p} , the unit cost of sand poured, was 8 €/m^3 and that the unit cost per linear meter of groin was $C_G = 11,500 \text{ €}$.

- the annual maintenance costs $C_j, j = 1, \dots, 4$, that include a fixed amount, C_{Fix} , and in the case of strategies A_1, A_2 , and A_3 , also the costs associated with the amounts of sand lost, V_L^j , that have to be poured and the volume of sand to be reallocated, V_R^j :

$$C_j = C_{Fix} + V_L^j C_{V_p} + V_R^j C_{V_r}$$

Those values were calculated taking the unit cost of sand to be reallocated, C_{V_r} , equal to 4 €/m^3 and a fixed amount per year for beach maintenance $C_{Fix} = 16,020 \text{ €}$, as estimated by the DGC.

B2. Estimation of the benefits to the local economy

The yearly values of A_{dry}^α ($\alpha = A, B, C, D$) were used to estimate the capacity of each stretch of the beach based on the estimated area per person, $A_{person} = 6 \text{ m}^2$ (Exceltur, 2005). The annual number of visitors to Playa Granada (458,720 people) corresponds to visitors that were assumed to arrive during July and August when the most intense tourist activity occurs in Spain. One-day excursionists (14,270 people per year) were assumed to visit stretches A and D on the weekends while residents were distributed throughout the whole period in stretches B and C . These numbers were estimated, based on the mean values of data from the period 2004–2009, as a percentage (31.3%) of values for the Costa Tropical (Patronato de Turismo, 2004–2009). The daily number of visitors was limited to the estimated capacity of each stretch. The total amount of money spent in one year was calculated, based on the mean values of expenditures per trip in 2004–2009 (Patronato de Turismo, 2004–2009), which were 56.90 € for tourists and 25.93 € for one-day excursionists.

B3. Benefit for homeowners

In order to estimate the impact that the beach protection measures would have on the prices of houses, residential developments were grouped into four zones in terms of their proximity to the beach (Fig. B1). A loglinear hedonic price regression (Parsons and Powell, 2001; Palmquist, 2005) of real estate prices was performed, based on the attributes in Table B1. The variables *swimming pool* (x_5) and *sports court* (x_6) take the value 1 if the house has that attribute and 0 otherwise. Zones 1, 2 and 3 refer to dummy variables that take value 1 if the house is located in the corresponding zone and 0 if it is not. As can be observed, a dummy variable for Zone 4 was not included in the regression since this was regarded as a buffer zone. These variables measure the willingness of buyers to pay a price in consonance with the environmental value of the beach. With the values of the coefficients in Table B1 for a given house with attributes x_i^n and z_i^n , its total value V_n is obtained from the formula:

$$\log(V_n) = C_0 + C_1 \log(x_1^n) + \sum_{i=2}^6 C_i x_i^n + \sum_{i=1}^3 D_i z_i^n$$

After the five-year simulation, in the event of a failure in the management target (i.e. if the minimum beach width was smaller than the targeted value), all of the houses were assumed to lose their added value for beach quality. The total benefit to proprietors was then estimated as the sum of the total added values, updated accordingly with the discount rate.

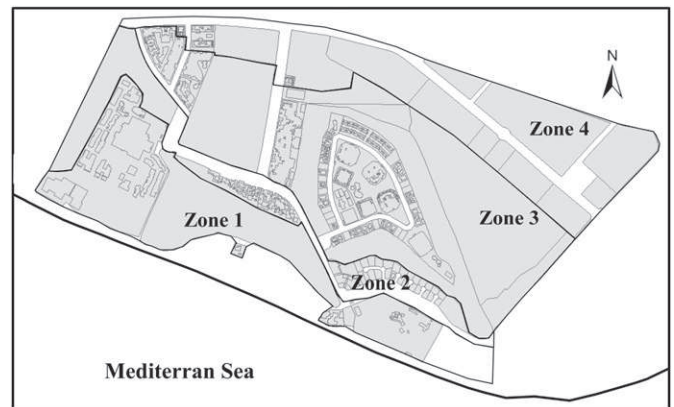


Fig. B1. Division into zones for the hedonic price regression analysis.

Table B1

Results of the regression analysis. Data source: real estate prices and structural characteristics provided by the Land Registry Office of Motril. The zone locations are indicated in Fig. B1.

Variable	Coefficient	Standard Error
Constant term, C_0	-10.1650	1.9314
Living area (m^2), x_1	0.8206	0.0063
Age of house (years), x_2	0.0089	0.0010
Distance to beachfront (m), x_3	0.0003	0.0000
Number of storeys, x_4	0.0005	0.0016
Swimming pool, x_5	0.0233	0.0169
Sports court, x_6	0.0320	0.0061
Zone 1, z_1	0.2444	0.0616
Zone 2, z_2	0.2099	0.0357
Zone 3, z_3	0.0687	0.0088
Number of observations = 1290		
$R^2 = 0.95$		

Annex C. Probability density function of the variables that define the performance of strategies

Fig. C1 represents the probability density functions of the most representative variables selected for the analysis of the whole stretch.

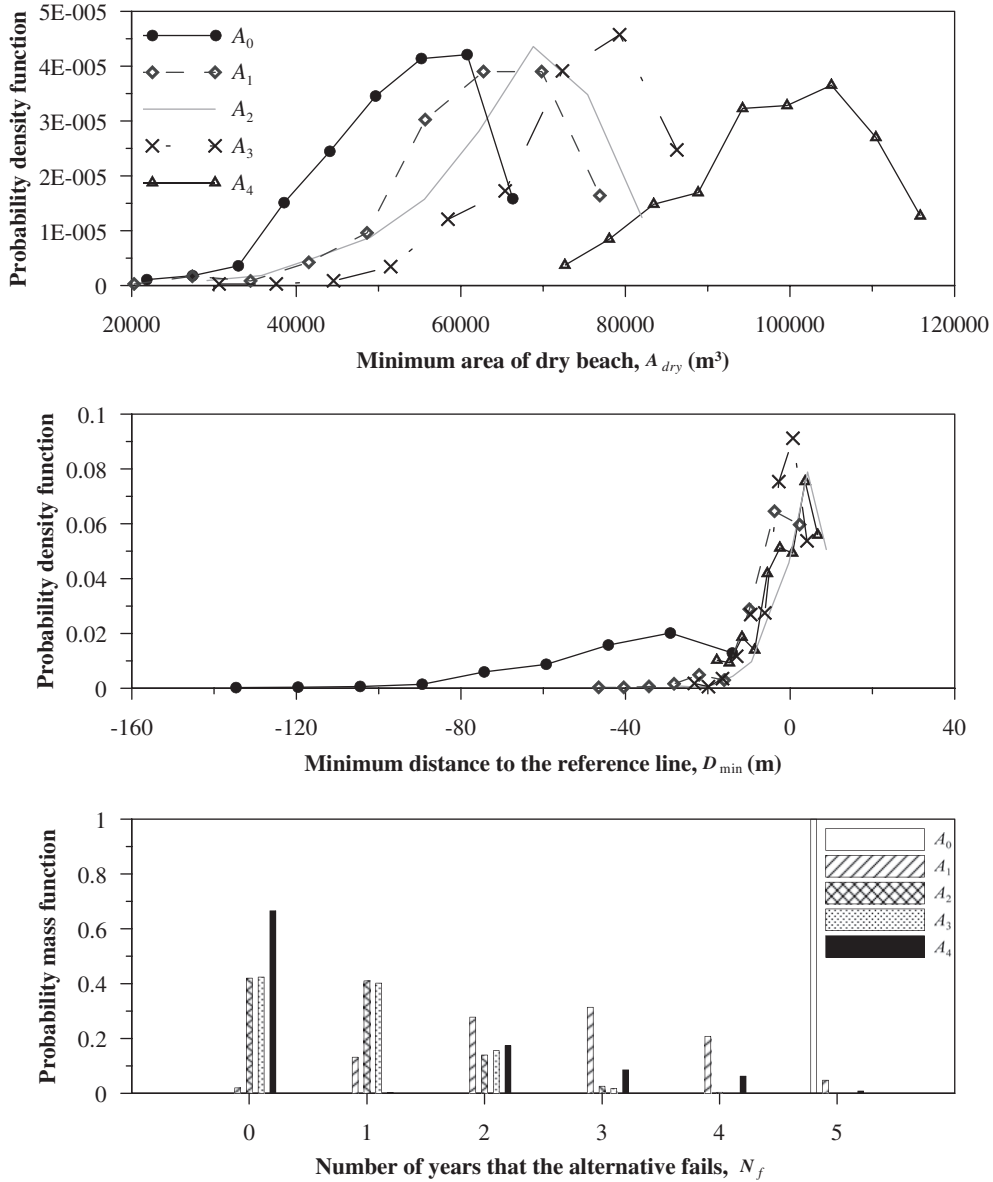


Fig. C1. Probability density function of D_{min} and A_{dry} and probability mass function of N_f .

Fig. C2 represents the probability density functions of the most representative variables used for the study of the performance of the alternatives at the four stretches. The probability mass functions of N_f at Stretches A and B were not represented since for all the simulations the value obtained for N_f was zero.

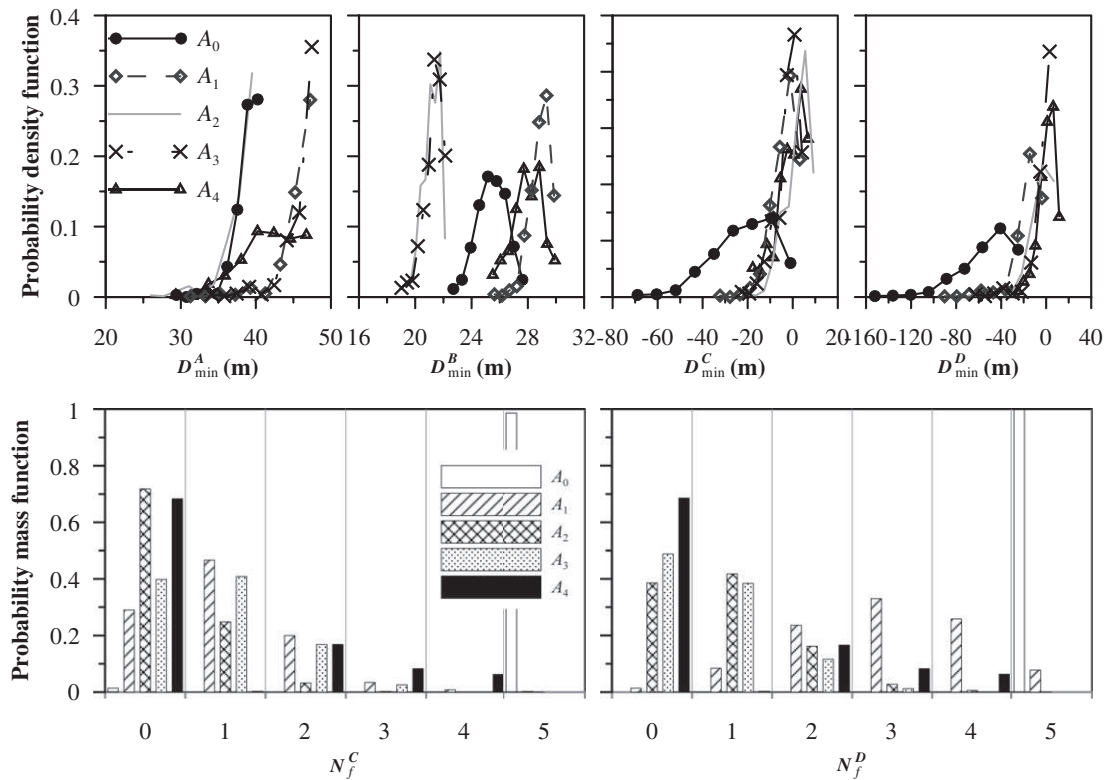


Fig. C2. Probability density function of D_{\min}^{α} and probability mass function of N_f^{α} .

References

- Ananda, J., Herath, G., 2009. A critical review of multi-criteria decision making methods with special reference to forest management and planning. *Ecological Economics* 68 (10), 2535–2548.
- Ávila, A., 2007. Procesos de múltiple escala en la evolución de la línea de costa. PhD thesis. Universidad de Granada, Spain. 161 pp.
- Bakus, G.J., Stillwell, W.G., Latter, S.M., Wallerstein, M.C., 1982. Decision making: with application for environmental management. *Environmental Management* 6, 493–504.
- Baquerizo, A., Losada, M.A., 2008. Human interaction with large scale coastal morphological evolution. An assessment of the uncertainty. *Coastal Engineering* 55, 556–580.
- Buchy, M., Hoverman, S., 2000. Understanding public participation in forest planning: a review. *Forest Policy and Economics* 1, 15–25.
- Butler, R., 1980. The concept of a tourist area of life cycle of evolution: implications for management of resources. *Canadian Geographer* 19 (1), 5–12.
- Cicin-Sain, B., Knetch, R.W., 1998. *Integrated Coastal and Ocean Management: Concepts and Practices*. Island Press, Washington, D.C.
- Charnetski, J., 1973. The multiple attribute problem with partial information: the expected value and comparative hypervolume methods. Ph.D. thesis, University of Texas at Austin.
- Charnetski, J., Soland, R., 1978. Multiple-attribute decision making with partial information: the comparative hypervolume criterion. *Naval Research Logistics Quarterly* 25, 279–288.
- Dean, R.G., Dalrymple, R.A., 2004. *Coastal Processes with Engineering Applications*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Exceltur, 2005. Resumen Ejecutivo – Impactos sobre el entorno, la economía y el empleo de los distintos modelos de desarrollo turístico del litoral mediterráneo Español, Belares y Canarias. Deloitte-Exceltur (http://www.exceltur.org/excel01/contenido/portal/encuentro/Sumario_residencial_compl_eto.pdf).
- Fabbri, K.R., 1998. A methodology for supporting decision making in integrated coastal zone management. *Ocean and Coastal Management* 39, 51–62.
- Forst, M.F., 2009. The convergence of integrated coastal zone management and the ecosystems approach. *Ocean & Coastal Management* 52, 294–306.
- Hayashi, K., 2000. Multicriteria analysis for agricultural resource management: a critical survey and future perspectives. *European Journal of Operational Research* 122 (2), 486–500.
- Hobbs, B.F., Chankong, V., Hamadeh, W., Stakhiv, E.Z., 1992. Does choice of multicriteria method matter? An experiment in water resources planning. *Water Resources Research* 28, 1767–1779.
- Hokkanen, J., Lahdelma, R., Salminen, P., 2000. Multicriteria decision support in a technology competition for cleaning polluted soil in Helsinki. *Journal of Environmental Management* 60, 339–348.
- Horstman, E.M., Wijnberg, K.M., Smale, A.J., Hulscher, S.J.M.H., 2009. On the consequences of a long-term perspective for coastal management. *Ocean & Coastal Management* 52, 593–611.
- INE, 2012. Instituto Nacional de Estadística (National Statistics Institute). Spanish Ministry of Economy and Treasury. (<http://www.ine.es/daco/daco42/cre00/dacocre.htm>)
- Junta de Andalucía, 2006. Consejería de Obras Públicas y Transporte. Decreto 59/3006 de 14 de marzo por el que se acuerda la formulación del Plan de Ordenación del Territorio del Litoral de Granada.
- Kangas, J., Kangas, A., 2005. Multiple criteria decision support in forest management – the approach, methods applied, and experiences gained. *Forest Ecology and Management* 207, 133–143.
- Lahdelma, R., Hokkanen, J., Salminen, P., 2000. Using multicriteria methods in environmental planning and management. *Environmental Management* 26 (6), 595–605.
- Lahdelma, R., Salminen, P., 2001. Smaa-2: stochastic multicriteria acceptability analysis for group decision making. *Operations Research* 49 (3), 444–454.
- Lahdelma, R., Salminen, P., 2009. Prospect theory and stochastic multicriteria acceptability analysis (SMAA). *Omega* 37, 961–971.
- La Caixa, 2010. Anuario Económico de España 2010.
- Losada, M.A. (Ed.), 2001. ROM 0.0 General Procedure and Requirements in the Design of Harbor and Maritime Structures. Part I. Puertos del Estado, ISBN 84-88975-30-9.
- Losada, M.A., Baquerizo, A., Ortega-Sánchez, M., Ávila, A., 2011. Coastal evolution, sea level and assessment of intrinsic uncertainty. *Journal of Coastal Research (Special Issue, No. 59)*, 218–228. Proceedings of the Nicholas C. Kraus Honorary Symposium.
- Losada, M.A., 2012. Las Riberas del Mar Océano (The ocean and sea shores of Spain). In: Losada, M.A. (Ed.), *Scripts and DVDs of the RTVE Series*, Bilingual ed. Universidad de Granada, p. 170.
- Mendoza, G.A., Martins, H., 2006. Multi-criteria decision analysis in natural resource management: a critical review of methods and new modelling paradigms. *Forest Ecology and Management* 230, 1–22.
- Menou, A., Benallou, A., Lahdelma, R., Salminen, P., 2010. Decision support for centralizing cargo at a Moroccan airport hub using stochastic multicriteria acceptability analysis. *European Journal of Operational Research* 204 (3), 621–629.

- Nobre, A.M., 2011. Scientific approaches to address challenges in coastal management. *Marine Ecology Progress Series* 434, 279–289.
- Olson, D.L., Mechitov, A.I., Moshkovich, H.M., 2000. Multicriteria decision aid techniques: some experimental conclusions. *Research and Practice in Multiple Criteria Decision-making* 487, 357–368.
- Patronato de Turismo, 2004–2009. Observatorio turístico de la Provincia de Granada, Memorias 2004–2009.
- Palmquist, R.B., 2005. Property value models. In: *Handbook of Environmental Economics*, vol. 2. Elsevier, Netherlands, pp. 763–819.
- Parsons, G., Powell, M., 2001. Measuring the cost of beach retreat. *Coastal Management* 29, 91–131.
- Payo, A., Baquerizo, A., Losada, M.A. 2002. One-line model with time dependent boundary conditions. In: *Proceedings of 28th Coastal Engineering Conf.*, ASCE, World Scientific, vol. 3, pp. 3046–3052.
- Pohekar, S.D., Ramachandran, M., 2004. Application of multi-criteria decision making to sustainable energy planning – a review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 8, 365–381.
- Raiffa, H., 1982. *The Art and Science of Negotiation*. Harvard University Press/Belkna, Cambridge, MA.
- Ryu, J., Leschine, T.M., Nam, J., Chang, W.K., Dyson, K., 2011. A resilience-based approach for comparing expert preferences across two large-scale coastal management programs. *Journal of Environmental Management* 92, 92–101.
- San Cristóbal, J.R., 2011. Multi-Criteria decision making in the selection of a renewable energy project in Spain: the Vikor method. *Renewable Energy* 36, 498–502.
- Santiago, J. 2006. *Evolución Ambiental y Socioeconómica como Fundamento de la Ordenación Litoral*, PhD thesis, Universidad de Granada, Spain. 259 pp. In Spanish.
- Smith, P.G.R., Theberge, J.B., 1987. Evaluating natural areas using multiple criteria: theory and practice. *Environmental Management* 11, 447–460.
- Stynes, D.J., 1997. *Economic Impacts of Tourism: a Handbook for Tourism Professionals*. University of Illinois, Tourism Research Laboratory, Urbana, IL.
- Tervonen, T., Figueira, J., Lahdelma, R., Salminen, P., 2004. Modelling MCDA Preferences for Public Human Resource Management – Evaluating the Quality of Education at the Department of Information Technology. The University of Turku, Finland. Instituto de Engenharia de Sistemas e Computadores de Coimbra. No. 22. ISSN: 1645–2631.
- Todorovic, P., Zelenhasic, E., 1970. A stochastic model for flood analysis. *Water Resources Research* 6 (6), 1641–1648.
- Tompkins, E.L., Brown, K., Few, R., 2008. Scenario-based stakeholder engagement: incorporating stakeholders preferences into coastal planning for climate change. *Journal of Environmental Management* 88, 1580–1592.
- Tervonen, T., Rui Figueira, J., 2008. A survey on stochastic multicriteria acceptability analysis methods. *Journal of Multi-Criteria Decision Analysis* 15, 1–14.
- Tsoutos, T., Drandaki, M., Frantzeeskaki, N., Iosifidis, E., Kiosses, I., 2009. Sustainable energy planning by using multi-criteria analysis application in the island of Crete. *Energy Policy* 37, 1587–1600.
- Westmacott, S., 2001. Developing decision support systems for integrated coastal management in the tropics: is the ICM decision-making environment too complex for the development of a useable and useful DSS? *Journal of Environmental Management* 62, 55–74.

Anexo D

**Decision making under uncertainty in coastal zone
management.**

Coastal Engineering, 2012

DECISION MAKING UNDER UNCERTAINTY IN COASTAL ZONE MANAGEMENT

A. Félix, A. Baquerizo, J. M. Santiago and M. A. Losada¹

We analyze decision making under uncertainty in a search for an integral management solution for Playa Granada in the Guadalfeo River Delta (Granada, Spain), where the construction of a dam in the river basin is causing severe erosion. Different management strategies are considered. For each of them the assessment of the uncertainty in the accomplishment of the management targets is done with a methodology that takes into account the coupled action of atmosphere, ocean, and land agents and their intrinsic stochastic character. This information is used to infer the joint distribution function of three criteria that represent the economic benefit of different interest groups. A stochastic multicriteria decision method that accounts for the uncertainty in the performances of alternatives and also in decision makers preferences, is used to rank strategies according to their effectiveness in an informed and transparent process.

Keywords: Stochastic multi-criteria analysis, integrated coastal zone management, decision making under uncertainty

INTRODUCTION

The industrial development of the last two centuries and the growth of beach tourism have favored an irrational occupation of the coast that is usually justified for economic reasons. However, such tourism also brings high environmental and economic costs (Stynes, 1997). Furthermore, the natural disasters of the last decade made evident that the soaring population and the concentration of economic activities in the nearest strip of the seashore increase the risk to human lives and to goods and services, and is a potential source of social conflicts (Santiago, 2006).

Faced with this situation, environmentalist groups demand the preservation of wild zones and the restoration of damaged ones. Against them, industry supporters tout tourism's economic benefits. In between, there is a wide range of intermediate possible positions that may benefit or prejudice certain interest groups. The integral management of the coastal zone (ICZM) is therefore an environmental need and a social demand (Losada, 2012).

In the context of coastal management, decisions makers usually have to propose strategies and analyze their performance on different time scales in terms of economic, social and environmental criteria. The use of public funds and the involvement of communal goods requires not only an informed decision making (DM) but also that the process be as transparent as possible.

The stochastic nature of the system is an additional drawback in the DM process, namely, the assessment of the intrinsic uncertainty that is mainly associated to the stochastic character that climatic agents introduce in the physical processes, and to the uncertainty in the course of economic development.

Félix et al. (2012) proposed a methodology for the integral management of a coastal stretch and to make decisions under uncertainty in a transparent process taking into account the stochastic character of the forcing agents and the physical and socio-economic processes. We applied their model to Playa Granada in the Guadalfeo river delta (Granada, Spain), a coastal stretch that, since the construction of a reservoir in the river basin which regulatory activities started in 2005, is suffering a severe erosion problem (Ávila, 2007; Losada et al., 2011), and where a series of non integrated solutions undertaken during the last years have shown to be ineffective.

Three alternatives that represent different management positions are proposed. Among them, one representing an environmentalist attitude, called A_0 ; another strategy that is inspired in the current position of the administration and that consists in yearly nourishments of the beach, called A_1 , and finally an alternative denoted by A_2 that combines the construction of a few groins with a nourishment work and that looks for efficiency in the longer term with a minor impact to the environment.

A traditional risk analysis of the performance of the alternatives is presented first, revealing the convenience of the use of a stochastic multi-criteria method. Alternative A_2 is shown to be the best one. It is also found that a typical person that prefers this alternative would give almost the same relative importance to all the criteria. The second best is A_1 and the zero alternative is not considered as admissible.

¹ Grupo de Dinámica de Flujos Ambientales, Universidad de Granada, Instituto Interuniversitario de Investigación del Sistema Tierra en Andalucía. Avda. del Mediterráneo s/n. 18006 Granada, Spain

The article is organized as follows. A description of the study zone and the management problem is given first. The application of the methodology to this site is outlined next. Then, the results obtained from the risk analysis and the application of the SMAA are analyzed. Finally, the conclusions derived from the research are presented.

DECISION MAKING UNDER UNCERTAINTY IN THE MANAGEMENT OF PLAYA GRANADA IN THE GUADALFEO RIVER DELTA (GRANADA, SPAIN)

The Guadalfeo watershed is located in the Spanish Mediterranean coast facing the Alborán Sea (Fig. 1). It has the typical characteristics of semiarid hydrological basins where processes are governed by the scarce pass of low pressure systems over a reduced catchment area. Rainfall temporal distribution is irregular, especially during the dry season (July-September) when torrential rains often occur.

The hydrological regime of the river and historical data suggest that the growth of the Guadalfeo delta is related to extreme events, whose occurrence is significantly smaller than the occurrence of sea states redistributing sediment along the coast during the passage of a storm. Its formation consists therefore in a series of isolated growing ‘pulses’ alternating with erosion-accumulation periods, as a result of the coupled action of atmosphere, ocean and land agents.

The sedimentary river plain was originally limited to the west by the mountain of El Chaparral and to the east by Cabo de Sacratif. The Motril harbor, built at the beginning of the XXth century on the eastern end of the delta, currently limits its extension. The channelization of the last section of the river at the end of the XIXth century ends with two groins at the mouth.

The most severe deep water wave climate mainly comes from two directions, 105° and 245° measured clockwise from N that arrive obliquely to the shore and contribute to the distribution of the sediment discharged by the river along the coast.

Due to the works done on the river in the last decades, mainly the construction of Rules dam which regulatory activities started in 2005, the shoreline shows severe erosion problems in the area called Playa Granada that were partially solved by punctual nourishment works undertaken with sediment of significantly smaller size than the native and that had a very limited lifespan.

Playa Granada is in the so called Tropical Coast that includes the stretch of the coast of the province of Granada, from Albuñol to Almuñécar (see Fig. 1). This coast has a diverse physical environment that provides support to different productive activities like agriculture –the most important one-, tourism and port operations.

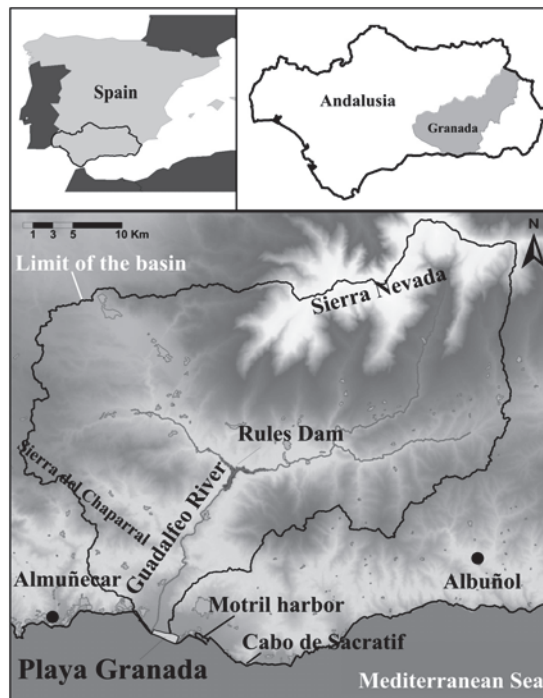


Figure 1. Localization map and aerial view of Costa tropical

The relevance of touristic sector can be measured in terms of the *comparative index of the importance of tourism*, an indicator that is calculated in terms of the taxes on economic activities in the touristic sector. From the 100,000 units that correspond to Spain, the participation of the municipalities of the tropical Coast in 2003 was aprox. 373 (La Caixa, 2010) and about 31,3% of that corresponds to Motril, the closest city to the area of study.

The eastern part of the delta where Playa Granada is located, is occupied by a high standing touristic development. It hosts a seaside resort (golf, hotel, restaurants, etc.) and residential properties that are mainly summer houses. This stretch of the beach is visited by local residents and, during the weekends also by one-day excursionists, especially during the summer.

At the west of this development, in a land reclaimed to a littoral lagoon, several illegal and uncontrolled agricultural settlements have grown. In 2010, the Territorial Plan of the Province of Granada (Junta de Andalucía, 2006) went into force. These settlements will be probably dismantled in the near future in order to restore this natural area.

In the light of these facts, it can be deduced that the area of Playa Granada has a considerable environmental and touristic value which exploitation requires that the beach offers enough dry beach at least during the summer period. Due to the construction of Rules dam it is not likely that the beach recovers during the mild weather conditions, the erosion that it experiences mainly during the winter period. In order to respond to the demand, it is therefore required to undertake works to artificially nourish the beach and to maintain them if necessary.

Methodology for coastal management and decision making under uncertainty

The methodology proposed by Félix et al. (2012) starts with the definition of the objectives to pursuit within a predefined time interval and the design of strategies aimed at the fulfillment of those goals. A series of indicators that measure the consequences of the fulfillment or not of the management targets and some additional benefits and/or adverse effects are selected for the analysis of the performance of strategies. Due to the random character of the system it is not feasible to predict any of those variables with certitude. Instead, simulations techniques are used to obtain random samples of the variables and to infer their joint probability distribution functions. This information is then processed with a stochastic multi-criteria acceptability analysis method that allows to establish preferences among them. Its application to manage the coastal stretch of Playa Granada is described in detail in the next subsections.

Definition of the management targets and design of strategies

For the case analyzed here, it was chosen as a management target to offer a minimum beach width of 10 m all along Playa Granada during a 5 years period. This width is measured from a line that coincides in the western part with the limit of the urban developments, and in the eastern zone with the limit of the agricultural settlements.

Due to the different uses of this area of the coast and to the consequences that a retreat of the shoreline will have, the performance of the alternatives regarding the criteria was assessed at four different stretches called *A* to *D*. Fig. 2 shows over an aerial photograph, in the considered coordinate system, the reference line used for the verification of the fulfillment of management strategies and the four stretches considered for the analysis.

There are several alternatives to protect beaches against erosion. In this work, the following strategies were considered. In the first one, the so called *zero-alternative*, A_0 , no action to prevent erosion is taken. Also, a management strategy based on yearly nourishment works, which we designate A_1 , was analyzed. This one is inspired in the management strategy that the former Spanish Ministry of the Environment (Dirección General de Costas, DGC) is carrying out since the beginning of the regulatory activities of Rules Dam in 2005. Another alternative called A_2 that considers the construction of a series of groins almost perpendicular to the shoreline and an initial nourishment work is also analyzed.

The design of the strategies is aimed at representing different management positions. A_0 stands for a preservacionist stance that looks for the restoration of the area to its natural situation, regardless of the negative consequences for other interest groups. A_1 represents the DGC inclination to avoid expensive works and the use of groins that are becoming very unpopular. Finally, A_2 represents an alternative that looks for efficiency in a longer term than A_1 , causing the minor visual impact with a small number of relatively short groins. At the same time, A_2 does not interfere with zone *D* that, although it is right now used as a beach area, it is very likely that it will be recovered as a wetland.

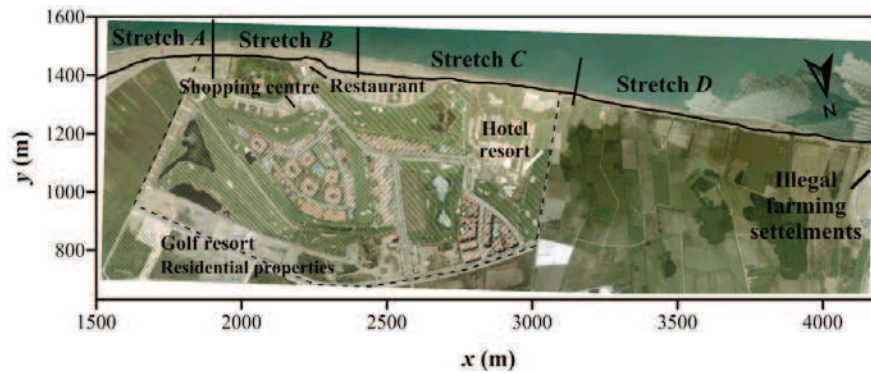


Figure 2. Aerial photograph of August, 15th, 2007 (Source: Google Earth, 36°43'23.77" N and 3°33'52.41"O) where the reference line that defines the management target and the four stretches considered for the analysis are shown.

For alternative A_0 , it was taken as the initial position of the shoreline the one measured over an aerial photograph taken in August, 15th, 2007 (Fig. 2). A_1 , the management strategy based on soft works, consists in an initial beach nourishment work with sediment size of $D_{50} = 1.8$ mm and yearly maintenance actions that consist in the pouring of the sand lost and the reshaping of the shoreline after spring in order to offer a beach in good conditions at the beginning of the summer. It leaves the easternmost part of the shoreline without modifications, as historical information revealed -and numerical calculations confirmed it- that this zone does not suffer erosion problems. It proposes a gain of about 18300 m² with a shoreline that differs up to 36 m from the reference (see Fig. 3). The alternative called A_2 consisted in the construction of 5 groins and the artificial nourishment of the beach with a total gain in dry area of 49020 m² (see Fig. 4). Groins were designed following the recommendations given in Dean and Dalrymple (2004).

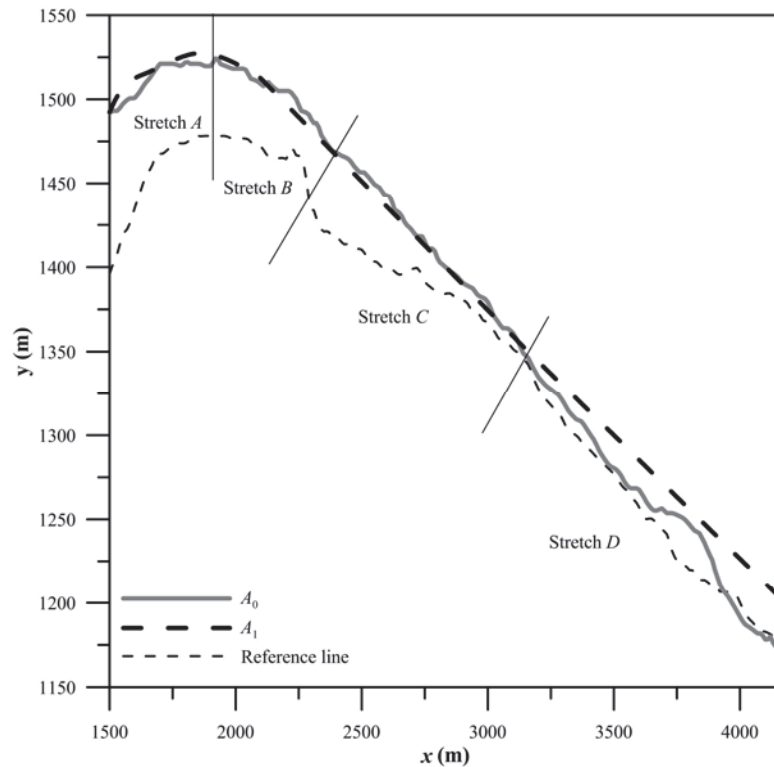


Figure 3. Coordinate system used for the analysis and definition of alternatives A_0 and A_1 . These shorelines are used as the initial conditions to launch the morphological model. The solid line is the reference curve line for the verification of the fulfillment of the management targets.

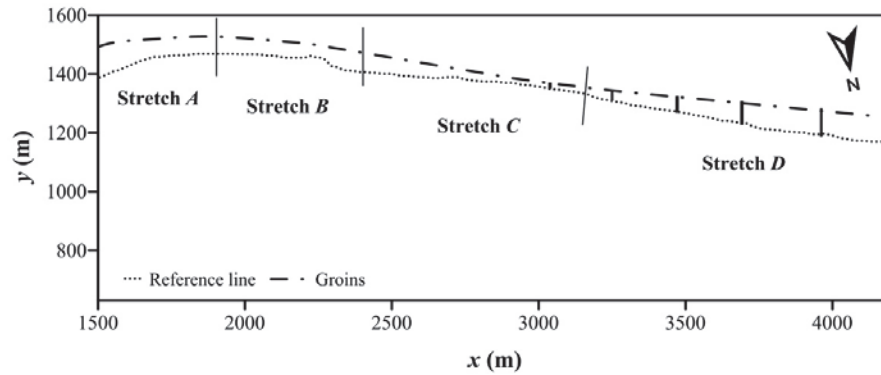


Figure 4. Definition of alternative A_2

Evaluation of the performance of the alternatives

The time evolution of the shoreline was analyzed with a one-line model with time dependent boundary conditions (Payo et al., 2002) coupled with a river model that solves Saint-Venant equations for 1D flow and includes a water balance module to include regulatory activities at the dam (Ávila, 2007). For the analysis of the climatic forcing, data of the Mar de Alborán hindcasting point WANA2020013 (Latitude, 36.625; Longitude -3.5) from Puertos del Estado (WANA Project) and daily River discharges at Rules reservoir from 1994 to 2004 (Confederación Hidrográfica del Sur) were used. A more detailed description is given in Ávila (2007) and Losada et al. (2011).

For every strategy, A_m , the resulting final shoreline position after five years of climatic forcing, $y_q(x)$, obtained for simulation q ($q=1, \dots, Q$) was estimated following Baquerizo and Losada (2008). Its performance regarding the management target and other benefits was obtained as explained next.

The following random variables (r.v.) were considered:

- D_{\min} , minimum distance of the shoreline to the reference line along the 5 years time. It takes a negative value when a failure in the management target occurs. In that case, the random variable N_f , defined below, takes a non zero value.
- N_f , number of years in which the management target is not fulfilled. For the strategies that do not contemplate a maintenance program, if a failure occurs during year j , this value is computed as $5-(j-1)$, because it was observed that the failure remains during the next years.
- D_{\min}^α , minimum distance of the shoreline to the reference line at stretch α for $\alpha = A, B, C, D$
- N_f^α , number of years in which the management target is not fulfilled at stretch α , for $\alpha = A, B, C, D$
- A_{dry}^α , minimum area of dry beach during the summer period at stretch α , for $\alpha = A, B, C, D$
- V_L^k , volume of sand lost during year k , $k = 1, \dots, 4$ (only for alternative A_1)
- V_R^k , volume of sand to be reallocated after year k , $k = 1, \dots, 4$ (only for alternative A_1)

The variables D_{\min} and N_f are related to the fulfillment of the management objectives. D_{\min}^α and N_f^α , α ($\alpha = A, B, C, D$) allow to distinguish the stretches where failures occur. The remaining variables quantify other benefits/adverse effects. Denoting by V^{A_m} any of these variables, after measuring that quantity for each $y_q(x)$ ($q = 1, \dots, Q$), a sample $\{V_q^{A_m}\}_{q=1}^Q$ of the r. v. V^{A_m} is obtained. This sample can then be used to estimate, among others, the probability density functions of V^{A_m} , its mean values and standard deviation.

These r.v. were also used to study the performance of the alternatives in economic terms. With that purpose, the following three variables that represent the benefits for the main interest groups, were considered for its use with the multicriteria decision method.

The total amount that visitors spend, G^A_m , was calculated in terms of the yearly average number of tourist that stay more than one day, one day excursionists and their corresponding average expenditures per trip. They were all assumed to arrive during the summer vacations period, than in Spain can be considered July and August. The first group was distributed uniformly along the whole period while excursionists were assumed to arrive uniformly during the weekends. These numbers were estimated, based on the mean values of data from the period 2004-2009, as a percentage (31.3%) of values for the Costa Tropical (Patronato de Turismo, 2004-2009). The daily number of visitors was limited to the estimated capacity of each stretch. The total amount of money spent in one year was calculated, based on the mean values of expenditures per trip in 2004-2009 (Patronato de Turismo, 2004-2009), which were 56.90€ for tourists and 25.93€ for one-day excursionists.

To assess the impact that the measures taken to protect the beach have on the prices of Playa Granada houses, a loglinear hedonic price regression (Parsons and Powell, 2001; Palmquist, 2005) was performed based on the attributes in Table 1. Zones 1, 2 and 3 (see Fig. 5) refer to dummy variables that take value 1 if the house is located in the corresponding zone and 0 otherwise. As can be observed, a dummy variable for Zone 4 was not included in the regression since this was regarded as a buffer zone. These variables measure the willingness of buyers to pay a price in consonance with the environmental value of the beach. The analysis allowed to estimate the total added value of the houses due to the quality of the beach after the 5 years period, P^A_m .

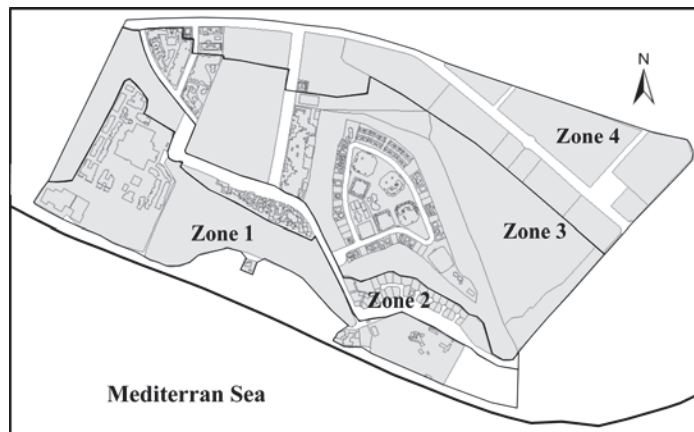


Figure 5. Division into zones for the hedonic price regression analysis.

Table 1. Results of the regression analysis. Data source: real estate prices and structural characteristics provided by the Land Registry Office of Motril.

Variable	Coefficient	Standard Error
Constant term, C_0	-10.1650	1.9314
Living area (m^2), x_1	0.8206	0.0063
Age of house (years), x_2	0.0089	0.0010
Distance to beachfront (m), x_3	0.0003	0.0000
Number of storeys, x_4	0.0005	0.0016
Swimming pool, x_5	0.0233	0.0169
Sports court, x_6	0.0320	0.0061
Zone 1, z_1	0.2444	0.0616
Zone 2, z_2	0.2099	0.0357
Zone 3, z_3	0.0687	0.0088
Number of observations = 1290; $R^2 = 0.95$		

The costs of the works, C^{A_m} were calculated, based on the values of the variables obtained from the simulation of the shoreline position and the unit costs. They include:

- an initial cost, C_0 , that depends on the initial volume of sand poured, V_P , and in the case of A_2 , also on the length of the groins, L_G . It was assumed that C_{V_p} , the unit cost of sand poured, was 8 €/m^3 and that the unit cost per linear meter of groin was $C_G = 11,500\text{€}$.
- the annual maintenance costs $C_j, j=1,\dots,4$, that include a fixed amount, C_{Fix} , and in the case of strategy A_1 , also the costs associated with the amounts of sand lost, V_L^j , that have to be poured and the volume of sand to be reallocated, V_R^j . Those values were calculated taking the unit cost of sand to be reallocated, C_{V_r} , equal to 4€/m^3 and a fixed amount per year for beach maintenance $C_{Fix} = 16,020\text{€}$, as estimated by the DGC.

In order to combine the performances into an utility function (a function that globally measures the benefit), for the decision making approach, instead of considering the value of C^{A_m} , the savings in relation to an upper bound of 150 Million Euros budget, that is, $S^{A_m} = 15 \cdot 10^7 - C^{A_m}$ were retained.

A large number of simulations, $Q = 350$, provided for alternative A_m a sample $\{(g_q^{A_m}, p_q^{A_m}, s_q^{A_m})\}_{q=1}^Q$ of the random vector $\bar{\xi}^{A_m} = (G^{A_m}, P^{A_m}, S^{A_m})$. Notice that the first component of $\bar{\xi}^{A_m}$ measures the benefits to the local economy, the second one the benefits to local proprietors of houses and the third one the savings for the government, that represent different groups of interests.

Stochastic multi-criteria decision making

The SMAA-2 (Lahdelma and Salminen, 2001) multi-criteria acceptability analysis combines the components of the random vectors $\bar{\xi}^{A_m}, m = 1, \dots, M$, into a utility function that is defined as follows:

$$u^{A_m}(\bar{\xi}^{A_m}, \bar{w}) = w_1 G^{A_m} + w_2 P^{A_m} + w_3 S^{A_m} \quad (1)$$

where $\bar{w} = (w_1, w_2, w_3)$ is a vector that contains non-negative normalized weights, namely, $w_k \geq 0$, and $w_1 + w_2 + w_3 = 1$. Alternative A_i is considered to be better than or equal to alternative A_j for given values of $\bar{\xi}^{A_i}$ and $\bar{\xi}^{A_j}$ and weights \bar{w} , if $u^{A_i}(\bar{\xi}^{A_i}, \bar{w}) \geq u^{A_j}(\bar{\xi}^{A_j}, \bar{w})$.

The weights represent the preferences of a decision maker. When these preferences are not known, \bar{w} can be assumed to behave as a random vector, whose density function is given by $f_{\bar{w}}(\bar{w})$. In the application of the multi-criteria decision making method, none of the interest groups preferences was assumed to be more important than others. Accordingly, a uniform joint density function was chosen to characterize the random vector \bar{w} :

$$f_{\bar{w}}(\bar{w}) = \begin{cases} \frac{1}{\text{vol}(W)} & \text{if } \bar{w} \in W \\ 0 & \text{if } \bar{w} \notin W \end{cases} \quad (2)$$

where $\text{vol}(W)$ denotes the volume of W , the set of feasible weights.

The method provides, among other descriptors, the *acceptability indexes*, a^{A_m} , that describe the share of the parameter values granting alternative A_m being selected as the best one and the *central weight vector*, \bar{w}^{A_m} , that describes the preferences of a typical decision maker that judges alternative A_m as the preferred management strategy.

RESULTS

Fig. 6 shows examples of shoreline positions after five years that were simulated for all the strategies. The appraisal of the alternatives was first performed in terms of the risk associated with the most representative variables obtained from the simulation. Next, the analysis focused on the multi-criteria decision process.

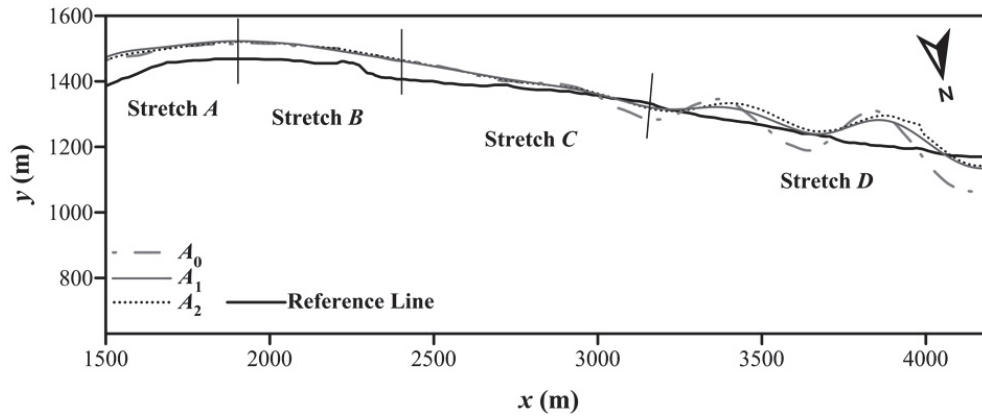


Figure 6. Examples of the shoreline position after the five-year period obtained for all the strategies.

In this context, risk was understood as a probabilistic analysis of the consequences of each alternative. The variables considered were D_{\min} , N_f , D_{\min}^α and N_f^α . Figs. 7 and 8 show their probability density functions and Table 2 gives their expected values and standard deviations. It also shows the probability of the non-fulfillment of the management target, $p_f = \Pr(D_{\min} \leq 0)$.

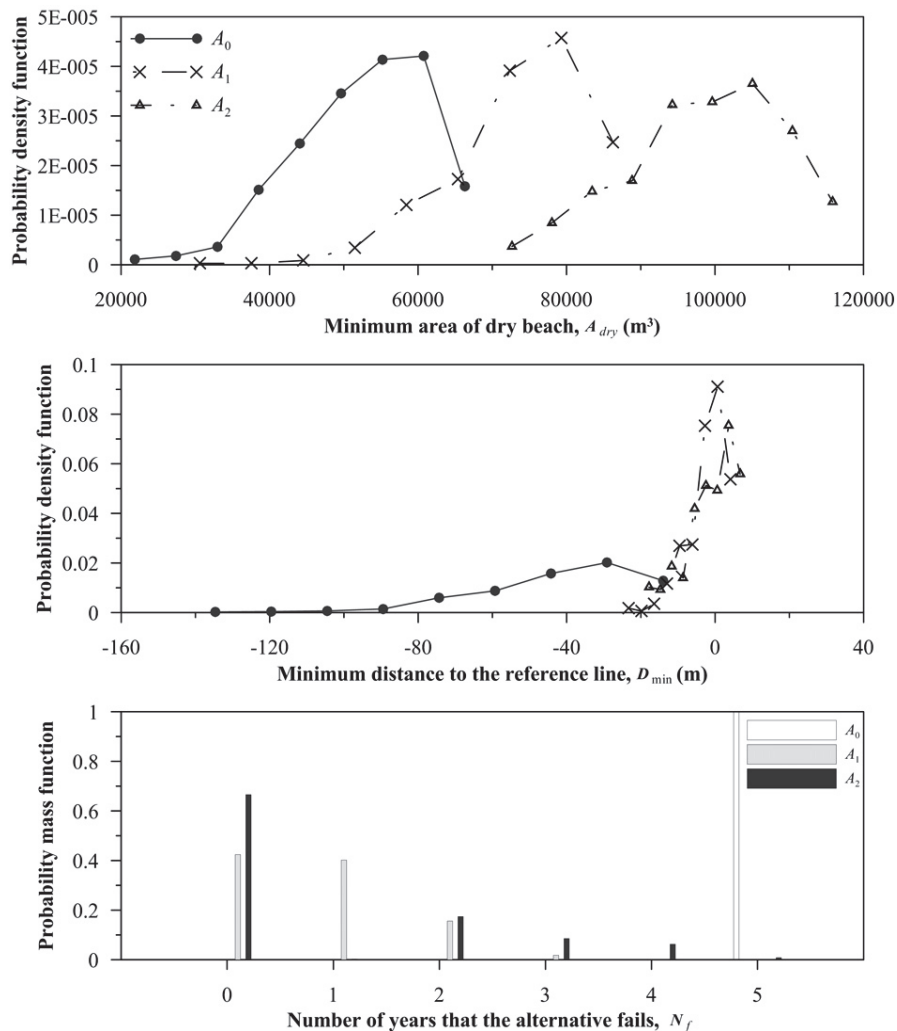


Figure 7. Probability density function of D_{\min} and A_{dry} and probability mass function of N_f .

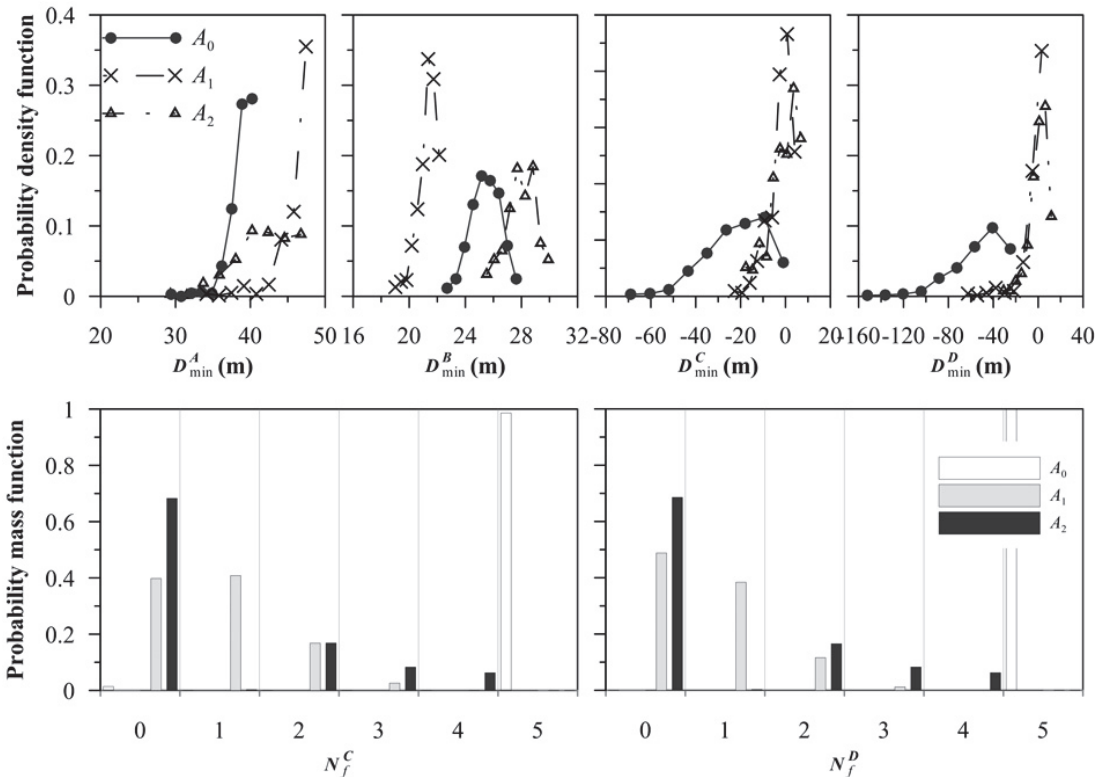


Figure 8. Probability density function of D_{min}^α and probability mass function of N_f^α .

Table 2. Mean values and standard deviations of the random variables and probability of failure at the beach and at coastal stretches A, B, C and D. Notice that a non-integer mean value of N_f indicates that N_f is expected to fall between the two closest integer values.

	D_{min}		N_f		P_f	D_{min}^A		N_f^A		P_f^A	D_{min}^B		N_f^B		P_f^B
	μ	σ	μ	σ		μ	σ	μ	σ		μ	σ	μ	σ	
A_0	-41.1	22.1	5.0	0.0	1.00	38.9	1.5	0.0	0.0	0.0	25.4	1.1	0.0	0.0	0.0
A_1	-2.1	5.1	0.8	0.8	0.58	46.1	2.2	0.0	0.0	0.0	21.3	0.7	0.0	0.0	0.0
A_2	-1.2	6.4	0.9	1.4	0.33	41.8	3.7	0.0	0.0	0.0	28.0	1.1	0.0	0.0	0.0
	D_{min}^C		N_f^C		P_f^C	D_{min}^D		N_f^D		P_f^D					
	μ	σ	μ	σ		μ	σ	μ	σ						
A_0	-21.4	13.6	4.9	0.6	0.99	-52.3	23.2	5.0	0.0	1.00					
A_1	-2.1	5.1	0.8	0.8	0.58	-2.9	10.3	0.7	0.8	0.50					
A_2	-1.2	6.4	0.8	1.3	0.32	0.4	8.3	0.8	1.3	0.31					

As can be observed in Table 2, the mean values of D_{min} are all negative. The strategies are thus expected to fail. However, the expected intensity of failure, measured by the absolute value of D_{min} for negative values, is much higher for the zero alternative, in which no action is taken, and for A_1 . In contrast, this value is lower for alternative A_2 , the strategy that combines beach nourishment with groin construction. Furthermore, its probability of failure is about 1/3, a value considerably lower than the failure probability values for A_1 , which is close to 0.6, and for A_0 , that is almost certain to fail. Regarding the number of years that the alternatives will fail, there is a very high probability that A_0 fail during the entire five-year period whereas A_1 and A_2 are expected to fail for only one year.

According to the results obtained in our study, failure is very likely to occur in coastal stretch D, whose values are closer to those obtained for the entire beach. Failures were found to be severe for A_0 (expected $D_{min}^D = -52.3$ m) with very high standard deviations (approx. 23.2 m). These values indicate

that there is a high probability that the retreat of the shoreline will affect the area protected by the beach. Since this area is the land that has been reclaimed for agriculture, such a retreat would only affect the illegal settlements that will very likely be dismantled anyway in order to restore the wetlands.

If this stretch is excluded from the analysis, the next most vulnerable stretch is *C*. It is very probable that alternatives A_1 will fail during one year. The failure probability of A_2 is approximately 0.3. The number of years during which this strategy is expected to fail is between 1 and 2. These failures, however, will not be very serious as they would merely mean a minimum gain in dry beach area which is slightly less than the 10 m targeted value.

None of the alternatives failed in any of the simulations at stretches *A* and *B*. The minimum gain in dry beach at *A* and *B* was found to be considerably higher than the 10m value in all cases. In reference to these stretches, alternative A_2 was expected to result in a minimum beach width that was slightly smaller than that of A_1 and also with relatively higher standard deviations.

Fig. 9 represents the density functions of the random variables that measure the economic benefits. Their mean values and standard deviations are given in Table 3, which highlights the best alternative that a stakeholder would select, based only on the criteria that represents his/her interests.

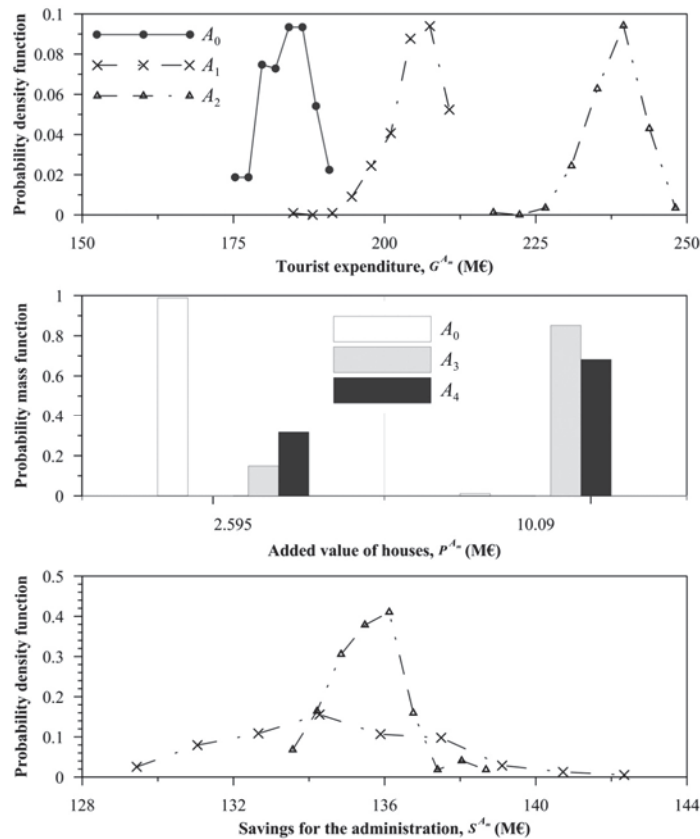


Figure 9. Probability density functions of the random variables that measure the economic benefits

	μ_G (M€)	σ_G (M€)	μ_P (M€)	σ_P (M€)	μ_S (M€)	σ_S (M€)
A_0	183.8	3.8	2.7	0.9	150.0000	0.0000
A_1	204.9	4.3	8.9	2.7	134.6	2.6
A_2	238.0	4.3	7.7	3.5	135.5	1.0

Alternative A_2 has the highest mean value for G and its standard deviation (approx. 4.32 M€) is of the same order of magnitude as for A_1 . Therefore, if this were the only variable considered (the one representing the interests of the local population), the most sensible choice would be alternative A_2 . Homeowners, on the other hand, would be more likely to select A_1 , which has the highest expected value with a relatively small variance. In contrast, the administration would be more interested in the

most economical alternative. Since the preservationist option, A_0 , is not viable, the government's choice would be alternative A_2 , the strategy that involves beach nourishment combined with the construction of groins.

These discrepancies among interest group preferences reflect the advisability of using multi-criteria analysis to obtain a compromise solution.

Fig. 10 shows the results of the comparison of the alternatives with the SMAA-2 method. The most acceptable alternative with the highest acceptability index ($a^{A_m} = 0.57$) was found to be A_2 . Its corresponding central weight vector is $\bar{w} = (0.381716 \ 0.332965 \ 0.285319)$. This means that a typical decision maker supporting alternative A_2 would give relatively similar weights to all the criteria. Decision makers that selected A_1 as the best alternative would also give similar weights to the three criteria. As expected, the preservationist alternative obtained a very low acceptability index and a typical decision maker in favor of this alternative would be biased against two interest groups.

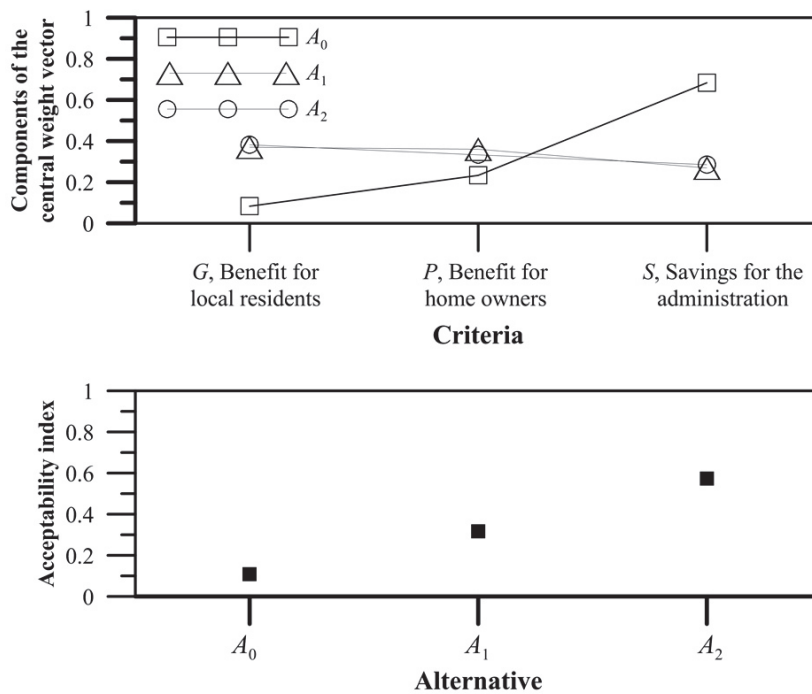


Figure 10. Results of the comparison of the alternatives with the SMAA-2 model.

CONCLUSIONS

This work applies the methodology for the management of a coastal stretch proposed by Félix et al. (2012) to Playa Granada (Spain), a beach located in the Guadalfeo river delta that is suffering severe erosion problems since the construction of a dam in the watershed. A five years period is considered. It is defined as a management target to offer a minimum beach width during the summer. Three different alternatives are designed for the analysis. Among them, one consisting in no taking any action is also considered.

The assessment of uncertainty in the effect that the implementation of the strategies have on the shoreline evolution is done following the methodology by Baquerizo and Losada (2008) with a one-line model with time dependent boundary conditions (Payo et al. 2002) coupled with a river model that allows to include the effect of regulatory activities at Rules dam (Ávila, 2007).

The shoreline position provided by the morphodynamic model is used to evaluate the performance of the different alternatives in relation to the management target and also in terms of a random vector which components represent the economic benefit for local residents, for house proprietors and for the administration.

A traditional risk analysis of performance of the alternatives reveals the convenience of adopting a multi-criteria analysis that takes into account the random character of the system. The stochastic multi-

criteria acceptability method, fed with the probability density functions of those random vectors, are then used to rank strategies, providing at the same time the relative importance given to each criterion.

It is found that the best alternative is the one that consists in the construction of a series of groins almost perpendicular to the coast and the nourishment of the beach. The selection of that alternative would not imply to have biased preferences for any of the stake holders as it would be ranked the first giving similar weights to the three economic criteria.

ACKNOWLEDGMENTS

The work done by the first author was funded by the Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT, México). The research of the other authors was carried out within the framework of the research project, *Influencia de los procesos litorales multiescala en la gestión costera* (TEP-4630), funded by the Regional Government of Andalusia.

REFERENCES

- Ávila, A. 2007. Procesos de múltiple escala en la evolución de la línea de costa. PhD Thesis. *Universidad de Granada*, Spain. 161 pp.
- Baquerizo, A. and M. A. Losada. 2008. Human interaction with large scale coastal morphological evolution. an assessment of the uncertainty. *Coastal Engineering*, Vol. 55, pp. 556-580.
- Dean, R. G. and R. A. Dalrymple. 2004. *Coastal Processes with Engineering Applications*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Exceltur, 2005. *Resumen Ejecutivo - Impactos sobre el entorno, la economía y el empleo de los distintos modelos de desarrollo turístico del litoral mediterráneo Español, Belares y Canarias*. Deloitte - Exceltur (http://www.exceltur.org/excel01/contenido/portal/encuentro/Sumario_residencial_completo.pdf)
- Félix, A., A. Baquerizo, J.M. Santiago and M. A. Losada (2012). Coastal zone management with stochastic multi-criteria analysis. *Journal of Environmental Management*, 112, 252-266.
- Junta de Andalucía. 2006. *Decreto 59/3006 de 14 de marzo por el que se acuerda la formulación del Plan de Ordenación del Territorio del Litoral de Granada*. Consejería de Obras Públicas y Transporte.
- Lahdelma, R. and P. Salminen. 2001. Smaa-2: Stochastic Multicriteria Acceptability Analysis for Group Decision Making. *Operations Research*, 49(3):444-454.
- La Caixa, 2010. Anuario Económico de España 2010.
- Losada M. A., A. Baquerizo, M. Ortega-Sánchez and A. Ávila. 2011. Coastal evolution, sea level and assessment of intrinsic uncertainty. *Journal of Coastal Research*. Special Issue, No. 59, pp. 218-228. Proceedings of the Nicholas C. Kraus Honorary Symposium.
- Losada M. A. 2012. *Las Riberas del Mar Océano (The ocean and sea shores of Spain)*. Scripts and DVDs of the RTVE series, pp 170, Bilingual edition. Ed. M.A. Losada, Universidad de Granada.
- Patronato de Turismo. 2004-2009. *Memorias 2004-2009*. Observatorio turístico de la Provincia de Granada
- Palmquist, R. B. 2005. *Property value models*. In Handbook of Environmental Economics, Vol. 2, ELSEVIER, Netherlands, pp. 763-819.
- Parsons, G. and M. Powell. 2001. Measuring the Cost of Beach Retreat. *Coastal Management*, Vol. 29, pp. 91-131.
- Payo A., A. Baquerizo and M. A. Losada. 2002. One-line model with time dependent boundary conditions. *Proc. 28th Coastal Engineering Conf.*, ASCE, World Scientific, Vol. 3, pp 3046-3052.
- Santiago, J. 2006. Evolución Ambiental y Socioeconómica como Fundamento de la Ordenación Litoral, PhD thesis, *Universidad de Granada*, Spain. 259 pp. In Spanish.
- Stynes, D.J. 1997. *Economic impacts of Tourism: A handbook for tourism professionals*. Urbana, IL: University of Illinois. Tourism Research Laboratory.