

Iniciativas Jurídicas referentes a la Contaminación Acústica Marina,  
Fase Segunda

Proyecto "Efectos y Control del Ruido antropogénico en ecosistemas marinos"

Laboratorio de Aplicaciones Bioacústicas (LAB)  
Universidad Politécnica de Cataluña (UPC)

Expediente CONAT150153NS2008029

## **Buenas Prácticas en la Gestión, Evaluación y Control de la Contaminación Acústica subacuática**

Trabajo redactado por Michel André, Maria Morell, Alex Mas, Marta Solé, y Mike van der Schaar  
(por parte del LAB), y por Cristina Álvarez Baquerizo y Liana Rodríguez Roch (por parte de  
Samara, servicios jurídicos ambientales s.c.)

30 de Junio de 2009

## INDICE

Introducción; el sentido de este trabajo y explicación de su contenido; dificultades y limitaciones.

1. El problema de la contaminación acústica marina

2. Conceptos básicos de acústica

3. Fuentes sonoras

3.1. Fuentes de ruido

3.2. Fuentes de señales acústicas

3.2.1. Antropogénicas

3.2.2. Biológicas

4. Los cetáceos como bioindicadores; Señales acústicas y cetáceos: percepción del medio

5. Varamientos atípicos

6. Efectos de la contaminación acústica de origen antropogénico en cetáceos

6.1. Enmascaramiento de la señal

6.2. Trauma acústico (TTS/PTS)

6.3. Efectos en el comportamiento

6.4. Alteraciones o lesiones no auditivas

6.4.1. Formación de burbujas. Lesiones traumáticas debidas a explosiones

6.4.2. Estrés

6.4.3. Reproducción

7. Evaluación del Riesgo

7.1. Definición

7.2. Criterios de impacto físico

7.3. Criterios de cambio de comportamiento

8. Soluciones de mitigación y gestión

8.1. Reducción de los niveles de las fuentes de ruido antropogénico

8.2. Mitigación de los efectos derivados del uso de señales acústicas

8.3. Monitoreo y seguimiento de actividades generadoras de contaminación acústica submarina

9. Mediciones de ruido antropogénico

Epílogo; Necesidades de investigación

## TABLAS

Tabla 1- Comparación de fuentes submarinas de sonidos de origen antropogénico

Tabla 2. Grupos funcionales según las características auditivas de cetáceos

Tabla 3.- Tipos de sonidos antropogénicos que pueden afectar a los mamíferos marinos

Tabla 4.- Resumen de los artículos destacados sobre el enmascaramiento de la señal realizados en cetáceos

Tabla 5. Resumen de los artículos destacados sobre la pérdida auditiva realizados en cetáceos

Tabla 6. Resumen de los artículos destacados sobre cambios en el comportamiento debido al ruido de origen antropogénico realizados en cetáceos

Tabla 7.- Evidencias documentadas de estrés y otros efectos fisiológicos inducidos por actividades humanas en cetáceos

Tabla 8.- Resumen de fases y elementos del "Marco de riesgo" del impacto del sonido antropogénico sobre mamíferos marinos con expresión del grado de incertidumbre científica existente para cada uno de ellos

Tabla 9.- Criterios de lesión física propuestos para cetáceos expuestos a eventos acústicos "discretos"

Tabla 10.- Tipos de sonidos, características acústicas y ejemplos seleccionados de fuentes sonoras antropogénicas

Tabla 11.- Escala de severidad observada en respuestas de comportamiento en mamíferos marinos en libertad y en cautividad sujetos a varios tipos de sonido antropogénico

Tabla 12. Recomendaciones de investigación para varias áreas necesarias para mejorar el criterio futuro para exposiciones sonoras de mamíferos marinos

## ANEXOS

ANEXO I. Glosario de términos

ANEXO II. Lista de abreviaturas

ANEXO III. Bibliografía

ANEXO IV. Áreas especialmente sensibles de la costa española por su presencia de cetáceos.

ANEXO V. Cetáceos presentes en Aguas Españolas

## Introducción; el sentido de este trabajo y explicación de su contenido; dificultades y limitaciones.

El [origen de este trabajo](#) se encuentra en el proyecto "*Efectos y Control del Ruido antropogénico en ecosistemas marinos*", en su parte relativa a iniciativas jurídicas. En el Informe de este Proyecto en su primera Fase, (Diciembre de 2008) se concluía que el nivel de complejidad competencial de los temas marinos, unido al hecho de que existen aun dificultades y lagunas de carácter científico por cubrir y resolver, desaconsejaban por el momento la formulación de un proyecto de ley sobre contaminación acústica marina. Sin embargo, sí se sugería la elaboración de un Documento de "Buenas Prácticas" que fijase el *estado del arte* en este tema y que pudiera ser empleado por las administraciones públicas y los promotores de proyectos capaces de generar contaminación acústica, tanto en el marco de las evaluaciones de impacto ambiental como en la elaboración de planes de gestión para las áreas marinas protegidas. Es de vital importancia que las actividades que generan efectos de contaminación acústica en el mar sean monitorizadas. De este modo, este trabajo podrá derivar a corto plazo en un *Protocolo de aplicaciones* que a su vez, abrirá el camino para la preparación, si es necesario, de iniciativas legislativas propiamente dichas.

Las [fuentes sonoras producidas por actividades humanas](#) presentan efectos físicos, fisiológicos y de comportamiento sobre la fauna marina: mamíferos, reptiles, peces e invertebrados, efectos que pueden ser de diverso rango según la cercanía a la fuente sonora. Estos impactos, por ejemplo, incluyen una reducción de la abundancia de especies pesqueras hasta en un 50% en las zonas de prospección<sup>1</sup>, cambios de comportamiento y rutas migratorias de cetáceos<sup>2</sup>, y daños de distintos rangos, incluidos físicos, en vertebrados e invertebrados marinos<sup>3</sup>. Pueden existir además efectos a largo plazo debido a exposición crónica y el sonido puede afectar a los animales indirectamente debido a cambios en la accesibilidad de sus presas, que sufren a su vez los efectos de la contaminación acústica. Estos daños podrían afectar de forma significativa a la conservación de las poblaciones de especies de fauna marina amenazadas que utilicen áreas contaminadas acústicamente como ruta migratoria, área de reproducción o alimentación.

Evaluar el impacto acústico de fuentes sonoras artificiales en el medio marino es, en la actualidad, una tarea costosa, por varios motivos. El primero es la [relativa falta de información sobre el mecanismo de proceso y análisis de sonidos por parte de los organismos marinos](#). Aunque somos capaces de grabar y catalogar la mayoría de estas señales, no conocemos aun su papel e importancia en el equilibrio y desarrollo de las poblaciones. En segundo lugar, [el posible impacto de emisiones sonoras no sólo concierne los sistemas de recepción auditiva sino que puede intervenir a otros niveles sensoriales o sistémicos y resultar letal para el animal afectado](#). Si a estas dos razones de peso se añade el hecho que una exposición puntual o prolongada a un ruido determinado puede tener consecuencias negativas a medio y largo plazo y por lo tanto no observarse de inmediato, se entiende, sin excusar la falta de previsión ni de medios para investigar, la gran dificultad a la cual se está confrontando la comunidad científica para obtener unos datos objetivos que permitan controlar de forma efectiva la introducción de ruido antropogénico en el mar.

Adicionalmente, nos encontramos con un problema grave, que es el relativo a la [homogenización de las mediciones](#). Por el momento no existe aún un protocolo de

<sup>1</sup> Engås *et al.* 1993, Skalski *et al.* 1992

<sup>2</sup> Richardson *et al.* 1995b, Gordon y Moscrop 1996

<sup>3</sup> Bohne *et al.* 1985, Gordon *et al.* 1998b, McCauley *et al.* 2000; Guerra *et al.* 2004.

toma de medidas en la contaminación acústica marina ni tampoco un acuerdo sobre la expresión de estas medidas. Mientras el problema va resolviéndose, en este trabajo se han recogido los aspectos relativos a mediciones y su expresión tal como la ciencia los ha venido generando, en la idea de que aún de un modo heterogéneo o fragmentado, las indicaciones contenidas podrán ser útiles para orientar las acciones preventivas y de gestión precisas para avanzar en el control de la contaminación acústica.

En este trabajo se han empleado a los Cetáceos como indicadores. Los mamíferos marinos, y especialmente los cetáceos, dependen del intercambio acústico para un gran número de actividades y comportamientos vitales como la comunicación, orientación, relación con el medio, alimentación, y la gran mayoría de actividades dentro de un grupo social (cohesión, alarmas, relaciones materno-filiales, etc.). Debido a su papel fundamental en el equilibrio de la cadena alimenticia marina, los cetáceos representarán en este proyecto los bioindicadores de las interacciones con el ruido de origen antropogénico.

Por último, y respecto del contenido de este Documento, señalamos los siguientes aspectos de interés con carácter introductorio:

- A la hora de tratar las "Fuentes sonoras", se separan las "Fuentes de Ruido" de las "Señales acústicas". La razón para esta separación reside en lo siguiente: las actividades humanas en el mar pueden generar ruido residual, asociado a la actividad pero sin que contenga o busque información. El ruido de los barcos, el que deriva de la construcción de plataformas oceanográficas o petrolíferas, las turbinas de viento o la perforación del subsuelo marino, por ejemplo, entrarían en esta categoría de "ruido"; se trata de actividades que "podrían" prescindir del ruido, si se contase con la tecnología o prácticas adecuadas y disponibles. Pero otro conjunto de actividades tales como el sonar militar o industrial, o las campañas sísmicas o geofísicas, se basan en la utilización de señales acústicas, es decir, fuentes sonoras que se introducen en el medio para extraer una información, y difícilmente pueden ser sustituidas, si acaso, trasladadas. Finalmente, consideraremos también como señales acústicas las fuentes biológicas producidas por organismos marinos.
- Los seis primeros apartados del Documento, tratan de resumir y exponer el "estado del arte" en materia de contaminación acústica submarina y su impacto ambiental sobre las especies escogidas como bioindicadores; es decir, los cetáceos. A partir del epígrafe 7 se ofrecen herramientas que pueden ser aplicadas a la elaboración de Evaluaciones de Impacto Ambiental o incorporadas a los Planes de gestión de las Áreas Marinas Protegidas o a las zonas marinas Natura 2.000. Todas ellas precisarán de un cuidadoso seguimiento, que permita no solo evaluar la corrección de su implantación, sino también la mejora de los datos e información científica disponible.

Este Documento se ha concebido como la primera pieza de un proceso abierto. Sus autores esperan que su contenido sea analizado y mejorado a través no solo de las consultas previas a que será sometido, sino, particularmente, a través de su aplicación, por parte de las administraciones públicas, a los supuestos de Evaluación de Impacto ambiental de Planes, Programas y Proyectos que cuenten con impacto acústico submarino o a la elaboración de los Planes de Gestión de Áreas marinas Protegidas. Por ello es de esperar que en un futuro no lejano se hagan públicas nuevas versiones del mismo, que permitan la elaboración de un Protocolo de actuaciones en sentido estricto. Que esto ocurra dependerá, en buena parte, de que se cubran las necesidades de investigación existentes que se anexan, como epílogo, al final de este trabajo.

## 1. El problema de la contaminación acústica marina

En los últimos cien años la introducción de ruido antropogénico en el medio marino ha crecido hasta una escala nunca experimentada. No cabe duda, por lo tanto, que en la última etapa de su historia, los organismos marinos superiores, en particular los cetáceos, no han desarrollado todavía la capacidad de adaptar su sistema de audición a fuentes sonoras importantes cuyo impacto se desconoce en la funcionalidad de sus sistemas vitales.

Las fuentes de contaminación acústica marina producidas por las actividades humanas incluyen, entre otras, el transporte marítimo, la exploración y producción de gas y petróleo, el sonar militar e industrial, las fuentes de acústica experimental, las explosiones submarinas, militares o civiles, las actividades de ingeniería y el ruido de aviones supersónicos, y la construcción y operación de parques eólicos.

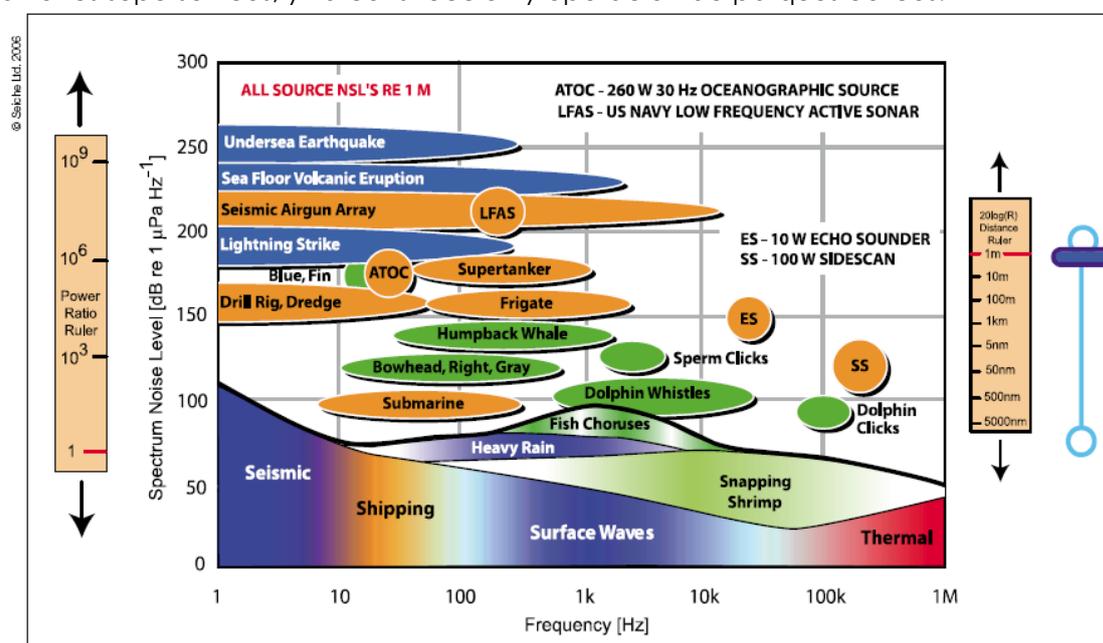


Figura 1.- Niveles de sonido y frecuencias de fuentes sonoras antropogénicas y naturales del medio marino<sup>4</sup>

Estas fuentes sonoras se introducen en el espacio acústico y físico de los organismos marinos (Figura 1) y no existen actualmente niveles de referencia que permitan prever las consecuencias negativas de estas interacciones a corto, medio o largo plazo sobre el equilibrio natural de los océanos y sus efectos sobre la biodiversidad marina.

Las fuentes sonoras producidas por actividades humanas presentan impactos físicos, fisiológicos y de comportamiento sobre la fauna marina - mamíferos, reptiles, peces e invertebrados -, impactos que tendrán distinta gravedad según la cercanía a la fuente sonora. Estos impactos, como hemos señalado ya en el apartado introductorio, incluyen una reducción de la abundancia de especies pesqueras hasta en un 50% en las zonas de prospección<sup>5</sup>, cambios de comportamiento y de las rutas migratorias de

<sup>4</sup> Boyd *et al.* 2008

<sup>5</sup> Engas *et al.* 1993, Skalski *et al.* 1992

cetáceos<sup>6</sup> y daños de distintos tipos, incluidos físicos, en vertebrados e invertebrados marinos<sup>7</sup>.

Aunque el ruido ambiental en tierra fue regulado con anterioridad, la contaminación acústica marina se ha introducido en los marcos legales internacionales sólo recientemente,<sup>8</sup> tras pasándose a las regulaciones nacionales de algunos países como el Reino Unido.

El Consejo Superior de la Sociedad Europea de Cetáceos (*European Cetacean Society*), sociedad que agrupa a los 500 científicos europeos que dedican sus investigaciones a la biología de los cetáceos, considera que<sup>9</sup>:

- se necesita de forma urgente investigación sobre los efectos de la contaminación acústica humana en el mar, investigación que deberá conducirse bajo los más altos estándares de credibilidad científica, evitando los conflictos de intereses.
- se deben desarrollar e implementar lo antes posible medidas de mitigación no intrusivas.
- se tendría que limitar el uso de fuentes sonoras submarinas potentes hasta que se conozcan los efectos a corto, medio y largo plazo sobre los mamíferos marinos y evitar este uso en áreas de concentración de estas especies.
- se deben desarrollar instrumentos legislativos en materia de contaminación acústica marina que permitan cumplir las políticas europeas y nacionales de protección de la biodiversidad marina<sup>10</sup>.

Aún más recientemente, la Convención sobre Especies Migratorias (CTM), reconociendo que ...

*el ruido antropogénico en los océanos constituye una forma de contaminación que puede degradar el medio marino y tener efectos adversos sobre la fauna, pudiendo llegar hasta la muerte de individuos y reafirmando que la dificultad en determinar el impacto acústico negativo sobre cetáceos requiere establecer principios de precaución en casos donde el impacto es posible,*

acaba de publicar entre otras resoluciones,<sup>11</sup> una que urge a los organismos que ejercen jurisdicción sobre cualquier especie de organismos marinos listados en los apéndices de la CMS, a...

*...desarrollar medidas de control del impacto de emisiones acústicas provenientes de actividades humanas en hábitats susceptibles de servir de concentración o de lugar de paso de especies amenazadas y de llevar a cabo estudios de impacto ambiental sobre la introducción de sistemas que pueden producir ruido y riesgos derivados para especies de mamíferos marinos.*

---

<sup>6</sup> Richardson *et al.* 1995b, Gordon y Moscrop 1996

<sup>7</sup> Bohne *et al.* 1985, Gordon *et al.* 1998, McCauley *et al.* 2000, Guerra *et al.* 2004

<sup>8</sup> Estas regulaciones incluyen los artículos 192, 194 (2,3), 206 y 235 de UNCLOS 1982, y UNCED 1992

<sup>9</sup> Conclusiones del el 17 Congreso Internacional de esta sociedad celebrado en Las Palmas de Gran Canaria en marzo de 2003 bajo el tema principal *Marine Mammals and Sound*

<sup>10</sup> André y Nachtigall 2007

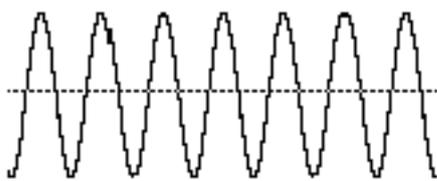
<sup>11</sup> Novena reunión de las partes, Roma 2008

## 2. Conceptos básicos de acústica

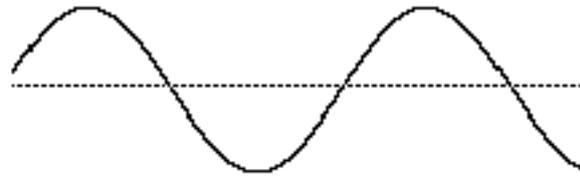
Es importante tener en cuenta que los términos "sonido", "ruido" y "señal" son diferentes, y además, pueden significar diferentes cosas en diferentes idiomas. Los términos "ruido" y "sonido" no son sinónimos<sup>12</sup>. El sonido es un término alusivo a cualquier energía acústica. El ruido, por su parte, es un tipo de sonido que es indeseado para quien lo oye. Lo contrario de ruido es una señal; es decir, un sonido que contiene una información útil o deseable. Así, un sonido particular puede ser un ruido para unos y una señal para otros<sup>13</sup>.

El **sonido** es un fenómeno físico que consiste en la oscilación mecánica de las partículas de un medio elástico, producida por un elemento en vibración, que es capaz de provocar una sensación auditiva, en función de la sensibilidad del receptor. El sonido se desplaza a diferente velocidad dependiendo del medio en el que se propaga. En el caso del aire, lo hace a unos 350 m/s mientras que en el agua (un fluido mucho más denso donde las partículas se encuentran más juntas) lo hace a 1450m/s. Esto supone un cambio significativo en el comportamiento de las ondas en ambos escenarios siendo el agua el medio donde el sonido se transmite con mayor facilidad y por lo tanto a mayores distancias.

La oscilación de las partículas del agua (en este caso del mar), se produce de forma estacionaria, significando esto que las partículas se mueven respecto a una posición de equilibrio transmitiendo este movimiento a sus partículas vecinas. Esta oscilación puede ser rápida o lenta produciendo ello lo que diferenciamos por ejemplo entre sonidos graves (oscilación lenta) o agudos (oscilación rápida). Para valorar dichas oscilaciones se utiliza el concepto de frecuencia que establece las oscilaciones por segundo que se producen en las partículas del medio respecto de su posición de equilibrio. La magnitud para medir dichas oscilaciones es el Herz (oscilaciones por segundo).



**Sonido agudo**



**Sonido grave**

El sonido, se propaga en forma de ondas de presión. Una onda, es una magnitud física que se propaga en el espacio y en el tiempo. Matemáticamente se expresa como una "función" del espacio y del tiempo, pudiendo corresponder a magnitudes tan dispares como la altura de una ola de agua, los impulsos eléctricos que rigen los latidos del corazón, o incluso la probabilidad de encontrar una partícula en mecánica cuántica. Las *ondas de presión* correspondientes a las ondas sonoras son pues, variaciones de presión que se transmiten en el espacio y el tiempo resultantes del

<sup>12</sup> "Energy producers caucus" of the "Advisory Committee on Acoustic Impacts on Marine Mammals"

<sup>13</sup> ACAIMM 2006

movimiento de las partículas al moverse con respecto a su posición de equilibrio que a su vez transmiten dicho movimiento a las partículas vecinas y así sucesivamente.

Para entender la magnitud de la **Presión Sonora**, debemos partir del concepto de "**presión atmosférica**", es decir la presión que ejerce el aire ambiental en ausencia de sonido. Se mide en una unidad del SI (Sistema Internacional) denominada **Pascal** (1 Pascal es igual a una fuerza de 1 newton actuando sobre una superficie de 1 metro cuadrado, y se abrevia 1 Pa). Podemos definir la **presión sonora** como la diferencia entre la presión instantánea debida al sonido y la presión atmosférica, y también se mide en Pa. El **Nivel de presión sonora** que se expresa con las siglas "Lp" es la expresión de la magnitud de la presión sonora en unidades de dB referidas a una magnitud concreta (se comentará a continuación). La presión sonora tiene en general valores muchísimo menores que el correspondiente a la presión atmosférica. Por ejemplo, los sonidos más intensos que pueden soportarse sin experimentar un dolor auditivo agudo corresponden a unos 20 Pa, mientras que los apenas audibles están cerca de 20  $\mu$ Pa (es la abreviatura de micropascal, es decir una millonésima parte de un pascal). Las variaciones de presión que se producen en el oído son de la misma magnitud que la variación que se produciría al "subirnos" a una hoja de papel que estaría en el suelo.

Por su parte, el **Decibelio(dB)**, es la unidad de medida del Nivel de Presión Sonora. No es un valor absoluto sino relativo a una medida de referencia. Se utilizan los decibelios ya que, en mamíferos (salvando las diferencias entre especies), la percepción a nivel auditivo de las variaciones de presión no es lineal sino que se acerca más a una escala logarítmica de la que se derivan los decibelios. Las medidas en dB no son absolutas sino que se calculan en comparación a una referencia que es diferente para medidas en aire y para medidas en agua por lo que no se pueden comparar directamente entre sí. Por todo ello es fundamental incluir en las medidas, la referencia respecto a la cual se han calculado los niveles, volviéndose inútil una medida sin especificar dicha referencia. Típicamente las referencias en aire son de 20 $\mu$ Pa i en agua 1 $\mu$ Pa.

El **nivel de presión sonora** tiene la ventaja de ser una medida objetiva, y bastante cómoda, de la intensidad del sonido, pero tiene la desventaja de que está lejos de representar con precisión lo que realmente se percibe. Esto se debe a que la sensibilidad del oído depende mucho de los componentes de frecuencia del sonido percibido. La definición logarítmica de la escala de decibelios implica que un incremento de diez veces en la escala de la presión sonora expresada en Pascal, corresponde a 20 dB de incremento en el nivel de presión.

**Incremento del Nivel de presión sonora correspondiente al incremento de presión.**

| incremento de presión sonora | incremento de nivel de presión sonora |
|------------------------------|---------------------------------------|
| 1 x                          | + 0 dB                                |
| 2 x                          | + 6 dB                                |
| 10 x                         | + 20 dB                               |
| 100 x                        | + 40 dB                               |
| 1000 x                       | + 60 dB                               |
| 10000 x                      | + 80 dB                               |

Mientras los "niveles" de sonido se miden universalmente con decibelios (dB), su cálculo puede estar basado en diferentes métodos de medición o valores de referencia. Existen diferentes métodos de medición y unidades con el fin de cuantificar la amplitud y la energía de la señal de presión sonora.<sup>14</sup>:

- o La diferencia de presión entre la máxima presión positiva y la mínima presión negativa en una onda es la presión "peak to-peak" (p-p). La amplitud "peak-peak" puede medirse directamente de los máximos a los mínimos expresándola en  $dB_{p-p}$ .
- o El pico de presión positiva de una onda se denomina presión "zero-to-peak"(0-p), y supone, aproximadamente, la mitad de la presión "peak-to-peak". En cualquier caso, la diferencia entre los dos niveles de presión correspondientes es aproximadamente de 6 dB. La amplitud "Zero-peak" puede medirse directamente desde la línea cero de presión hasta el máximo de la onda, expresado en  $dB_{0-p}$ .
- o El concepto "Root-Mean-Square-(RMS)", o valor eficaz, se refiere a una medida estadística sobre una magnitud variable. Se obtiene a partir del valor cuadrático medio de la señal en un tiempo dado por lo que cuando se mide un pulso corto los valores sonoros RMS pueden cambiar significativamente dependiendo de la duración del tiempo de análisis. La amplitud RMS se expresa en  $dB_{RMS}$  y debe siempre ir acompañada de la expresión del tiempo que se ha resuelto emplear para esa medición concreta a demás de la referencia sobre la cual se han realizado las medidas. Los valores de una señal continua medida en rms o en valor de pico se suelen diferenciar en 10-12 dB.
- o La **densidad espectral** de energía o potencia, comunmente llamada **espectro**, proporciona información sobre la distribución de la energía contenida en la señal en las diferentes frecuencias que la componen. Se expresa en dB re 1 Pa/Hz.
- o **Nivel equivalente de sonido (Leq)**: Se define el Leq como el nivel constante el cual, si se mantiene durante la misma duración que la señal a estudiar, generará la misma energía acústica al receptor que esta. Es una medida comparativa entre sonidos diferentes de la misma duración
- o **Sound Exposure Level) (SEL)** Para comparar sonidos de varios tipos o duraciones, se define el SEL como el nivel de presión de una onda constante el cual, si se mantiene durante un segundo, generará la misma energía acústica al receptor que el sonido de estudio. Se trata básicamente de un Leq normalizado en un segundo.
- o **Pérdida de la transmisión**: La presión sonora disminuye con la distancia desde la fuente a causa de los fenómenos de absorción y de dispersión de las ondas. En un escenario "ideal", sin reflexiones ni obstáculos, la presión sonora disminuye en un factor 1 sobre la distancia considerada ( $1/r$ , donde  $r$  = radio desde la fuente). En escenarios reales, debido a las diferentes capas de agua, la propagación del sonido y su atenuación pueden ser muy diferentes. Por ejemplo, la atenuación de la presión sonora puede reducirse si el sonido es canalizado a causa de la topografía del fondo marino y/o estratificado en la columna de agua. Los efectos de la topografía y características de la columna de agua a los que nos referimos pueden determinar situaciones muy

---

<sup>14</sup> Johnston *et al.* 1988; Richardson *et al.* 1995b; McCauley *et al.* 2000; LGL 2003, 2004

complejas<sup>15</sup> que a su vez deben tenerse en cuenta a la hora de establecer medidas correctoras de los impactos sonoros.

- o Los Niveles de fuente ("source levels (SL)), describen el nivel de presión sonora a una distancia nominal de un metro desde la fuente<sup>16</sup>.

Para terminar este apartado, y poder abordar el resto del documento, es importante tener en cuenta la existencia de un problema; desde el punto de vista científico no existe consenso sobre los modos de expresión de los "niveles" sonoros. Todos los valores deberían estar convertidos a los mismos valores de referencia, estar promediados en el mismo intervalo de tiempo y expresar este en todas las medidas. Esto no es así, por el momento, en términos de acústica marina. Y para poder efectuar conversiones de unas u otras expresiones, sería precisa casi siempre información adicional que muchas veces no está disponible. Aunque se ha intentado ser lo mas consistente posible en términos de expresión de niveles sonoros, es preciso tener en cuenta que a través de este Documento se encontrara una gran variación de medidas, valores, referencias y unidades para expresarlas (especialmente cuando las magnitudes provengan de citas de la literatura científica). El lector/a debe ser cauto a la hora de establecer comparaciones entre los diferentes valores y magnitudes, teniendo en cuenta este hecho.

---

<sup>15</sup> Bain y Williams 2006; DeRuiter *et al.* 2006; Madsen *et al.* 2006 b

<sup>16</sup> Urick 1983; Richardson *et al.* 1995b

### 3. Fuentes sonoras, Importancia de la diferencia entre fuentes de ruido y señales acústicas

#### 3.1. Fuentes de ruido

##### Tráfico marítimo

El tráfico marítimo es la principal fuente de ruido de fondo de baja frecuencia (5–500 Hz)<sup>17</sup> en los océanos del mundo.

El ruido de los barcos se genera, fundamentalmente por tres elementos: el motor, la maquinaria de la hélice y el flujo del agua sobre el casco. Se puede, además, provocar cavitación<sup>18</sup>, es decir, creación de "vacíos" en el agua, o zonas con presión inferior a la presión ambiente submarina, causados por el movimiento rápido de un objeto (buque, hélices) en su seno. El "llenado" posterior de estos vacíos genera sonido. Los sonidos por cavitación representan el 80-85% del ruido generado por el tráfico marítimo<sup>19</sup>.

El tráfico de buques no se distribuye uniformemente por los océanos, sino que transita a través de rutas generales y costeras, diseñadas para minimizar la distancia recorrida.

Los puertos también son fuentes de ruido; aunque unas pocas docenas de puertos en el mundo manejan la mayoría del tráfico marítimo, cientos de pequeños puertos adicionales pueden ofrecer impactos significativos, dependiendo de sus características y ubicación, del mismo modo que los barcos pequeños no contribuyen significativamente al ruido global del medio marino, pero sin embargo constituyen fuentes locales sonoras en áreas costeras.

##### Exploración y producción de gas y petróleo

Las actividades de producción de gas y petróleo que generan ruido subacuático en las bajas frecuencias<sup>20</sup> incluyen diversas fases: perforaciones, emplazamiento y retirada de estructuras a mar abierto y su transporte asociado. De entre todas estas actividades, los niveles sonoros de presión asociados con la fase de perforación son los más altos<sup>21</sup>.

El ruido de los barcos encargados de la perforación está producido por la maquinaria de perforación y por las hélices y propulsores usados para el mantenimiento de la posición del barco. La maquinaria de perforación usada más comúnmente son los llamados "jack-up rigs" (torres o plataformas autoelevables). La perforación genera, además, ruido complementario debido a las embarcaciones de suministro y helicópteros de apoyo.

<sup>17</sup> Por debajo de 600 Hz (OSB 2003)

<sup>18</sup> Ross 1987, 1993.

<sup>19</sup> El ruido de los barcos oscila entre niveles mínimos de 115 dB re 1  $\mu$ Pa a 1 m para pequeños barcos (Au y Green 2000) a 180-190 dB re 1  $\mu$ Pa a 1 m para superpetróleos (Hildebrand 2005). Hay considerable información disponible en la literatura para tráfico marítimo y niveles de fuente (Gray y Greeley 1980; Institute of Shipping Economics and Logistics 1989; Jennete 1993; Lloyd's Register of Ships 1989; Molinelli *et al.* 1990; Revello y Klingbeil 1990; Ross 1987; Scrimger *et al.* 1990; Scrimger y Heitmeyer, 1991, Richardson *et al.* 1995b; Erbe y Farmer 2000).

<sup>20</sup> <50 Hz

<sup>21</sup> Pudiendo alcanzar hasta los 185-191 dB re 1  $\mu$ Pa a 1 m (Richardson *et al.* 1995b; WDCS 2003).

Las actividades asociadas con la industria de exploración de petróleo han constituido, históricamente, la mayor fuente de actividad acústica de aguas superficiales (<200m). En los últimos años estas actividades se están desplazando a aguas profundas (hasta 3000 m). La perforación y producción en aguas profundas tienen el potencial para generar mayores niveles de ruido que la producción en agua superficial, debido al tipo de buques y maquinaria de perforación empleados, y a las plataformas de producción flotantes. Además, el ruido generado en aguas profundas puede asociarse fácilmente a un canal profundo, por donde el sonido se propagaría a larga distancia.

## Dragados

El dragado marino se suele llevar a cabo en las aguas costeras, para conseguir más profundidad en canales y puertos, ganar terreno al mar o extraer recursos marinos. También en este caso vamos a encontrar dos tipos de actividad como fuente de ruido; la de los propios barcos dragadores y la de la maquinaria empleada<sup>22</sup>.

## Parques eólicos marinos

Existen tres fases en el ciclo de vida de un parque eólico marino; la construcción, la explotación y el desmantelamiento. En cada una de estas fases el ruido subacuático puede proceder de una amplia variedad de fuentes.

Durante la construcción, el ruido proviene de actividades de pre-instalación, tales como los estudios topográficos, el aumento de tráfico marítimo, el hincado de pilotes, el dragado, la apertura de zanjas y la perforación. Durante la fase de operación y explotación pueden surgir también ruidos provenientes de varias fuentes, entre ellas el ruido aerodinámico de las hojas y la caja de cambios. El desmantelamiento puede implicar ruido de cortes hidráulicos, cortes por chorro abrasivo o el uso de cargas de corte<sup>23</sup>.

## Explosiones

Prohibidas ya las explosiones nucleares, las explosiones submarinas que se utilizan para la investigación marina, para la construcción y eliminación de estructuras submarinas, (principalmente por la industria petrolífera), y para pruebas militares, son, en la actualidad de carácter químico<sup>24</sup>.

---

<sup>22</sup> Han sido registrados niveles de fuente para las operaciones de dragado que van desde 160 a 180 dB re 1  $\mu$ Pa a 1 m para un tercio de octava con un pico de intensidad entre 50 y 500 Hz (Grané y Moore 1995).

<sup>23</sup> Los niveles de fuente omnidireccionales están a menudo en el rango aproximado de los 185-195 dB rms re 1  $\mu$ Pa a 1 m, los niveles de pico pueden alcanzar hasta los 260 dB re 1  $\mu$ Pa a 1 m en ausencia de medidas de reducción del sonido con la mayor parte de la energía en el rango de las bajas frecuencias entre 40 y 1000 (o 2000) Hz (CDoT 2001; Nedwell *et al.* 2003; Nedwell y Howell 2004; Rodkin y Reyff 2004)

<sup>24</sup> Algunas armadas realizan pruebas para confirmar la resistencia de sus barcos a explosiones submarinas y para ello utilizan más de mil Kg. de explosivos (Hildebrand 2004), generando un sonido de baja frecuencia de niveles de presión de hasta 299 dB re 1  $\mu$ Pa a 1 m.

## 3.2. Señales acústicas

### 3.2.1. Señales acústicas antropogénicas

#### Estudios sísmicos

La realización de estudios sísmicos en el medio marino tiene por objeto, en general, el análisis de la composición de los fondos marinos y es la principal técnica para la localización de reservas de petróleo y gas natural. También se realizan por parte de los investigadores científicos, para recoger información sobre el origen de La Tierra y el movimiento de las placas de la corteza terrestre.

Las ondas de presión necesarias para la realización de un estudio sísmico se consiguen mediante “disparos” de aire comprimido efectuados por cañones de aire alimentados por potentes compresores. Los cañones liberan un determinado volumen de aire a alta presión, creando una onda de presión sonora y la expansión y contracción de la burbuja de aire liberada. Los cañones pueden ir montados en un buque o dispuestos en un dispositivo (de decenas a centenares de metros de longitud), remolcado por el propio buque (array). El dispositivo remolcado, suele incluir también un cierto número de sensores de sonido (hidrófonos), que detectan las ondas de presión reflejadas por el fondo marino formando, en un receptor adecuado, una imagen de la superficie del fondo marino y de las capas de roca y sedimentos que se encuentran por debajo del mismo.

Una operación de reflexión sísmica submarina incluye una serie de pases en paralelo a través de un área por un barco que arrastra los *arrays* de cañones de aire comprimido e hidrófonos.

Actualmente<sup>25</sup> hay alrededor de noventa barcos dedicados a este tipo de estudios para explotaciones industriales en todo el mundo<sup>26</sup>.

Un estudio de ruido ambiente del Atlántico Norte ha indicado que la actividad por cañones de aire comprimido que se desarrolla a lo largo de los márgenes continentales se propaga hacia el océano profundo con una componente de baja frecuencia significativa,<sup>27</sup> habiendo sido detectadas en localizaciones a más de 3000 Km. de los hidrófonos receptores.

#### Sonar

Los sistemas de sonar crean energía acústica intencionadamente para explorar el océano. Buscan información acerca de los objetos dentro de la columna de agua, en el fondo del mar, o en el sedimento. El sonar emite energía acústica de alta intensidad y recibe la energía reflejada y/o dispersa. Hay una amplia gama de sistemas de sonar que se utilizan para aplicaciones civiles y militares. Los sistemas sonar se pueden calificar como de baja frecuencia (<1 kHz), de media frecuencia (1-20 kHz), y de alta frecuencia (> 20 kHz).

---

<sup>25</sup> IWC 2006 a

<sup>26</sup> Las señales emitidas por los *arrays* de cañones de aire comprimido producen un nivel de fuente de cómo máximo 259 dB re 1  $\mu$ Pa a 1 m de presión de salida (Greene y Moore 1995). Estas señales son de baja frecuencia (por debajo de los 200-250 Hz) con la mayor energía entre los 10-120 Hz y un pico de energía sobre los 50 Hz (Dragoset 1990; Richardson *et al.* 1995b; Gausland 2003; Tolstoy *et al.* 2004; Parkes y Hatton 1986; Caldwell y Dragoset, 2000). Por encima de los 250 Hz la energía acústica emitida disminuye al aumentar la frecuencia, aunque pueda llegar hasta los 100 kHz. (Decruiter *et al.* 2006; Goold y Coates 2006; Bain y Williams 2006; Sodal 1999; Madsen *et al.* 2006 b).

<sup>27</sup> Nieuwkerk *et al.* 2004

El **sonar militar** se utilizan para la detección, localización y clasificación de blancos. Generalmente cubren un rango de frecuencias muy amplio con unos niveles de fuentes mayores que el sonar civil y operan durante tanto ejercicios de entrenamiento como en combate.

El **sonar activo de baja frecuencia (LFA)** se usa para la vigilancia a gran escala; están diseñados para rastrear submarinos a escalas de cientos de kilómetros. Se utilizan barcos de soporte especializados para desplegar el LFA, que consisten en un *array* de elementos fuente suspendidos verticalmente bajo el barco <sup>28</sup>

Los **sonares tácticos** de guerra antisubmarinos **de media frecuencia**<sup>29</sup> están diseñados para detectar submarinos a decenas de kilómetros. La mayoría de las armadas emplean el sonar de media frecuencia para el sondeo a gran profundidad, la comunicación entre plataformas y los dispositivos de activación.

Por su parte, el **sonar de alta frecuencia** suele estar incorporado en armas como torpedos y minas o en sistemas de contramedidas (defensa) frente a minas y artefactos antitorpedos. Están diseñados para operar en rangos espaciales que van de unos pocos cientos de metros a varios kilómetros. Estos sonares son altamente direccionales y utilizan señales pulsadas. Otros tipos de sonar de alta frecuencia militares incluyen sonares que escanean a los lados para el mapeado del fondo y operan a frecuencias cercanas a los 100 kHz.

Los barcos y submarinos militares utilizan la acústica para sus comunicaciones. Actualmente se están desarrollando también sistemas de comunicación civil submarina, - tales como el sistema holandés "ACME"-<sup>30</sup> para evitar que los barcos encallen en las aguas costeras o portuarias.

Los sistemas de **sonar comerciales** se emplean para encontrar pesca, sondear a gran profundidad y hacer perfiles de la columna de agua. Las sondas de profundidad comerciales y pesqueras han sido ideados para focalizar el sonido en un haz dirigido hacia abajo. Por su parte, las sondas de profundidad y los dispositivos que hacen perfiles de la columna de agua a media profundidad han sido diseñados para localizar el fondo marino y para sondear por encima de él, respectivamente. Operan en aguas principalmente costeras y superficiales. Los dispositivos para buscar pesca se utilizan tanto en aguas profundas como en áreas superficiales<sup>31</sup>.

Los sistemas de **sonar de investigación**. Hay diferentes diseños de sonar "civiles" que se emplean para diversas tareas de investigación, tales como medición de aguas profundas, cartografiado de los fondos marinos y capas sedimentarias o localización de bancos de peces u otros objetos. El sonar de investigación puede estar instalado en

---

<sup>28</sup> Estos sistemas se han diseñado para proyectar haces de energía en la dirección horizontal y el nivel efectivo de fuente para un *array* de LFA puede ser de 235 - 240 dB re 1  $\mu$ Pa a 1 m en el eje horizontal (Zimmer 2003).

<sup>29</sup> Como por ejemplo el sonar AN/SQS-53C y el AN/SQS 56. El AN/SQS-53C es el sonar de barco más avanzado de la armada de Estados Unidos y genera pulsos de frecuencia modulada entre unos 2 y 8 kHz. a niveles de fuente de 235 dB rms re 1  $\mu$ Pa a 1 m o superiores (Evans y England 2001). Tiene un *array* de transductores de 576 elementos. El sonar AN/SQS 56 tiene un nivel de fuente de 223 dB rms re 1  $\mu$ Pa a 1 m

<sup>30</sup> Utilizando sonidos de frecuencias alrededor de los 12 kHz y niveles de fuente de 125-133 dB( $L_{eq}$  re 1  $\mu$ Pa (Kastelein *et al.* 2005, 2006)

<sup>31</sup> Generan típicamente sonidos a frecuencias de 3-200 kHz (las ecosondas entre 8-30 kHz), con niveles de fuente en el rango de los 150-235 dB re 1  $\mu$ Pa a 1 m

los cascos de los barcos o pueden ser remolcados por ellos. Generalmente emplean señales de media frecuencia<sup>32</sup> dependiendo del objeto a localizar y de la profundidad. La longitud de la señal es relativamente corta, los ciclos de trabajo son pequeños y la densidad del flujo de energía es baja en comparación con el sonar militar.

### Dispositivos acústicos de disuasión y de hostigamiento

Los dispositivos acústicos de disuasión (ADDs) utilizan el sonido para ahuyentar a los mamíferos marinos de las zonas en las que tienen lugar actividades pesqueras. La idea de estos dispositivos es la de mantener estos animales lejos de la pesca mediante la introducción de señales acústicas locales de alerta o que causen una molestia. Se argumenta que estos emisores (llamados "pingers")<sup>33</sup> se pueden emplear con la idea de reducir la captura accidental de mamíferos marinos alertándoles de la presencia de redes pesqueras u otras artes en las que pudieran sufrir daños, y conduciéndoles lejos de las mismas<sup>34</sup>.

Los dispositivos acústicos de hostigamiento (AHDs), por su parte, se utilizan para reducir la depredación, por parte de los mamíferos marinos, de pescado silvestre o en las piscifactorías. Se trata de dispositivos de alta energía con niveles de fuentes de 185–195 dB re 1  $\mu$ Pa a 1 m. Tanto los pingers como los AHDs tienen frecuencias en la banda de 5-160 kHz y generan pulsos que duran de 2 a 2000 ms.

Estos dispositivos han sido parcialmente efectivos reduciendo las capturas accidentales en algunas especies de mamíferos marinos<sup>35</sup> pero se necesitan estudios a más largo plazo para demostrar que el sonido generado no sirve para atraer a estas u otras especies, al reconocerlo como "presencia de presa". Los mamíferos marinos a veces han aprendido a percibir los AHD como la "campana de la cena", que les enseña donde cazar con más facilidad<sup>36</sup>.

Se ha experimentado con otras formas de señales acústicas subacuáticas para ver su efecto en los mamíferos marinos, con este mismo objetivo de alertar a los cetáceos e impedir que se acerquen a zonas pesqueras o barcos<sup>37</sup>. También se ha experimentado con sonidos producidos por equipos de comunicación submarina<sup>38</sup>. En este último caso, los dispositivos acústicos se emplean como ejes de una red de comunicación y de recolección de datos de seguridad marítimos. Estos dispositivos de comunicación producen diversos tipos de sonidos, incluyendo gorgogeos (*chirps*) y barridos frecuenciales.

### Experimentos científicos

El uso del sonido se utiliza a menudo en la investigación de la propagación acústica submarina y en la acústica oceanográfica.

Durante estos proyectos son transmitidas una amplia variedad de señales, anchos de banda, niveles de fuente y ciclos de trabajo. La extensión espacial de la mayoría de

---

<sup>32</sup>  $\geq 12$  kHz

<sup>33</sup> El Reglamento comunitario n.812/2004 de la Unión Europea establece algunos requisitos para el empleo de pingers

<sup>34</sup> Los pingers utilizan niveles de fuente de baja energía (130–150 dB re 1  $\mu$ Pa a 1 m) de banda ancha.

<sup>35</sup> Kraus *et al.* 1997, Culik *et al.* 2001, Bordino *et al.* 2002

<sup>36</sup> Geiger y Jeffries 1986; Mate y Harvey 1987; Jefferson y Curry 1994

<sup>37</sup> e.g. Nowacek *et al.* 2004

<sup>38</sup> Kastelein *et al.* 2005

los experimentos es de decenas de kilómetros, pero se han emprendido proyectos a escala mayor como el programa *Termometría Acústica del Clima Oceánico (ATOC)*. La termometría acústica estudia los cambios de temperatura midiendo la velocidad del sonido en el océano<sup>39</sup>, usando un sonido de baja frecuencia, que alcanza grandes distancias<sup>40</sup>. Emite a intervalos de 4 horas con un periodo de "Ramp-up" de 5 minutos y una duración de la señal con la máxima energía de 20 minutos<sup>41</sup>.

Otro proyecto de investigación con un sonar de amplia escala espacial utilizado por investigadores europeos<sup>42</sup>, utiliza fuentes a la deriva<sup>43</sup> llamadas emisores RAFOS (Ranging And Fixing of Sound). Estos dispositivos van a la deriva a profundidad y emiten periódicamente un tono de alta intensidad<sup>44</sup> o una señal continua con una duración de 80 s o más. Los sonidos son detectados por receptores distantes (de al menos 600 Km.),<sup>45</sup> y el tiempo de llegada se utiliza para determinar la localización de los emisores y por consiguiente su deriva, como indicador de las corrientes profundas<sup>46</sup>.

El sonido en el océano se utiliza para muchas otras labores científicas. Aquí sólo se han citado unas pocas. Como en las industrias del gas y el petróleo, los buques de investigación utilizan el sonido para localizar y liberar equipamiento marino sumergido produciendo una emisión acústica. El perfilador de corrientes acústico Doppler (ACDP), instalado en los cascos de los barcos, mide la velocidad y dirección de las corrientes oceánicas emitiendo una secuencia de pulsos de alta frecuencia y utilizando el llamado "efecto Doppler" para analizar su transmisión. Los correntímetros acústicos (ACM) emiten y reciben pulsos de sonido para estudiar las corrientes y las olas.

Todos estos dispositivos o bien utilizan altas frecuencias con pequeña propagación de sonido o tienen fuentes de bajo nivel.

---

<sup>39</sup> La fuente ATOC tiene un nivel de 195 dB re 1  $\mu$ Pa a 1 m y una señal transmitida que se centra a 75 Hz con un ancho de banda de 37.5 Hz (Au *et al.* 1997).

<sup>40</sup> Munk y Wunsch, 1979

<sup>41</sup> Los generadores están situados a 15 Km. de la isla de Kauai, Hawai, y aproximadamente 89 Km. al suroeste de San Francisco, California.

<sup>42</sup> NODC 1996; Lankhorst *et al.* 2004; Gascard y Rouault 2004; IfM-Geomar 2005; BODC 2006

<sup>43</sup> Rossby *et al.* 1986

<sup>44</sup> 195 dB re 1  $\mu$ Pa a 1 m, que es un barrido frecuencial de 200 a 300 Hz

<sup>45</sup> Rossby *et al.* 1986,

<sup>46</sup> NODC 1996; Lankhorst *et al.* 2004; WHOI 2004; Gascard & Rouault 2004; IfM-Geomar 2005; BODC 2006

Tabla número 1. Comparación de fuentes submarinas de sonidos de origen antropogénico<sup>47</sup>

| Fuente   | SPL (dB re 1 $\mu$ Pa a 1m) | Energía del ping (dB re 1 $\mu$ Pa <sup>2</sup> -s) | Duración del ping | Duty cycle (%) | Pico frecuencial (Hz) | Ancho de banda (Hz) | Direccionalidad |
|--|-----------------------------|---|-------------------|----------------|-----------------------|---------------------|-----------------|
| Pruebas de barcos (10,000 lb TNT)                                      | 299                         | 302   | 2 s               | Intermitente   | Bajo                  | Ancho               | Omnidireccional |
| Sonar militar (SURTASS/LFA)  | 235                         | 243   | 6-100 s           | 10             | 250                   | 30                  | Horizontal      |
| Array de cañones de aire comprimido (2000 psi, 8000 in. <sup>3</sup> ) | 256                         | 241   | 30 ms             | 0.3            | 50                    | 150                 | Vertical        |
| Sonar militar de media frecuencia (SQS-53C)                            | 235                         | 232   | 0.5-2 s           | 6              | 2600-3300             | Estrecho            | Horizontal      |
| Superpetróleo (337m eslora, 18 nudos)                                  | 185                         | -[AQ4]  | Continuo          | 100            | 23                    | 5-100               | Omnidireccional |
| Sonar de investigación (fuente ATOC)                                   | 195                         | 226   | 1200 s            | 8              | 75                    | 37.5                | Omnidireccional |
| Dispositivo acústico de hostigamiento                                  | 185                         | 185   | 0.5-2 s           | 50             | 10000                 | 600                 | Omnidireccional |
| Ecosonda (montada en el casco)   | 235                         | 218   | 20 ms             | 0.4            | 12000                 | Estrecho            | Vertical        |
| Sonar de investigación (plataforma RAFOS)                              | 195                         | 216   | 120 s             | Pequeño        | 250                   | 100                 | Omnidireccional |
| Barco de pesca (12m eslora, 7 nudos)                                   | 151                         | -[AQ5]  | Continuo          | 100            | 300                   | 250-1000            | Omnidireccional |
| Dispositivo acústico disuasivo (AquaMark 300)                          | 132                         | 127   | 300 ms            | 8              | 10000                 | 2000                | Omnidireccional |

<sup>47</sup> Tabla extraída de Hildebrand 2005.

### 3.2.2. Señales acústicas biológicas

#### Cetáceos

Los cetáceos producen una serie de señales acústicas bien para la comunicación entre miembros de un mismo grupo social, bien para la ecolocalización (sonar biológico) de blancos. Estas señales varían en los dos principales grupo de cetáceos, los odontocetos o cetáceos con dientes y los misticetos o cetáceos con barbas.

El grupo de los odontocetos comprende en todo el mundo unas ochenta especies muy diversas, con representantes en todos los mares y algunos ríos. En aguas españolas contamos con la presencia de una buena parte de estas especies<sup>48</sup>.

Sus señales de comunicación suelen incluir frecuencias medias (1-20 KHz). La mayoría de estas especies han desarrollado también un sistema de ecolocalización que opera a altas y muy altas frecuencias (20-150 KHz), utilizadas para detectar y localizar obstáculos, presas y congéneres. Las señales acústicas de los cetáceos odontocetos pueden clasificarse en tres categorías: silbidos tonales, señales pulsadas muy breves utilizadas en la ecolocalización y otras señales pulsadas menos definidas como llantos, gruñidos o ladridos.

Por otro lado, los misticetos, (llamados popular y genéricamente "ballenas") incluyen once especies con representantes en todos los mares del mundo, siete de las cuales se encuentran en aguas españolas<sup>49</sup>. Aparentemente son sensibles a las bajas y medianas frecuencias (12Hz – 8 kHz) y hasta hoy no se ha podido demostrar que estas señales puedan ser utilizadas para la ecolocalización. El repertorio acústico de los cetáceos es muy variado y presenta variaciones tanto inter- como intra-específicas.

#### Invertebrados y peces

##### Percepción de sonidos

En vertebrados inferiores e invertebrados, la percepción de los sonidos y de la presión responden a mecanismos similares por el hecho que la propagación del sonido a través de las aguas necesita una variación de presión así como un desplazamiento más o menos rápido de sus partículas. En peces teleósteos (los que tienen un esqueleto) la vejiga natatoria es un claro receptor potencial de presión, porque es flexible, está llena de gas, y reacciona a los cambios de presión variando su volumen. Además, se ha descubierto que la vejiga natatoria de muchas especies tiene una relación, directa o indirecta con la perilinfa del oído interno.

Los peces que carecen de vejiga natatoria perciben los sonidos que provienen de zonas próximas, ya que éstos se transmiten por conducción ósea, por vibración de los otolitos o por reacción de la línea lateral, siendo insensibles a sonidos distantes que sobrepasen los 400 Hz. Los peces dotados de una vejiga natatoria sin conexión con el oído interno tienen excelentes reflejos condicionados con frecuencias inferiores a 520 Hz. Algunas especies están provistas de una conexión directa que les permite percibir un nivel de frecuencia que varía entre 13 y 4000 Hz. Si un pez permanece en el fondo sin variar, por compensación, el volumen de la vejiga natatoria, no sólo pone en peligro su sistema de flotación sino que también afecta a la percepción del sonido.

En cuanto a la presión, los peces dotados de vejiga natatoria pueden percibir variaciones equivalentes a menos del 0,5% de la presión hidrostática del medio

---

<sup>48</sup> Véase Anexo V para una relación de los cetáceos presentes en aguas españolas

<sup>49</sup> Ídem nota anterior

ambiente, mientras que aquellos desprovistos de vejiga pueden sólo percibir cambios que varían entre el 2,5 y 10 %. La discriminación de frecuencias en el caso de los peces óseos, es similar a la que tiene lugar en la cóclea (el caracol membranoso del oído) de los vertebrados, aunque el mecanismo preciso en el caso de los peces óseos es desconocido

### Emisión de sonidos

A pesar de que los peces no tienen laringe, algunos pueden emitir sonidos frotando las superficies serradas de ciertos componentes de su esqueleto. Muchas especies producen sonidos muy agudos haciendo rechinar sus dientes, pero es la vibración de la pared de la vejiga natatoria, bajo la acción de músculos especializados, la que produce la mayor variedad de sonidos o repertorio de llamadas emitidos por los peces.

El sonido producido por invertebrados marinos no ha sido investigado tan extensamente como en el caso de los peces y mamíferos marinos. Sin embargo, los sonidos producidos por unas 40 especies de langostas marinas (*Palinuridae*) y algunos camarones (*Alpheus*) han sido bien descritos. Los percebes y otros moluscos también producen sonidos, aunque sus mecanismos de producción no se han estudiado en gran detalle.

La mayoría de invertebrados marinos conocidos por producir sonidos lo consiguen frotando dos partes del cuerpo. Los camarones son una excepción; producen un chasquido al cerrar una pinza especializada creando cavitación y formando una burbuja que genera una presión acústica de 80 kPa a una distancia de 4 cm. de la pinza cuando la burbuja se colapsa. La presión es suficientemente fuerte como para matar peces pequeños<sup>50</sup>.

Las langostas marinas no tienen pinzas, producen un sonido áspero friccionando sus antenas. Se cree que emplean este sonido para repeler a los depredadores.

Los mejillones (*Mytilus edulis*) producen sonido con su biso, el cual se usa para adherirse a sustratos duros. A temperaturas por encima de los 10°C los mejillones pueden producir chasquidos estirando y rompiendo el biso. No está claro que estos sonidos se produzcan intencionadamente.

Los cangrejos violinistas comprenden 97 especies del género *Uca*, cuyos machos son reconocidos por sus pinzas asimétricas. Los machos utilizan la pinza engrosada para producir sonido golpeando varias partes de su cuerpo o el sustrato donde se encuentran. Una gran variedad de sonidos producidos de esta forma se han descrito como tamborileos, bocinazos, silbidos, "rappings" y sonidos ásperos. Se han identificado sonidos específicos de cada especie basados en diferentes frecuencias y tiempos de intervalos. Por ejemplo, la especie *Uca pugilator* produce sonidos *rapping* entre 600 y 2400 Hz, mientras que *Uca rapax* produce sonidos entre 300 y 600 Hz.

Los erizos de mar tropicales *Diadema setosum* producen sonidos chispeantes con el rozamiento de sus espinas al moverse. Estos sonidos también se pueden producir el rozamiento entre la linterna de Aristóteles (una estructura masticadora muy especializada) y su exoesqueleto durante la alimentación y reproducción.

---

<sup>50</sup> Versluis *et al.* 2000

#### 4. Los cetáceos como bioindicadores; Señales acústicas y cetáceos: percepción del medio

Como se ha expuesto en el apartado introductorio, la elección de los cetáceos como bioindicadores de la contaminación acústica del mar, no es fortuita. El medio marino, como todo medio natural, se organiza sobre la base del equilibrio de los organismos que lo habitan, cada uno de los cuales se sitúa a un nivel trófico específico que permite el desarrollo de los niveles superiores. Un desajuste de cualquier de estos niveles desequilibra la cadena, en los dos sentidos. Frente a un problema de conservación, el reto de los científicos es encontrar un organismo suficientemente representativo, es decir cuyo equilibrio y desarrollo pueden influir sobre el equilibrio y desarrollo del resto de la cadena trófica y utilizarlo como bioindicador frente a la fuente contaminante. Los cetáceos, por su relación de dependencia vital y casi exclusiva con la información acústica, representan hasta la fecha el mejor bioindicador de los efectos de la contaminación acústica marina.

El sistema auditivo de los cetáceos está caracterizado por una serie de adaptaciones morfológicas únicas: una de las más interesantes es la capacidad de seleccionar las frecuencias para la discriminación de imágenes acústicas a través de los canales auditivos que actúan como filtros de frecuencias.

En un organismo sano, esta selectividad de frecuencias del oído (y por lo tanto de las señales acústicas que producen y reciben) está evolutiva y directamente en relación con el uso específico de su hábitat y caracteriza, por lo tanto, a cada especie de cetáceos. Por otro lado, dentro de esta selectividad de frecuencias, la sensibilidad del oído a algunas de ellas permite medir el estado fisiológico y/o patológico del sistema auditivo de un determinado individuo y estimar su capacidad acústica para utilizar su hábitat.

Cada una de las ochenta especies de cetáceos cuenta con un repertorio acústico complejo.<sup>51</sup> Esta diversidad de señales acústicas intra e interespecíficas dificulta el análisis y limita considerablemente nuestra capacidad para estimar adecuadamente los efectos de una fuente sonora contaminante.

Cada una de las especies que componen el orden de los cetáceos presenta un repertorio acústico único, en directa relación con el hábitat donde ha evolucionado a lo largo de millones de años. Se entiende que para detectar a sus presas, una especie costera necesitará extraer con precisión los detalles a corta distancia del relieve que le rodea mientras que la ausencia de este mismo relieve requerirá de los cetáceos pelágicos (los que viven en alta mar), obtener una información a media o larga distancia sobre la presencia de tal o cual banco de peces. Sin embargo, todos los cetáceos odontocetos comparten un mismo mecanismo de producción acústica que incluye la proyección de aire a través de conductos aéreos nasales y su salida por labios vocales, localizados en la parte superior de la cabeza. A lo largo de su inmersión, este aire se recicla y les permite vocalizar, bien con fines de ecolocalización o de comunicación según el contexto social en el cual se encuentran.

La ausencia de cuerdas vocales se acompaña de otra particularidad, única también en mamíferos, la de no utilizar el conducto auditivo externo para la audición. Reciben las vibraciones auditivas a través del tejido graso situado al nivel de la mandíbula que

---

<sup>51</sup> Véase Tabla número 2

dirige la información directamente hacia el oído medio e interno donde se procesa antes de llegar al cerebro.

**Tabla número 2. Grupos funcionales según las características auditivas de cetáceos, el ancho de banda estimado y los géneros que representan cada grupo<sup>52</sup>**

| Grupo funcional según las características auditivas | Ancho de banda auditivo estimado | Género representado  |
|---|----------------------------------|--|
| Baja frecuencia                                     | 7 Hz a 22 kHz                    | Balaena, Caperea, Eschrichtius, Megaptera, Balaenoptera (13 especies/subespecies)  |
| Media frecuencia                                    | 150 Hz a 160 kHz                 | Steno, Sousa, Sotalia, Tursiops, Stenella, Delphinus, Lagenodelphis, Lagenorhynchus, Lissodelphis, Grampus, Peponocephala, Feresa, Pseudorca, Orcinus, Globicephala, Orcaella, Physeter, Delphinapterus, Monodon, Ziphius, Berardius, Tasmacetus, Hyperoodon, Mesoplodon (57 especies/subespecies) |
| Alta frecuencia                                     | 200 Hz a 180 kHz                 | Phocoena, Neophocaena, Phocoenoides, Platanista, Inia, Kogia, Lipotes, Pontoporia, Cephalorhynchus (20 especies/subespecies)   |

<sup>52</sup> Aunque el rango de frecuencias abarca un ancho de banda considerable que hace difícil la clasificación en grupos diferenciados, se considera aquí la energía central del espectro auditivo de las especies estudiadas.

## 5.- Varamientos atípicos

Un varamiento masivo es un varamiento que afecta a dos o más cetáceos, (excluyendo la unidad formada por madre y cría) vivos o muertos en una correlación de espacio y tiempo.

Un varamiento masivo "típico" es un varamiento que implica a cetáceos de la misma especie que quedan varados en el mismo lugar y más o menos a la vez.

Un varamiento masivo "inusual" o "atípico" es el que se caracteriza<sup>53</sup>:

- por afectar a diferentes especies temporal y espacialmente, o
- por ocurrir en un rango espacial más grande al mismo tiempo, o
- por ocurrir en lugares inusuales, o
- por suceder en un área abarcando un periodo de tiempo más largo, o
- por afectar a especies que normalmente no se suelen ver afectadas por varamientos.

Se ha comprobado que algunos varamientos masivos inusuales han ocurrido en una concordancia espacio/temporal coincidente con el uso de sistemas de sonar navales de alta intensidad y frecuencia media o como consecuencia de actividades militares no especificadas. Las especies más afectadas en estos varamientos atípicos son los zifios (en un 98% de los casos), siendo el Zifio de Cuvier la especie mayoritaria (81%), seguida por el Zifio de Blainville. En las Islas Canarias en 1988 vararon dos cachalotes pigmeos y en Bahamas en el año 2000 vararon dos rorcuales aliblancos

En algunos casos, como los sucedidos al oeste de Grecia en 1996<sup>54</sup>, en Bahamas en 2000, en las Islas Canarias en 2002<sup>55</sup>, o en Haro Strait en el estado de Washington, en EEUU de Norteamérica en 2003, se confirmó que los varamientos habían tenido lugar a la vez que la utilización de sonares militares de media frecuencia. Esta coincidencia también ocurrió en dos casos adicionales que han tenido lugar en las Islas Canarias en 2004 y en las costas de Almería<sup>56</sup>. Durante el incidente ocurrido en Grecia en 1996 se estaba probando un nuevo sonar militar de baja frecuencia además de estar siendo usados los habituales sonares de media frecuencia<sup>57</sup> (ver apartado 6.2).

---

<sup>53</sup> Frantzis 1998, Frantzis y Cebrian 1999, Frantzis 2004, Martín 2002, Brownell 2005, Brownell *et al.* 2005, Hohn *et al.* 2006, y Fernández 2006b

<sup>54</sup> D'Amico 1998; Frantzis 1998, 2004

<sup>55</sup> Martín 2002; Martín *et al.* 2004

<sup>56</sup> Dalton 2006; Fernández 2006b

<sup>57</sup> D'Amico 1998; Zimmer 2003; Frantzis 2004

## 6. Efectos de la contaminación acústica de origen antropogénico en cetáceos

Hay un consenso creciente sobre los impactos potenciales del sonido de origen antropogénico sobre la fauna marina. La toma de conciencia de esta cuestión ha sido reforzada por una serie de varamientos de cetáceos coincidentes con la exposición a fuentes de sonido antropogénico. El sonido de origen antropogénico puede afectar a los cetáceos de maneras diferentes, y estos efectos pueden incidir tanto a nivel individual como a nivel poblacional. La cuestión de cómo y por qué el ruido de origen antropogénico puede afectar los mamíferos marinos es bastante controvertida y es preciso considerar que controlar y corregir el ruido marino es una cuestión que puede exigir costes importantes, por lo que es preciso continuar investigando al respecto. Por el momento, pueden establecerse las siguientes relaciones:

**Tabla número 3.- Tipos de sonidos antropogénicos que pueden afectar a los mamíferos marinos<sup>58</sup>**

| Fuente   | Efectos de mayor preocupación  |
|--|--|
| Barcos   | Enmascaramiento<br>Desplazamiento de hábitat   |
| Cañones de aire comprimido   | Enmascaramiento<br>Trauma físico<br>Pérdida auditiva<br>Cambio de comportamiento<br>Desplazamiento de hábitat<br>Efectos condicionantes del comportamiento |
| Sonar activo intenso de baja o media frecuencia                          | Trauma físico<br>Pérdida auditiva<br>Cambio de comportamiento<br>Efectos condicionantes del comportamiento   |
| Hincado de pilones   | Trauma físico<br>Pérdida auditiva<br>Cambio de comportamiento<br>Efectos condicionantes del comportamiento   |
| Otros tipos de sonar (sondas de profundidad, sonares de barcos de pesca) | Enmascaramiento<br>Pérdida auditiva<br>Cambio de comportamiento<br>Efectos condicionantes del comportamiento   |
| Dragas   | Cambio de comportamiento<br>Desplazamiento de hábitat<br>Efectos condicionantes del comportamiento   |
| Perforaciones  | Pérdida auditiva<br>Cambio de comportamiento<br>Efectos condicionantes del comportamiento  |
| Artes pesqueras de arrastre  | Cambio de comportamiento<br>Efectos condicionantes del comportamiento<br>Desplazamiento de hábitat   |
| Explosiones  | Trauma físico<br>Pérdida auditiva<br>Cambio de comportamiento<br>Efectos condicionantes del comportamiento   |
| Barcos de recreo   | Enmascaramiento<br>Cambio de comportamiento<br>Efectos condicionantes del comportamiento   |
| Dispositivos acústicos   | Efectos condicionantes del comportamiento  |
| Aviones  | Efectos condicionantes del comportamiento  |

<sup>58</sup> Boyd *et al.* 2008

## 6.1. Enmascaramiento de la señal

El proceso conocido como *enmascaramiento auditivo* ocurre cuando el ruido reduce parcial o totalmente la capacidad de oír una señal. La extensión de la interferencia depende del espectro y relaciones temporales y espaciales entre las señales y el ruido de enmascaramiento, además de otros factores<sup>59</sup>.

Además de los efectos acústicos "de solapamiento" del enmascaramiento auditivo, si un mamífero puede oír un sonido, este sonido, a un nivel determinado, podrá lesionar el oído causando una reducción de su sensibilidad. El nivel mínimo al cual un sonido puede ser percibido se llama el nivel umbral de audición o *threshold*. Si un individuo necesita una intensidad significativamente mayor que la habitual para la especie, para percibir una frecuencia en particular, aparece un déficit auditivo marcado por un cambio del nivel umbral o *threshold shift*. Cualquier ruido a un nivel suficiente cambiará el umbral auditivo, mientras que unos ruidos diferentes, producidos al mismo nivel, no provocarán cambios equivalentes. Si un cambio del umbral auditivo se acompaña de lesiones de las vías acústicas, se habla de trauma acústico, que puede ser temporal o permanente en función de la duración de la exposición.

Así, el enmascaramiento es el incremento del umbral de audición para un sonido debido a la presencia de otro sonido<sup>60</sup>. Se ha afirmado<sup>61</sup> que el enmascaramiento de una señal es especialmente pronunciado si el espectro frecuencial del ruido de enmascaramiento se superpone en la banda crítica alrededor de la frecuencia de la señal.

La mayor parte de actividades subacuáticas producen sonido de baja frecuencia. Este ruido podría enmascarar potencialmente las señales de comunicación de todos los mysticetos y de algunos odontocetos, como los cachalotes, que utilizan frecuencias por debajo de 1 kHz. Las consecuencias directas de este enmascaramiento de las señales de comunicación y relación pueden ser de diversos tipos: disgregación de grupos, reduciendo una parte fundamental de interacción con su medio natural (ecolocalización)<sup>62</sup>, imposibilidad de alimentación, separación de madres y crías que suelen terminar con resultado fatal para las últimas, etc. Se cree que el ruido continuo puede ser más perjudicial que las señales pulsadas<sup>63</sup> y que los sonidos de baja frecuencia tienen un efecto de enmascaramiento mayor que los sonidos de alta frecuencia<sup>64</sup>. Todavía no se tienen datos sobre el efecto de enmascaramiento de baja frecuencia, ni medidas directas en mysticetos.

Las respuestas de diferentes especies a esta presencia de ruido ambiental son también diversas y se han descrito en algunas especies concretas. Por ejemplo, se ha observado a cachalotes y calderones deteniendo sus vocalizaciones durante la exposición a fuentes intensas de sonido<sup>65</sup>. Pero también se puede producir el caso contrario, ya que se ha estudiado el caso de la respuesta de las belugas<sup>66</sup> y en delfines<sup>67</sup>, que aumentan la intensidad y la frecuencia de las vocalizaciones para compensar la presencia de ruido ambiental. A pesar de estas estrategias es muy probable que la eficiencia de comunicación se haya reducido, y que esta reducción,

---

<sup>59</sup> Southall *et al.* 2007

<sup>60</sup> Erbe, 1997

<sup>61</sup> Fletcher 1940, en Johnson *et al.* 1989

<sup>62</sup> André y Nachtigall, 2007

<sup>63</sup> Richardson *et al.* 1995b

<sup>64</sup> Erbe 1997

<sup>65</sup> André *et al.* 1997

<sup>66</sup> Au *et al.* 1985; Lesage *et al.* 1993

<sup>67</sup> Au 1993

a su vez, haya limitado la forma de superar los eventos estresantes o peligrosos<sup>68</sup>. Por otra parte, las capacidades relativas a la direccionalidad de la recepción auditiva podrían compensar algunos de los efectos negativos del enmascaramiento. Se ha podido medir el índice de direccionalidad del delfín mular en hasta 20 dB<sup>69</sup>.

Las ballenas grises también modifican sus vocalizaciones para optimizar la transmisión y recepción de la señal, en respuesta a niveles crecientes de ruido<sup>70</sup>. Se ha sugerido que las ballenas grises han evolucionado en función de un medio con un ruido ambiente determinado, y que por lo tanto serían especialmente sensibles a cambios en este ambiente<sup>71</sup>. También se ha sugerido<sup>72</sup> que la habilidad de detectar sonidos de baja intensidad puede ser de gran importancia para el bienestar de los cetáceos. En la Tabla 4 se resumen estos y otros experimentos relacionados con el enmascaramiento de la señal en cetáceos.

La capacidad de un animal para la escucha "direccional", puede ayudarle a evitar el enmascaramiento, al ser capaz de diferenciar entre las direcciones de propagación de la señal y el ruido. En delfines se ha medido un índice de "direccionalidad" tal alto como 20 dB.

---

<sup>68</sup> Lesage *et al.* 1993

<sup>69</sup> Au y Moore 1984

<sup>70</sup> Dahlheim 1993

<sup>71</sup> Crane y Lashkari 1996

<sup>72</sup> Gordon y Moscrop 1996

**Tabla número 4.- Resumen de los artículos destacados sobre el enmascaramiento de señales acústicas de cetáceos**

| Especie                 | Objetivos del experimento   | Resultados y conclusiones  | Fuente  |
|-------------------------|---|--|---|
| Beluga (cautividad)     | Analizar los efectos del ruido de barcos rompehielos y elaboración de <i>maskogramas</i> para ilustrar zonas de enmascaramiento alrededor de varios ruidos                    | Radio de enmascaramiento:<br>- máximo de 15 Km. para el "bubbler system" de los barcos rompehielos (SPL 194dB re 1µPa-m)<br>- de 22km para el ruido de las hélices (SPL 203dB re 1µPa-m)<br>El ruido del hielo cuando se rompe naturalmente no parece contribuir en el enmascaramiento de las señales de beluga. | Erbe 1997; Johnson <i>et al.</i> 1989                   |
|                         | Analizar los efectos de enmascaramiento del ruido de barcos rompehielos y construcción de un modelo para procesar este efecto.  | El ruido del barco rompehielos del "bubbler system", del hielo al romperse y del "ramming" produce una tasa de enmascaramiento de ruido a señal de 15-29 dB.<br>La zona de enmascaramiento para vocalizaciones de belugas se extiende a lo largo de 40km.  | Erbe y Farmer 1998, 2000, Erbe <i>et al.</i> 1999, 2000 |
|                         | Estudiar las vocalizaciones de belugas cuando hay un incremento de ruido ambiente.  | Las belugas cambian sus vocalizaciones cuando aumenta el ruido ambiente. Con ruido a las bajas frecuencias, un animal incrementa tanto el nivel como la frecuencia de sus vocalizaciones, puede ser que para intentar evitar el enmascaramiento.   | Au <i>et al.</i> 1985                                   |
| Beluga                  | Estudiar las vocalizaciones de belugas como respuesta al ruido de barco   | Las belugas incrementan la frecuencia de sus vocalizaciones y cambian a más altas frecuencias en respuesta al ruido de barco   | Lesage <i>et al.</i> 1999                               |
| Cachalote               | Estudiar la respuesta comportamental de cachalotes después de la emisión de diferentes fuentes acústicas con el objetivo de apartarlos de rutas de buques y evitar colisiones | Los cachalotes estudiados no reaccionaron a la mayoría de las señales emitidas a pesar de su alto nivel después de la primera exposición a las mismas. Cesaron momentáneamente de emitir sus señales acústicas (clicks de ecolocalización) después de ser expuestos a series de codas artificiales.              | André <i>et al.</i> 1997                                |
| Calderón de aleta larga | Estudiar las vocalizaciones de calderones como respuesta a la interacción con "Heard Island Feasibility Test/HIFT" 1991   | Los calderones cesaron de vocalizar completamente en respuesta a HIFT  | Bowles <i>et al.</i> 1994                               |
| Delfines                | Estudiar el efecto del ruido de enmascaramiento en delfines que estaban ecolocalizando  | La capacidad de discriminación y detección de blancos se puede ver reducida severamente por la introducción de ruido de enmascaramiento.   | Au y Nachtigall 1993                                    |

|               |   |  |                             |
|---------------|---|--|-----------------------------|
|               | Estudiar cómo afecta el ruido ambiente y el ruido antropogénico en los delfines   | Las capacidades de detección y discriminación de objetos disminuyeron severamente con la introducción de ruido de enmascaramiento. En muchas ocasiones los delfines compensaron la presencia del ruido de enmascaramiento emitiendo más <i>clicks</i> por barrido.   | Au 1993                     |
| Delfín mular  | Demostrar que los sonidos naturales de camarones pueden degradar el rango de detección de presas de los delfines mediante ecolocalización   | En un ruido de ambiente de 55 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2/\text{Hz}$ hay una reducción de un 46% del rango de detección (pasa de detectar un bacalao de 28cm de 173m a 93m)  | Au <i>et al.</i> 2007       |
|               | Modelizar la zona de enmascaramiento por el ruido de hincado de pilones en parques eólicos  | La zona de enmascaramiento para vocalizaciones fuertes es de 10-15 Km. y hasta 40 Km. para aquellas vocalizaciones más débiles   | David 2006                  |
| Marsopa común | Estudio de tres tipos de generadores eólicos en Dinamarca y Suecia (Middelgrunden, Vindeby, and Bockstigen-Valar). El ruido de las turbinas se midió solamente por encima del ruido ambiente en frecuencias inferiores a 500 Hz.  | Es poco probable que el ruido alcance niveles peligrosos en cualquier distancia de las turbinas y el ruido se considera incapaz de enmascarar la comunicación de las marsopas  | Tougaard <i>et al.</i> 2009 |
|               | Fueron presentados el 50% de detección de los umbrales de audición de una marsopa para una señal de 4,0 kHz de banda estrecha de frecuencia modulada utilizando métodos comportamentales, en el nivel de ruido de fondo en una piscina y con dos niveles de ruido de enmascaramiento. | El enmascaramiento consistía en un ruido de una banda de 1/6 de octava con una frecuencia de 4,25 kHz. Su amplitud se redujo a 24 dB / octava a ambos lados de la respuesta plana espectral. El sistema auditivo del animal respondió de forma lineal con el aumento del ruido de enmascaramiento. Dado que el ruido de banda estrecha estaba centrado fuera de la frecuencia de la prueba, el ratio crítico de la marsopa para señales tonales de 4 kHz en ruido blanco sólo puede estimarse por estar entre 18 y 21 dB re 1 $\mu\text{Pa}$ . | Kastelein y Wensveen 2008   |
| Narval        | Estudiar las reacciones de narvales ante el ruido de barcos rompehielos   | Los narvales mostraron un comportamiento de silencio, en contraposición al conocido comportamiento de alarma que presentan las belugas, cuando se expusieron al ruido producido por barcos rompehielos   | JCNB/NAMMCO 2005            |
| Orcas         | Estudiar las vocalizaciones de belugas como respuesta a la interacción con barcos de  | Sugiere que las orcas cambian la frecuencia y alargan sus vocalizaciones en respuesta a la presencia de barcos de avistamiento de cetáceos   | Foote <i>et al.</i> 2004    |

|         |   |  |  |
|---------|---|--|--|
|         | avistamiento de cetáceos  |  |  |
| Yubarta | Estudiar las vocalizaciones de yubartas como respuesta a las transmisiones de sonar activo de baja frecuencia (LFAS). | Se observó que algunas yubartas pararon de vocalizar, mientras que los cantos de otras eran 29% más largos a un nivel recibido de cómo máximo 150 dB. Miller <i>et al.</i> , (2000) señalaron que quizás se trataba de un esfuerzo para compensar la interferencia. Fristrup <i>et al.</i> (2003) mostraron que las canciones eran un 10 % más largas hasta 2 horas después de la exposición | Miller <i>et al.</i> 2000; Fristrup <i>et al.</i> 2003 |

## 6.2. Trauma acústico (TTS/PTS)

Los factores que influyen sobre la magnitud del cambio del umbral de audición o *threshold shift* (TS) incluyen la amplitud, duración, contenido de frecuencias, patrón temporal y distribución energética de la exposición al ruido. Los cambios del umbral de audición se llaman traumas acústicos: pueden ser reversibles o permanentes.

Esta magnitud del TS decrece normalmente en el tiempo después del cese de la exposición al ruido. Si la emisión recibida produce una pérdida temporal, es decir, un cambio momentáneo del umbral se le llamará *temporary threshold shift* (TTS), el cual volverá a su valor habitual un tiempo después de la exposición. Los siguientes mecanismos fisiológicos se cree que juegan un papel induciendo TTS, también llamado fatiga auditiva: efectos en las células ciliadas del oído interno que reducen su sensibilidad, modificación química del medio dentro de las células ciliadas, actividad muscular residual en el oído medio, desplazamiento de ciertas membranas del oído interno, incremento del flujo de sangre y reducción post-estímulo en las células nerviosas<sup>73</sup>.

Si la emisión recibida produce una pérdida permanente (cambio permanente del umbral auditivo) se hablará de un *permanent threshold shift* (PTS). Un PTS se considera como una lesión auditiva. Algunas de las causas aparentes de un PTS en mamíferos son severas extensiones de los efectos subyacentes a TTS (como por ejemplo daños irreparables en las células ciliadas). Otras causas implican diferentes mecanismos, como el exceder los límites elásticos de algunos tejidos y membranas del oído interno y medio y los cambios resultantes en la composición química de los fluidos del oído interno<sup>74</sup>. La relación entre TTS y PTS depende de un gran número y complejidad de variables que conciernen al sujeto de estudio y a la exposición a la que ha sido sometido. Un PTS puede darse después de una larga exposición<sup>75</sup> o instantáneamente tras una exposición con niveles sonoros muy elevados, como durante una explosión<sup>76</sup>. Estudios anatómicos y de comportamiento relativamente recientes sugieren que los cetáceos pueden ser más resistentes que muchos mamíferos terrestres a TTS, habiendo evolucionado en un ambiente relativamente ruidoso<sup>77</sup>. Además es preciso tener en cuenta que ellos también sufren pérdida auditiva como resultado del incremento de la edad<sup>78</sup>. Finalmente, un cambio severo del umbral de la audición ha podido ser asociado a la presencia de una hidrocefalia en un ejemplar de delfín listado varado, apuntando que unas lesiones en el sistema nervioso central puede estar al origen de un PTS<sup>79</sup>.

La pérdida auditiva, tanto si es temporal como permanente, puede afectar a estos animales de diversas formas. Una pérdida temporal puede impedir que el animal detecte un predador o presa, o puede determinar que el animal entre en un área peligrosa para su supervivencia. Además, una pérdida permanente tendrá graves consecuencias en la comunicación del animal con sus congéneres en el marco de actividades tales como encontrar pareja, cuidar las crías o encontrar comida. Estos daños han sido considerados como efectos de la recepción de una intensa presión sonora<sup>80</sup> y pueden a su vez ser causas de sucesivos varamientos. A largo plazo, una

---

<sup>73</sup> Kryter 1994; Ward 1997

<sup>74</sup> Ward 1997; Yost 2000.

<sup>75</sup> Richardson *et al.* 1995b

<sup>76</sup> Scheifele 1997

<sup>77</sup> Perry 1998

<sup>78</sup> Ketten 1998; Ridgway y Carder 1997

<sup>79</sup> André *et al.* 2003 y André *et al.* 2007

<sup>80</sup> D'Amico 1998; Gordon *et al.* 1998b; Ketten 1998; Finneran *et al.* 2002; Degollada *et al.* 2003; Ketten y Finneran 2004; Ketten *et al.* 2004, Ketten 2004

pérdida en las capacidades auditivas de un elevado número de individuos de una especie puede disminuir el potencial reproductivo y la supervivencia de esta especie.

Los datos de PTS y TTS de mamíferos terrestres se han usado para desarrollar pautas de exposiciones seguras para ambientes de trabajo<sup>81</sup>. Para mamíferos marinos, se han publicado recientemente datos sobre sonidos que causan TTS leve (generalmente una disminución de < 20 dB en la sensibilidad auditiva) en algunas especies de odontocetos y pinnípedos. En general se ha establecido un SEL ("*Sound Exposure Level*") de 192-195 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{-s}$  como umbral de creación de un TTS para delfines y belugas expuestos a tonos de media frecuencia<sup>82</sup>. Se ha observado también un cambio de umbral auditivo medio de 4 dB a 8 kHz y un cambio de 8 dB a 16 kHz después de una exposición a un ruido de banda de octava centrado en 7.5 kHz<sup>83</sup>.

Se ha observado un cambio de umbral parecido al incrementar la frecuencia<sup>84</sup> en el caso de cetáceos que tienen su máximo de sensibilidad en las medias frecuencias. En la Tabla 5 se muestran detalles de trabajos publicados hasta el momento sobre la pérdida auditiva realizados en cetáceos. Se ha observado que si los niveles de banda de octava se un sonido recibido están más de 96 dB por encima de la frecuencia central de un audiograma, puede ocurrir un TTS de 12-18 dB después de 30 minutos de exposición<sup>85</sup>.

---

<sup>81</sup> Ejemplo, NIOSH 1998

<sup>82</sup> Ridgway *et al.* 1997; Schlundt *et al.* 2000; Finneran *et al.* 2005

<sup>83</sup> Nachtigall *et al.* 2004

<sup>84</sup> Schlundt *et al.* 2000 y Finneran *et al.* 2007

<sup>85</sup> Au *et al.* 1999

Tabla número 5. Resumen de los artículos destacados sobre la pérdida auditiva en cetáceos.<sup>86</sup>

| Especie               | Objetivos del experimento   | Resultados y conclusiones  | Fuente                   |
|-----------------------|---|--|--------------------------|
| Belugas (en libertad) | Convertir los estándares para humanos de la Occupational Safety and Health Administration (OSHA) a estándares subacuáticos para cetáceos  | Los niveles de ruido que podrían causar PTS en belugas (a frecuencias de 500Hz, 1kHz y 10kHz) ocurrieron en 2 de las 3 áreas estudiadas del Estuario del río de Saint Lawrence. Como los niveles de ruido varían durante el día, es improbable que la población de belugas fuera sujeta al criterio de OSHA para PTS en humanos. Scheifele observó que un número de suposiciones hechas en la conversión eran demasiado conservadoras para esperar razonablemente que un PTS ocurriera a niveles de ruido inferiores a los predichos | Scheifele 1997           |
| Beluga                | Modelizar los sonidos producidos por un barco rompehielos con un tercio de octava centrado a 5 kHz. Los niveles recibidos serían de 81 dB <sub>RMS</sub> re 1 $\mu$ Pa a 1 m (correspondientes al umbral de perturbación) | Las zonas audibles comprenderían de 35 a 78 km y las de enmascaramiento estarían en 14 km para el ruido producido por el "bubbler system" y 40 km para el ruido de "ramming"; TTS de 12-8 dB en una exposición de 30 min. se producirían en los primeros 40m para ruido de burbujas y 120m para el de "ramming", o de 4.8 db para una exposición de 20 minutos entre los 1-2 km para el "bubbler system" y 2-4 km para el ruido de "ramming"   | Erbe y Farmer 2000       |
| Cachalote             | Estudio preliminar de las estructuras internas de oídos de dos cachalotes muertos por colisión con ferry en Canarias  | Los resultados son consistentes con la degeneración del nervio auditivo y crecimiento fibroso como respuesta a daños en el oído interno. En combinación con los resultados de experimentos de playback, estos resultados sugieren que los sonidos de baja frecuencia de los buques pueden estar afectando la audición y el aumento de las tasas de colisión en Canarias  | André et al. 1997a       |
| Marsopa común         | Medir el TTS en una marsopa después de una exposición a un estímulo de pistolas de aire comprimido sísmicas (pulsos simples)  | A 4 kHz el criterio predefinido TTS se excedió en 199.7 dB <sub>P-P</sub> re 1 $\mu$ Pa a 1m (SPL) y un SEL de 164.3 dB re 1 $\mu$ Pa <sup>2</sup> s a 1m. Los niveles elevados de sensibilidad auditiva de referencia indican unos umbrales potencialmente enmascarados. Por lo tanto, los niveles resultantes TTS deberían considerarse como cambios temporales en los umbrales de enmascaramiento   | Lucke <i>et al.</i> 2009 |

<sup>86</sup> Siglas empleadas: SEL, *Sound exposure level*,; Nivel de exposición al sonido; SPL, *source pressure level*, Niveles de presión del sonido; PTS, Permanent Threshold Shift (cambio permanente del umbral auditivo); TTS, Temporal Threshold Shift (cambio temporal del umbral auditivo).

|                       |   | (MTTS)   |                                |
|-----------------------|---|--|--------------------------------|
| Delfín listado        | Mediciones electrofisiológicas de la audición de un delfín listado varado   | El PTS medido superaba los 60 dB re 1 $\mu$ Pa a 1m, en comparación con la referencia para la especie. Se atribuyó este PTS a una hidocefalia severa revelada post-mortem  | André <i>et al.</i> 2003, 2007 |
| Delfín mular y beluga | Exponer dos delfines mulares y una beluga a pulsos simples de un "simulador de explosiones" (ES). El ES consistía en un <i>array</i> de proyectores de sonido piezoeléctrico que generaban una presión parecida a la forma de onda de una explosión submarina distante. | La forma de onda de la presión era generalmente similar a las formas de onda predichas por el modelo de la armada de EUA REFMS (Britt et al., 1991). Sin embargo el ES falló al producir energía a frecuencias inferiores a 1 kHz No se observaron cambios sustanciales ( $\geq 6$ dB) en el umbral auditivo en ninguno de los sujetos expuestos a pulsos simples con un nivel máximo de exposición recibido (pico: 70 kPa, [10 psi]; pico a pico: 221 dB re: 1 $\mu$ Pa; SEL: 179 dB re: 1 $\mu$ Pa <sup>2</sup> -s).   | Finneran <i>et al.</i> 2000    |
|                       | Repetir el anterior experimento con una pistola de agua comprimida que produce un solo pulso acústico, a frecuencias de 0.4, 4 y 30kHz Los sujetos experimentales fueron una beluga y un delfín mular.  | Los TTS medidos en la beluga fueron de 7 y 6 dB a 0.4 y 30kHz respectivamente, después de una exposición de 2 minutos de pulsos simples intensos (pico: 160 kPa [23 psi]; pico a pico: 226 dB re: 1 $\mu$ Pa; SEL: 186 dB re: 1 $\mu$ Pa <sup>2</sup> -s). Los umbrales vuelven a $\pm 2$ dB del valor de la pre-exposición después de 4 minutos de la exposición. No se observó TTS en el delfín mular en la exposición con las máximas condiciones (pico: 207 kPa [30 psi]; pico a pico: 228 dB re: 1 $\mu$ Pa ; SEL: 188 dB re: 1 $\mu$ Pa <sup>2</sup> -s). Estos estudios demuestran que, para pulsos muy breves, se requieren presiones sonoras más altas para inducir TTS que las observadas para tonos más largos. | Finneran <i>et al.</i> 2002    |
| Delfín mular          | Estudiar TTS en cinco delfines mulares y dos belugas usando tonos de 1s a 3, 10, 20 y 75kHz   | Los delfines empezaron a mostrar TTS medibles a niveles recibidos de 192-201 dB re 1 $\mu$ Pa, dependiendo de las frecuencias y los individuos. Una beluga no mostró TTS a la intensidad máxima estudiada (201 dB re 1 $\mu$ Pa), mientras la otra mostró TTS a un nivel de 198 dB re 1 $\mu$ Pa   | Ridgway <i>et al.</i> 1997     |
|                       | Realizan estudios experimentales controlados para ver cómo afecta el sonar activo de media frecuencia   | El sonar activo de media frecuencia puede inducir TTS en un delfín mular después de repetidas exposiciones a pings de sonar intenso con un total de SEL de 214 dB re 1 $\mu$ Pa <sup>2</sup> s. Se observaron también alteraciones leves en el comportamiento asociadas a las exposiciones.  | Mooney <i>et al.</i> 2009      |

|              |   |  |                                     |
|--------------|---|--|-------------------------------------|
|              | <p>Medir TTS en 5 delfines mulares y 2 belugas expuestas a tonos puros de 1s (no pulsados). También incluía el análisis de datos de TTS del informe técnico de by Ridgway et al. (1997)</p>   | <p>A frecuencias de 3 kHz, 10 KHz, y 20 kHz, los SPLs necesarios para inducir TTS fueron de 192 a 201 dB re a 1 <math>\mu</math>Pa, (SEL: 192 a 201 dB re a 1 <math>\mu</math>Pa<sup>2</sup>-s), con una media de 195 dB re: 1 <math>\mu</math>Pa (195 dB re: 1 <math>\mu</math>Pa<sup>2</sup>-s).<br/>A 0.4 kHz, no hubo sujetos que mostraron cambios a exposiciones de 193 dB re: 1 <math>\mu</math>Pa SPL (193 dB re: 1 <math>\mu</math>Pa<sup>2</sup>-s SEL).<br/>Los datos a 75 KHz no fueron conclusivos: un delfín exhibió un TTS después de una exposición a 182 dB SPL re: 1 <math>\mu</math>Pa (182 dB re: 1 <math>\mu</math>Pa<sup>2</sup>-s) pero no a niveles superiores. Otro delfín no experimentó TTS después de unos niveles máximos de SPL de 193 dB re: 1 <math>\mu</math>Pa (193 dB re: 1 <math>\mu</math>Pa<sup>2</sup>-s). Estos cambios en el umbral ocurren más frecuentemente a frecuencias por encima del estímulo de fatiga.</p> | <p>Schlundt <i>et al.</i> 2000</p>  |
| Delfín mular | <p>Medir TTS en delfines expuestos a sonidos de 3 kHz con duraciones de 1, 2, 4 y 8 s y varios valores de SPL usando métodos comportamentales. La piscina donde estaban los animales era silenciosa, con niveles de ruido ambiente por debajo de los 55 dB re 1 <math>\mu</math>Pa<sup>2</sup> /Hz a frecuencias superiores a 1 kHz</p>   | <p>Se observaron en un delfín TTS pequeños (3 a 6 dB) tras una exposición con SELs de 190 a 204 dB re: 1 <math>\mu</math>Pa<sup>2</sup>-s. En general los valores de SPL que causaron TTS tendieron a disminuir con el incremento de la duración de la exposición mientras que los valores de SEL necesarios para inducir un TTS fueron bastante consistentes a lo largo del rango de duraciones de la exposición. La magnitud de TTS estaba más correlacionada con la exposición SEL más que con SPL.</p>   | <p>Finneran <i>et al.</i> 2005a</p> |
|              | <p>Estudiar el aumento del TTS y la recuperación de un delfín mular expuesto a tonos de 3 kHz con SPLs de hasta 200 dB re 1 <math>\mu</math>Pa y duraciones de hasta 128 s.</p>   | <p>El máximo SEL que produjo un TTS 4 de ~23 dB re 1 <math>\mu</math>Pa fue de 217 dB re 1 <math>\mu</math>Pa<sup>2</sup>-s. Todos los umbrales auditivos se recuperaron en las primeras 24h, la mayoría de ellos en los primeros 30 min. El crecimiento de TTS4 con un incremento de la exposición SEL fue ~1 dB TTS por dB SEL para TTS4 de ~15 a 18 dB</p>  | <p>Schlundt <i>et al.</i> 2006</p>  |
|              | <p>Medir TTS en un delfín mular después de exposiciones simples y múltiples a tonos de 20 kHz Los niveles de umbrales auditivos fueron estimados en múltiples frecuencias (de 10 a 70 kHz) utilizando métodos comportamentales o electrofisiológicos. Se realizaron 3 experimentos. Los dos primeros con exposiciones simples (20 kHz, tonos de 64s a 185 y 186 dB re 1 <math>\mu</math>Pa) y el tercero con exposiciones de 16s a 20 kHz separadas por 11 y 12 min. con una media SPL de 193 dB re 1 <math>\mu</math>Pa (SD = 0.8 dB).</p> | <p>La pérdida auditiva fue dependiente de la frecuencia, con mayores TTS a 30 kHz, menores a 40 y a 20 kHz y muy bajos o inexistentes en las demás frecuencias medidas. Los cambios en el umbral de audición alcanzados con AEP fueron de 40 a 45 dB, siempre mayores que con métodos comportamentales (los cuales fueron de 19 a 33 dB). La recuperación completa requirió hasta 5 días, con una tasa de recuperación a 20 kHz de ~2 dB frente a una tasa a 30 y 40 kHz de ~5 a 6 dB</p>  | <p>Finneran <i>et al.</i> 2007b</p> |

|                          |   |   |                               |
|--------------------------|---|---|-------------------------------|
|                          | Medir los TTS en un delfín mular usando métodos comportamentales 20 minutos después de la exposición a ruido fatigante en una banda de octava de baja frecuencia  | Se obtuvo una media de cambio del umbral de 11 dB tras una exposición de 30 min. con una frecuencia central de 7,5 kHz (máx. SPL: 179 dB re 1 $\mu$ Pa; SEL: ~212 a 214 dB re 1 $\mu$ Pa <sup>2</sup> -s). No se observó TTS después de la misma exposición a niveles máximos de SPL de 165 a 171 dB re 1 $\mu$ Pa (SEL: ~198 a 200 dB re 1 $\mu$ Pa <sup>2</sup> -s y 204 a 206 dB re: 1 $\mu$ Pa <sup>2</sup> -s, respectivamente). El tiempo de recuperación fue completado en los primeros 45 minutos | Nachtigall <i>et al.</i> 2003 |
|                          | Medir los TTS en un delfín mular usando AEP después de 30 minutos de exposición a ruido fatigante en una banda de octava de baja frecuencia.  | Se encontró TTS entre 4 a 8 dB después de casi 50 min. de exposición con una frecuencia central de 7.5 kHz (máx. SPL: 160 dB re: 1 $\mu$ Pa; SEL: ~193 a 195 dB re: 1 $\mu$ Pa <sup>2</sup> -s). El máximo de TTS se encontró 5 minutos después de la exposición con una tasa de recuperación de unos 1.5 dB al duplicar el tiempo. TTS ocurrió a las frecuencias de 8 a 16 kHz, con el máximo a 16 kHz   | Nachtigall <i>et al.</i> 2004 |
|                          | Estudiar el TTS en la audición de un delfín mular a 7.5 kHz   | Después de 30 minutos de exposición, el animal presentó un TTS de 12-18 dB cuando el estímulo estaba 96dB por encima del umbral de audición del animal a esa frecuencia   | Au <i>et al.</i> 1999         |
| Marsopa común            | Calcular el TTS en marsopa común  | Se calculó que la marsopa común podría sufrir severa perturbación y TTS en 1 Km. de un AHD usado en redes de pesca. Podrían ocurrir daños y lesiones auditivas en los 7 primeros metros del dispositivo. Esto es particularmente preocupante, ya que algunos dispositivos pueden ser activados a plena potencia, ya sea manualmente o por una red de sensores   | Taylor <i>et al.</i> 1997     |
|                          | Calcular las zonas teóricas de TTS dependientes de frecuencia en relación al ruido de hincado de pilones de turbinas eólicas de 1.5 MW (ancho de banda del pico SL = 228 dB <sub>0-P</sub> re 1 $\mu$ Pa a 1m/206 dB re 1 $\mu$ Pa <sup>2</sup> s a 1m) | Estas zonas teóricas de TTS a 1 Km. de la zona de audibilidad son de al menos 80 Km.  | Thomsen <i>et al.</i> 2006    |
| Marsopas y focas comunes | Calcular las zonas teóricas de audibilidad en relación al ruido de hincado de pilones de turbinas eólicas en un ejercicio similar al anterior.  | Se determinó una zona de audibilidad en relación al ruido de hincado de pilones de al menos 100 Km. y posiblemente hasta 1000 Km. para marsopas y focas comunes   | Madsen <i>et al.</i> 2006 a   |
| Orca                     | Modelizar los sonidos banda ancha producidos por una zodiak de avistamiento de cetáceos con dos motores de 150 caballos, con unos niveles recibidos de 120 dB <sub>RMS</sub> re 1 $\mu$ Pa a 1 m para calcular las zonas de daño auditivo potenciales   | Las zonas con niveles audibles, de enmascaramiento, con cambios comportamentales, TTS (5dB después de 30-50 min. de exposición) y PTS (2-5 dB, 8 horas al día, 5 días a la semana durante 50 años) fueron de 1600, 1400, 200, 450 y 1000m respectivamente   | Erbe 2002                     |

### 6.3. Efectos en el comportamiento

Las respuestas de cambio de comportamiento por el ruido son complejas y aun poco conocidas<sup>87</sup>. Pueden depender de la sensibilidad auditiva, estado de comportamiento, habituación o desensibilización, edad, sexo, presencia de crías, localización de la exposición y proximidad a la costa<sup>88</sup>.

Las respuestas a corto plazo de los cetáceos a fuentes sonoras de origen antropogénico comprenden inmersiones repentinas, huida de la fuente sonora, cambios en el comportamiento vocal, tiempos de inmersión mayores, intervalos a superficie más cortos con incremento de la tasa de respiración, intentos de protección de las crías, aumento de la velocidad de natación y abandono del área ruidosa<sup>89</sup>. En general, los cetáceos son más sensibles a un sonido cuando es nuevo, o cuando su nivel de intensidad aumenta<sup>90</sup>. Los umbrales de reacción también tienden a ser más pequeños para sonidos continuos que para pulsos<sup>91</sup>, y menores para señales móviles o erráticas que para las estacionarias<sup>92</sup>. El efecto del ruido que se observa más comúnmente en cetáceos, y probablemente el más difícil de evaluar a largo término, es la "perturbación"<sup>93</sup>.

En cuanto al efecto en el largo plazo sobre cambios del comportamiento de individuos o poblaciones, se conoce aún muy poco. Sin embargo, es posible afirmar que la disrupción de actividades de alimentación, reproducción, migración, o cuidado de las crías inducida por el ruido puede determinar una reducción en el aporte de comida, en el éxito reproductor o en la tasa de supervivencia de las crías. Los impactos perjudiciales serán mas severos en casos donde los cetáceos son desplazados temporal o permanentemente de áreas que son importantes para la alimentación o reproducción.

Hay un gran volumen de literatura<sup>94</sup> científica que describe la alteración del comportamiento de cetáceos debido al ruido de barcos de recreo, tráfico marítimo, actividades industriales, exploraciones sísmicas, pruebas oceanográficas, sonar, dispositivos acústicos, aviones y explosiones.

Además, existen numerosos casos documentados de abandono de áreas por parte de los cetáceos que han sido sujetos a niveles altos de ruido. Se ha documentado el desplazamiento de poblaciones de delfín mular<sup>95</sup>, marsopa común<sup>96</sup>, belugas<sup>97</sup> y cachalotes<sup>98</sup> asociados a exploraciones sísmicas y tráfico marítimo. Se ha encontrado que por ejemplo yubartas<sup>99</sup>, ballenas azules<sup>100</sup>, ballenas grises<sup>101</sup> y ballenas de Groenlandia<sup>102</sup> han abandonado áreas en respuesta a la actividad de barcos, aviones y actividades industriales como el dragado. El efecto directo del

---

<sup>87</sup> Richardson *et al.* 1995b

<sup>88</sup> Richardson y Würsig 1997; Ketten y Finneran 2004; Richardson y Tyack 2004.

<sup>89</sup> Véase Tabla número 6

<sup>90</sup> Edds y Macfarlane 1987

<sup>91</sup> Richardson 1997

<sup>92</sup> Watkins 1986; Edds y Macfarlane 1987

<sup>93</sup> "Disturbance"

<sup>94</sup> Véase Tabla número 6.

<sup>95</sup> Evans *et al.* 1993

<sup>96</sup> Evans *et al.* 1994

<sup>97</sup> Finley *et al.* 1990

<sup>98</sup> Mate *et al.* 1994

<sup>99</sup> Glockner-Ferrari y Ferrari 1985; Green 1991

<sup>100</sup> Macfarlane 1981 en Gordon y Moscrop 1996

<sup>101</sup> Bryant *et al.* 1984; Reeves 1977, en Richardson *et al.* 1995b

<sup>102</sup> Richardson *et al.* 1987

desplazamiento de poblaciones de cetáceos se desconoce, sin embargo es concebible que el desplazamiento de áreas cercanas a la costa como lugares de reproducción y de nacimiento de las crías<sup>103</sup>, tendrán un impacto perjudicial sobre la supervivencia y crecimiento de la población.

Dependiendo de las sensibilidades acústicas de las especies estudiadas reaccionarán de distinta forma a fuentes acústicas de características diferentes:

- **Cetáceos de baja frecuencia**<sup>104</sup>. Existen estudios sobre un número moderado de especies y condiciones experimentales hasta el momento. Entre tales estudios podemos citar el caso de ballenas de Groenlandia, que durante su migración empezaron a mostrar signos de perturbación de su comportamiento como consecuencia del empleo de cañones de aire comprimido utilizados en exploraciones sísmicas a niveles recibidos sobre los 120 dB re 1  $\mu$ Pa<sup>105</sup>. Otras especies estudiadas (incluyendo ballenas de Groenlandia que no estaban migrando) empezaron a mostrar estos signos a niveles recibidos sobre los 140 a 160 re 1  $\mu$ Pa<sup>106</sup> o incluso superiores<sup>107</sup> para fuentes sonoras de la misma naturaleza. Cuando estas especies se vieron expuestas a fuentes de origen industrial, sonar, de tomografía o de investigación<sup>108</sup> los resultados indicaron que no había respuesta (o ésta era muy limitada) a niveles recibidos de 90 a 120 dB re 1  $\mu$ Pa, incrementando la probabilidad de evasión y otros efectos comportamentales a niveles de 120 a 160 dB re 1  $\mu$ Pa. Como vemos, estos datos también indican una considerable variabilidad en los niveles recibidos asociada con las respuestas comportamentales. Otras variables como la proximidad de la fuente, su novedad, o las características operacionales, parecen ser al menos tan importantes como el nivel de exposición a la hora de predecir el tipo y magnitud de la respuesta<sup>109</sup>
- **Cetáceos de media frecuencia**<sup>110</sup>. Se han documentado respuestas de cetáceos sensibles a las medias frecuencias frente a fuentes emisoras tales como barcos<sup>111</sup>, dispositivos acústicos<sup>112</sup>, actividades industriales<sup>113</sup>, sonar activo de media frecuencia<sup>114</sup> y exploraciones sísmicas<sup>115</sup>. Estos estudios no han obtenido conclusiones claras sobre la coincidencia de los niveles recibidos con las respuestas comportamentales. Por ejemplo, se han dado casos de individuos que muestran respuestas comportamentales graves a exposiciones entre 90 y 120 dB re 1  $\mu$ Pa, mientras que otros no exhiben estas respuestas ni siquiera a niveles recibidos de exposición de 120 a 150 dB re 1  $\mu$ Pa. Parece que estas variaciones en la respuesta se podrían explicar a partir de diferencias entre especies e incluso entre individuos, más que a partir de los niveles

---

<sup>103</sup> Reeves 1977; Glockner-Ferrari y Ferrari 1985; Green 1991

<sup>104</sup> Véase Tabla 2

<sup>105</sup> Richardson *et al.* 1999

<sup>106</sup> Malme *et al.* 1983, 1984, 1985, 1986, 1988; Richardson *et al.* 1986; Richardson y Malme 1993; Richardson 1998; Ljungblad *et al.* 1988; Todd *et al.* 1996; McCauley *et al.* 1998, 1999, 2000; Brownell 2004; Gordon *et al.* 2004

<sup>107</sup> Miller *et al.* 2005

<sup>108</sup> Baker *et al.* 1982; Malme *et al.* 1983, 1984, 1986; Richardson *et al.* 1990; McCauley *et al.* 1996; Biassoni *et al.* 2000; Croll *et al.* 2001; Palka y Hammond 2001; Nowacek *et al.* 2004.

<sup>109</sup> Southall *et al.* 2007

<sup>110</sup> Véase Tabla 2

<sup>111</sup> LGL y Greeneridge 1986; Gordon *et al.* 1992; Palka y Hammond 2001 Buckstaff 2004; Morisaka *et al.* 2005

<sup>112</sup> Watkins y Schevill 1975; Morton y Symonds 2002; Monteiro-Neto *et al.* 2004.

<sup>113</sup> Awbrey y Stewart 1983; Richardson *et al.* 1990

<sup>114</sup> NRL 2004a, 2004b; NMFS 2005

<sup>115</sup> Madsen y Møhl 2000; Madsen *et al.* 2002.

recibidos<sup>116</sup>. También se ha detectado una gran diferencia en las reacciones de animales en libertad y en cautividad; estos últimos normalmente exceden los 170 dB re 1  $\mu$ Pa antes de inducir una respuesta comportamental. Unos cachalotes expuestas a fuentes artificiales de 190 dB re 1  $\mu$ Pa ignoraron estas mismas fuentes después de una primera reacción de huida, probablemente debido a su necesidad de permanecer en contacto acústico con el resto de su grupo<sup>117</sup>.

- **Cetáceos de alta frecuencia**<sup>118</sup>. Se han realizado estudios sobre la reacción de cetáceos que tienen mayor sensibilidad en las altas frecuencias a varios dispositivos acústicos en situaciones tanto de libertad<sup>119</sup> como de cautividad<sup>120</sup>. Una de las conclusiones obtenidas se refiere, por ejemplo, al hecho de que las marsopas comunes son muy sensibles a un rango muy amplio de sonidos antropogénicos a unos niveles de exposición muy bajos (unos 90 a 120 dB re 1  $\mu$ Pa), al menos para exposiciones iniciales. Todas las exposiciones grabadas que excedieron los 140 dB re 1  $\mu$ Pa indujeron un comportamiento de evasión en marsopas en libertad. La habituación a la exposición sonora se observó en algunos estudios pero no en todos. Parece que las reacciones iniciales muy fuertes a niveles relativamente bajos pueden disminuir en algunas condiciones con la exposición repetida y la experiencia del sujeto<sup>121</sup>, que se “acostumbra”.

---

<sup>116</sup> Southall *et al.* 2007

<sup>117</sup> André, M., Terada, M., Watanabe, Y. Sperm Whale Behavioural Response after the Playback of Artificial Sounds. Rep.Int.Whal.Comm., vol 47, p.499-504, 1997

<sup>118</sup> Vease Tabla 2

<sup>119</sup> Culik *et al.* 2001; Olesiuk *et al.* 2002; Johnston 2002

<sup>120</sup> Kastelein *et al.* 1997, 2000, 2005, 2006.

<sup>121</sup> Southall *et al.* 2007.

**Tabla número 6. Resumen de los artículos destacados sobre cambios en el comportamiento debido al ruido de origen antropogénico realizados en cetáceos.<sup>122</sup>**

| <b>Especie</b>                             | <b>Objetivos buscados en el experimento</b>  | <b>Resultados y conclusiones</b>   | <b>Fuente</b>                               |
|--|--|--|---|
| Diferentes especies de cetáceos            | Evidencia de alteración por barcos   | Se movió entre cetáceos en un bote de investigación especialmente silencioso sin alterarlos, concluyendo que la mayoría de reacciones a barcos son un resultado del ruido emitido, más que la presencia física del mismo   | Schevill 1968                               |
| Ballena azul                               | Evidencia de alteración por barcos   | Aproximaciones rápidas y erráticas de barcos cerca de las ballenas azules causaban reacciones de huida, separación de parejas de animales, tasas de respiración más cortas y desplazamiento del área   | Macfarlane 1981 (en Gordon y Moscrop, 1996) |
|  | Evidencia de alteración por exploraciones sísmicas. Siguió acústicamente una ballena azul mientras se estaba llevando a cabo una operación con cañones de aire comprimido, produciendo pulsos a 215dB re 1µPa-m (banda: 10-60Hz) | La ballena azul empezó su secuencia de cantos cuando el mencionado barco estaba a 15 Km. de distancia, y se aproximó al barco hasta los 10 Km. (donde se estimó un nivel de recepción de 143 dB re 1µPa). Después de un tiempo de silencio, la ballena empezó una nueva serie de cantos y se alejó del barco diagonalmente | McDonald <i>et al.</i> 1995                 |
| Ballena azul y rorcual común               | Evidencia de alteración por barcos   | Reacciones de huida a corto plazo de ballenas azules y rorcuales comunes como respuesta a barcos en el estuario de San Lawrence, especialmente si los barcos se movían a alta velocidad, o erráticamente   | Edds y Macfarlane 1987                      |
| Ballena azul, rorcual común y ballena gris | Evidencia de alteración por sonar. Se llevaron a cabo una serie de experimentos de playback para evaluar el impacto de SURTASS LFA a niveles SPL no superiores a 160dB re 1µPa   | No se han observado respuestas patentes en la alimentación, sin embargo, se ha encontrado una disminución en el número de ballenas que producen un patrón de secuencias sonoras largas. Se han observado desviaciones en la trayectoria de migración de las ballenas grises durante el playback.                           | Clark <i>et al.</i> 1998                    |
| Ballena franca glacial o ballena           | Evidencia de alteración por dispositivos acústicos. El dispositivo de señales de alerta utilizado emitía tonos puros a   | Los niveles recibidos estimados eran de 148 dB re 1 µPa/sgrt(Hz). 5 de 6 individuos nadaron hasta la superficie y se mantuvieron a   | Nowacek <i>et al.</i> 2001                  |

<sup>122</sup> Si no se especifica lo contrario cuando aparecen dB nos referimos a dB re 1 µPa a 1m. SURTASS, sistema de arrastre de sensores de sonar de vigilancia de la armada de Estados Unidos; LFA, sonar activo de baja frecuencia; SPL, source pressure level; ATOC, Termometría Acústica del Clima Oceánica; ADD (Acoustic Deterrent Device), dispositivo acústico de disuasión; AHD (Acoustic Harassment Device), dispositivo acústico de hostigamiento; p-p, pico a pico. Información extraída de Perry *et al.* 1998 y Nowacek 2007

|                        |  |  |  |
|------------------------|--|--|--|
| vasca                  | 1000 Hz y tonos de amplitud modulada y barridos descendentes   | unos 5 m por debajo de la superficie.  |  |
| Ballena gris           | Evidencia de alteración por barcos   | Ballenas grises en la Bahía de San Diego respondieron al ruido de barco abandonando las lagunas de cría, retornando solamente después de que el tráfico de barcos decreciera   | Reeves 1977 (en Richardson <i>et al.</i> , 1995b)                  |
|                        | Evidencia de alteración por barcos   | Las ballenas grises abandonaron la Laguna del Guerrero Negro durante varios años mientras fue sujeta a perturbaciones humanas (intenso tráfico marítimo y un continuo dragado). Después de la disminución de las actividades de tráfico marítimo, las ballenas grises volvieron a ocupar la laguna   | Bryant <i>et al.</i> 1984 (en Gordon y Moscrop 1996)               |
|                        | Evidencia de alteración por actividades industriales   | Se utilizaron playbacks de ruidos de prospecciones petrolíferas mientras más de 3500 ballenas grises pasaban. Las respuestas de evasión empezaron a niveles recibidos de banda ancha de unos 110dB re 1 $\mu$ Pa y la respuesta aumentaba a medida que subían los niveles. Más del 80% de las ballenas mostraron evasiones a niveles recibidos por encima de los 130dB re 1 $\mu$ Pa | Malme <i>et al.</i> 1983; 1984 (en Richardson <i>et al.</i> 1995b) |
|                        | Evidencia de alteración por exploraciones sísmicas. Usaron un <i>array</i> de cañones de aire comprimido de 65.54 l.   | El 10% de las ballenas grises mostraron un comportamiento de evasión a niveles recibidos de banda ancha de 164dB re 1 $\mu$ Pa, un 50% a 170dB re 1 $\mu$ Pa, y un 90% a 180dB re 1 $\mu$ Pa. Las ballenas se movieron de una zona de poca profundidad con oleaje a zonas de protección sonora entre rocas   | Malme <i>et al.</i> 1983; 1984 (en Richardson <i>et al.</i> 1995b) |
|                        | Evidencia de alteración por aviones. Observaron las reacciones de ballena gris a playbacks de ruido de helicóptero (excluyendo los componentes de baja frecuencia) | Tres pases simulados por minuto provocaron reacciones de evasión en un 50% de las ballenas a unos niveles de banda ancha recibidos de 120dB re 1 $\mu$ Pa.   | Malme <i>et al.</i> 1984 (en Richardson 1997)                      |
| Ballena de Groenlandia | Evidencia de alteración por barcos   | Las ballenas nadaban rápidamente para huir de los barcos que se encontraban a 0.8-3.4km, con menores tiempos en superficie y de inmersión. Las ballenas estaban dispersas con una distancia media entre animales que aumentaba desde 7.5 a 37 cuerpos; este efecto persistía durante al menos una hora   | Richardson <i>et al.</i> 1985                                      |

|  |   |  |
|--|---|--|
| Evidencia de alteración por actividades industriales.<br>Compararon la distribución de las ballenas de Groenlandia y las actividades industriales en el Mar de Beaufort Canadiense | Especularon que había una disminución del área más industrializado por parte de las ballenas de Groenlandia desde 1980, la cual fue un resultado de efectos acumulados de la actividad industrial que empezó en 1976. Los efectos de las distribuciones cambiantes de zooplancton y otros factores ambientales no son conocidos   | Richardson <i>et al.</i> 1987                            |
| Evidencia de alteración por actividades industriales   | Estudios de playback encontraron que la mayoría de las ballenas evitaban los barcos perforadores o ruido de las dragas de banda ancha (20-1000Hz) con niveles recibidos sobre los 115dB re1µPa, niveles que se pueden encontrar entre 3-11 Km. de los barcos perforadores y dragas. Esto identifica un umbral de respuesta sobre 110dB re1µPa en una banda de un tercio de octava donde el ruido industrial es más prominente. Las ballenas pueden soportar niveles de mayor intensidad si su única ruta de migración requiere una aproximación a la fuente emisora (Richardson y Greene, 1993) | Richardson <i>et al.</i> 1990                            |
| Evidencia de alteración por exploraciones sísmicas   | Las ballenas nadaban rápidamente huyendo de un barco que realizaba exploraciones sísmicas a una distancia de 24 Km.   | Koski y Johnson 1987 (en Richardson <i>et al.</i> 1995b) |
| Evidencia de alteración por exploraciones sísmicas   | Inicio de un cambio de comportamiento a más de 8 Km. de la fuente, a unos niveles recibidos de 142-157dB re1µPa   | Ljungblad <i>et al.</i> 1988                             |
| Evidencia de alteración por exploraciones sísmicas   | Alteraciones sutiles en sus comportamientos de superficie, respiración y ciclos de inmersión en respuesta a barcos que realizaban exploraciones sísmicas, indicando que la ausencia de respuestas conspicuas no prueba necesariamente que un animal no ha sido afectado   | Richardson <i>et al.</i> 1985                            |
| Evidencia de alteración por exploraciones sísmicas   | Se observaron ballenas dedicadas a sus actividades normales a 6 Km. de los barcos, donde los niveles estimados recibidos eran de 158dB re1µPa   | Richardson <i>et al.</i> 1986                            |
| Evidencia de alteración por aviones  | Reacciones de evasión en las ballenas cuando el avión se aproximó o hizo círculos a o por debajo de 305m sobre el nivel del mar.  | Richardson <i>et al.</i> 1985                            |

|                 |   |   |                                |
|-----------------|---|---|--------------------------------|
|                 | Evidencia de alteración por aviones   | Las ballenas respondían menos a los aviones que pasaban cuando estaban activamente ocupadas en la alimentación, actividades sociales y apareamiento que cuando estaban descansando  | Richardson <i>et al.</i> 1995a |
|                 | Evidencia de alteración por aviones   | Los niveles recibidos fueron de 114 dB <sub>RMS</sub> re 1 µPa a 1m a 3m de profundidad y de 120 dB a 18m de profundidad. Se observaron inmersiones cortas, abruptas, distanciándose de la fuente sonora  | Patenaude <i>et al.</i> 2002   |
| Belugas         | Evidencia de alteración por barcos. Fueron monitorizadas unas belugas en el Estuario de St. Lawrence antes, durante y después de una exposición al ruido de un barco a motor pequeño y un ferri | Las reacciones del acercamiento de los barcos incluían la reducción de diversidad y tasas de vocalizaciones y la repetición de vocalizaciones específicas en el primer Km. En los primeros 300m, las belugas cambiaron su pico de frecuencia de sus señales de 3.5kHz a 5.2-8.8kHz  | Lesage <i>et al.</i> 1993      |
|                 | Evidencia de alteración por barcos  | Reacciones de elusión a playbacks de ruidos de barco a niveles que se creían que deberían ser apenas perceptibles. Se concluyó que las belugas parecen más influenciadas por el hábitat y por la actividad en el momento de la perturbación, que por la intensidad del sonido   | Stewart <i>et al.</i> 1982     |
|                 | Evidencia de alteración por barcos  | Mostraron comportamientos de alteración en la velocidad y dirección en la natación cambios en los patrones de inmersión, respiración y tiempo de superficie y/o cambios en el comportamiento vocal  | Lawson 2005                    |
|                 | Evidencia de perturbación por simulaciones de explosiones subacuáticas distantes  | Se estableció como umbral de perturbación a 220 dB <sub>p-p</sub> re 1 µPa. No se predijo TTS > 6 dB por encima de 221 dB <sub>p-p</sub> re 1 µPa   | Finneran <i>et al.</i> 2000    |
| Beluga y narval | Evidencia de alteración por barcos. Estudiaron las reacciones de las belugas y narvales frente a barcos rompehielos en el Ártico Canadiense   | Las belugas reaccionaron con un comportamiento de huida y los narvales con la respuesta de quedarse inmóviles, las características respuestas que tienen frente a las orcas. Las belugas evitaron los barcos que se aproximaban en 45-60 Km., y parecían ser conscientes de un barco que se aproximaba a una distancia de 85 km. Estos resultados muestran que las belugas eran conscientes de sonidos de barcos que estaban mucho más lejos que las predicciones basadas en niveles umbrales de audición calculados en animales en | Finneran <i>et al.</i> 2000    |

|            |   |   |                           |
|------------|---|---|---------------------------|
|            |   | cautividad, poniendo en duda la aplicabilidad de estos audiogramas frente a situaciones naturales. Las reacciones empezaron cuando los niveles de ruido de barco de banda ancha (20-1000Hz) fueron de 94-105dB re 1µPa. Las belugas se movieron hasta 80 km de su posición original en respuesta al barco, y permanecieron ausentes durante 1-2 días. Los efectos en narvales aparecieron más transitorios, reanudando sus actividades normales cuando los niveles de banda ancha recibidos fueron de 120dB re 1µPa |                           |
| Cachalotes | Evidencia de alteración por barcos  | Las respuestas observadas en cachalotes frente los barcos incluyen reducción de tiempo en superficie, intervalos más cortos entre las respiraciones y reducción de la frecuencia de inmersiones mostrando la cola   | Gordon <i>et al.</i> 1992 |
|            | Evidencia de alteración por barcos de avistamiento de cetáceos            | Los cachalotes en Nueva Zelanda evitaron los barcos de avistamiento a una distancia de 2 km   | Cawthorn 1992             |
|            | Evidencia de alteración por exploraciones sísmicas                        | Investigaciones de avistamientos mostraron que los cachalotes se desplazaron a una distancia de 60 Km. del área del Golfo de Méjico donde las exploraciones sísmicas tuvieron lugar   | Mate <i>et al.</i> 1994   |
|            | Evidencia de alteración por exploraciones sísmicas                        | Los cachalotes también se encontraron parando de vocalizar en respuesta de pulsos sísmicos relativamente débiles procedentes de un barco a cientos de Km.   | Bowles <i>et al.</i> 1994 |
|            | Evidencia de alteración por exploraciones sísmicas                        | Estudios en el norte del Golfo de Méjico indicaron que las exploraciones sísmicas tenían un impacto negativo desde un punto de vista de la comunicación y el comportamiento de orientación de los cachalotes, pero no se observaron efectos en la distribución de otros odontocetos   | Rankin y Evans 1998       |
|            | Evidencia de alteración por exploraciones sísmicas emitiendo a 210-260 Hz | Se estima que los niveles que los animales pueden recibir antes de producir respuestas acústicas o comportamentales son de 146 dB <sub>p-p</sub> re 1 µPa.  | Madsen <i>et al.</i> 2002 |

|  |  |   |
|--|--|---|
| Evidencia de alteración por exploraciones sísmicas en el Golfo de México   | Los cachalotes en esta zona han sido expuestos a sonidos de exploraciones sísmicas durante bastantes años (Wilson et al. 2006). Mediante monitorizaciones visuales y rastreos por satélite observaron que los animales no muestran cambios el comportamiento o estos cambios son poco detectables  | Gordon <i>et al.</i> 2006; Winsor y Mate 2006 |
| Evidencia de alteración por exploraciones sísmicas en experimentos de exposición controlada con unas grabadoras especiales o DTAG (Johnson y Tyack, 2003) adheridas a los animales | Los animales no mostraron comportamientos de evasión en un rango de 1-13 Km. de la fuente con unos niveles recibidos de 152-162 dB <sub>P-P</sub> re 1 µPa (135-147 dB <sub>RMS</sub> re 1 µPa, 115-135 re 1µPa <sup>2s</sup> ). Mientras la mayoría de ellos continuaban con sus patrones de inmersión, se observó que había menos inmersiones mostrando la cola y producían un menor número de <i>buzzes</i> . | Miller <i>et al.</i> 2006                     |
| Evidencia de alteración por sonares  | Los cachalotes reaccionaban ante un sonar militar a una distancia de 20 Km. o más de la fuente. El sonar a frecuencias de 6-28 kHz causó un cese de las vocalizaciones y a veces un comportamiento de elusión de la fuente   | Watkins <i>et al.</i> 1985; 1993              |
| Evidencia de alteración por dispositivos acústicos   | Un estudio para rechazar cachalotes de las rutas de los ferris en las Islas Canarias usando playbacks de una variedad de sonidos encontraron que los cachalotes reaccionaban fuertemente a pulso de 10kHz, particularmente cuando respiraban a superficie después de una larga inmersión   | André <i>et al.</i> 1997                      |
| Evidencia de perturbación por detonaciones   | Los niveles recibidos fueron < 179 dB <sub>RMS</sub> re 1 µPa a 1m. No se observaron efectos comportamentales o acústicos  | Madsen y Møhl 2000                            |

|                           |  |   |                                   |
|---------------------------|--|---|-----------------------------------|
|                           | Exposición y el comportamiento acústico de 8 cachalotes registrados con tags antes, durante y después de 5 exposiciones controladas con pistolas de aire comprimido separadas entre ellas 1-2h   | Ninguno de los 8 cachalotes cambiaron el estado de comportamiento (7 alimentándose y 1 descansando), tras el inicio del ramp up a las distancias de 7-13 km, o durante las exposiciones (entre 1-13km). El animal que estaba más cerca de la fuente descansaba durante la exposición, pero empezó a alimentarse poco después del cese de la exposición, posiblemente indicando una demora en la búsqueda de alimento durante la exposición. Los cachalotes no mostraron comportamiento de huida para evitar la fuente. Hubo 6% menos de producción de señales <i>pitch generated</i> y disminuciones del 19% en la tasas de producción de <i>buzzes</i> durante la alimentación, pero estas últimas no resultaron ser significativas. | Miller <i>et al.</i> 2009         |
| Cachalotes y calderones   | Evidencia de alteración por termometría acústica. El estudio de viabilidad de Heard Island transmitió sonido durante una hora de cada tres, con unos niveles de fuente de 209-220dB re 1µPa-m a una profundidad de 175m (la profundidad estimada del canal profundo sonoro cerca de la isla de Heard). La frecuencia central fue 57 kHz, con un ancho de banda máximo de 30 Hz | Las señales de cachalotes y calderones fueron escuchadas un 23 % de los 1181 minutos de monitoreo acústico antes de la transmisión, pero estuvieron ausentes en 1939 minutos del monitoreo durante la transmisión. Los clicks de los cachalotes se escucharon finalmente 36 horas después del final de la transmisión. El tamaño de muestra de los avistamientos fue demasiado pequeño como para estimar cambios en densidades de cetáceos  | Bowles <i>et al.</i> 1994         |
| Calderones de aleta corta | Evidencia de alteración por barcos de avistamiento de cetáceos   | Tiempos de inmersión significativamente más largos de calderones en respuesta a un gran número de barcos de avistamiento de cetáceos en las Islas Canarias. Los patrones de respiración se normalizaron finalmente, sin embargo se documentaron ejemplos de comportamiento inusualmente agresivo durante las observaciones  | Heimlich-Boran <i>et al.</i> 1994 |
|                           | Evidencia de alteración por el ramp up utilizado como estrategia de mitigación para posibles impactos del sonido de las pistolas de aire comprimido. Se controló un grupo de 15 calderones antes, durante y después de un procedimiento un ramp up de 30 minutos en una prospección sísmica 2-D en Gabón.  | No se observaron cambios en el comportamiento durante el período inicial del ramp up. Sin embargo, al cabo de 10 minutos de haber empezado (con un volumen de pistolas de aire comprimido de de 940 cu3), el subgrupo más cercano huyó bruscamente de la fuente. El comportamiento posterior incluyó milling, tailslapping, y   | Weir 2008                         |

|                               |   |   |                          |
|-------------------------------|---|---|--------------------------|
|                               |   | cambio de rumbo de 180 ° para viajar en la dirección opuesta del buque sísmico.   |                          |
| Delfín común                  | Evidencia de alteración por exploraciones sísmicas con pistolas de aire comprimido a 80 – 100 m de profundidad que emitían a: a) 250 Hz, b) 2 kHz, c) 10 kHz, d) 20 kHz Monitorizaron delfines comunes antes, durante y después de una exploración sísmica en el sur del mar de Irlanda | Reacción de evasión de los delfines en el área monitorizada. Los niveles recibidos fueron de 170 (a), 140 (b), 115 (c) y 227 (d) dB re 1 $\mu$ Pa/ sgrt(Hz). Los animales situados a 5 Km. de la fuente mostraron un número mayor de vocalizaciones por hora antes y durante las exploraciones. La exploración empleó cañones de aire comprimido de 34,74 l, los cuales son más pequeños que los <i>arrays</i> que usan normalmente las compañías de prospección  | Goold 1996               |
| Delfín común de aletas largas | Evidencia de alteración por exploraciones sísmicas con pistolas de aire comprimido que emitían a: a) 200 Hz, b) 20 kHz  | Los niveles recibidos fueron de 140 (a) y 90 (b) dB re 1 $\mu$ Pa/ sgrt(Hz). Se estimó que la señal sería claramente audible para delfines a un rango de 8 Km. Los animales situados a 750m de la fuente mostraron una proporción menor (4%) de contacto acústico durante las emisiones que cuando no se usaban las pistolas de aire comprimido   | Goold and Fish 1998      |
| Delfines mulares              | Evidencia de alteración por barcos. Se examinó el efecto de las lanchas motoras y el playback de su sonido en delfines mulares en Cardigan Bay  | Se observaron respuestas de menores periodos a superficie, inmersiones más largas y movimientos de evasión de los barcos en 150-300m. Se ha sugerido que barcos más silenciosos pero que navegan a alta velocidad pueden alterar y molestar más a los delfines que barcos más grandes, pero más lentos, que emiten ruido de más alta intensidad. Como el ruido provocado por barcos de alta velocidad es mayor que los niveles ambientales solo un tiempo corto antes de su punto de máximo acercamiento, de este modo provocarían una respuesta debido a que los animales se habrían asustado. | Evans <i>et al.</i> 1992 |
|                               | Evidencia de alteración por barcos de recreo, que emitían niveles de ruido de 113-138 dB <sub>RMS</sub> re 1 $\mu$ Pa a 1m  | Se observó una tasa de producción de silbidos mayor durante y después de la exposición  | Buckstaff 2004           |
|                               | Evidencia de alteración por barcos de avistamiento de cetáceos  | Disminución en la frecuencia en que los delfines estaban en superficie en respuesta a un barco de avistamiento que trataba de permanecer cerca del grupo. Los delfines mostraron poca respuesta a los demás barcos del área   | Janik y Thompson 1996    |

|                            |  |   |                             |
|----------------------------|--|---|-----------------------------|
|                            | Evidencia de alteración por exploraciones sísmicas. Monitorizaron pequeños cetáceos en el mar de Irlanda antes, durante y después de una exploración sísmica | A pesar que la mayoría de los tamaños de muestra fueron demasiado pequeños para análisis estadístico, se encontró una disminución significativa del número de delfines mulares, sugiriendo que una proporción de la población se había movido fuera del área durante el periodo. No se conoce si este movimiento releja una respuesta a las actividades sísmicas o a movimientos estacionales | Evans <i>et al.</i> 1993    |
|                            | Evidencia de alteración por dispositivos acústicos. El ADD utilizado emitía pulsos de 10 kHz cada 4 segundos a 132 dB re 1 $\mu$ Pa a 1m                     | Los niveles recibidos fueron de 120 dB <sub>RMS</sub> re 1 $\mu$ Pa a 1m a aproximadamente 100m. No se observó diferencias entre la distancia máxima de acercamiento a la fuente cuando el dispositivo estaba activo o inactivo   | Cox <i>et al.</i> 2004      |
|                            | Evidencia de perturbación por simulaciones de explosiones subacuáticas distantes   | Establecieron como umbral de perturbación entre 196 y 209 dB <sub>p-p</sub> re 1 $\mu$ Pa. No se predijo TTS > 6 dB por encima de 221 dB <sub>p-p</sub> re 1 $\mu$ Pa   | Finneran <i>et al.</i> 2000 |
| Delfín de Héctor           | Evidencia de alteración por dispositivos acústicos. El ADD utilizado emitía pulsos de 10 kHz cada 4 segundos a 132 dB re 1 $\mu$ Pa a 1m                     | El nivel máximo estimado en su mayor acercamiento a la fuente (552m) fue de 86 dB <sub>RMS</sub> re 1 $\mu$ Pa a 1m. Se observó un comportamiento de evasión de la fuente sonora  | Stone <i>et al.</i> 1997    |
|                            | Evidencia de alteración por aviones. El helicóptero producía tonos entre 10 y 500Hz y estaba situado a 450 m de altitud                                      | Los niveles recibidos fueron de 120 dB <sub>RMS</sub> re 1 $\mu$ Pa a 1m a 3m de profundidad y de 112 dB a 18m de profundidad. Se observaron inmersiones cortas, abruptas, distanciándose de la fuente sonora   | Stone <i>et al.</i> 1997    |
| Delfín Indo-Pacífico       | Evidencia de alteración por barcos turísticos en Zanzíbar  | Las 5 parejas madre-cría estudiadas no presentaban cambios en el patrón de natación cuando había pocos barcos en la zona pero presentaban una gran proporción significativa de movimientos erráticos cuando había submarinistas en el agua. La proporción de inmersiones, tail-out incrementaba a medida que aumentaba la actividad turística.  | Stensland y Berggren 2007   |
| Falsa orca y calderón gris | Evidencia de alteración por ATOC. Midió los umbrales auditivos a un calderón gris i una falsa orca en cautividad con señales pulsadas ATOC de 1 s            | Ambas especies tenían un umbral relativamente alto al sonido (139-142dB re 1 $\mu$ Pa), indicando que estos animales deberían hacer inmersiones de alrededor 400m, directamente bajo la fuente, para detectar este sonido   | Au <i>et al.</i> 1997       |
| Marsopa común              | Evidencia de alteración por barcos   | Las marsopas exhibían una reacción de eludir los barcos de investigación  | Polacheck and Thorpe 1990   |

|  |  |                                   |
|--|--|-----------------------------------|
| Evidencia de alteración por barcos   | Las marsopas del Sudeste de Shetland eludían barcos de todas las medidas, a veces moviéndose fuera del área. También descubrieron que las marsopas tenían más probabilidad de eludir barcos infrecuentes que los barcos que solían navegar por el área, como el ferri diario   | Evans <i>et al.</i> 1994          |
| Evidencia de alteración por actividades industriales, concretamente por el ruido del hincado de pilones durante la fase de construcción de un parque eólico en Dinamarca   | Las marsopas mostraron comportamientos de huida de la fuente sonora hasta al menos 15 – 20 Km. y pararon de vocalizar.   | Tougaard <i>et al.</i> 2003, 2005 |
| Evidencia de alteración por tres tipos de generadores eólicos en Dinamarca y Suecia (Middelgrunden, Vindeby y Bockstigen-Valar). El ruido de las turbinas se midió solamente por encima del ruido ambiente en frecuencias inferiores a 500 Hz. | El SPL total estaba en el rango de los 109-127 dB <sub>RMS</sub> re 1 µPa, medidos a una distancia de entre 14 y 20 m de los cimientos. Los niveles máximos de 1/3-octava eran del rango de 106-126 dB <sub>RMS</sub> re 1 µPa. La audibilidad era baja para las marsopas extendiéndose a 20-70 m de la base. Parece poco probable las reacciones de comportamiento de las marsopas al ruido, salvo si están muy cerca de los cimientos. | Tougaard <i>et al.</i> 2009       |
| Evidencia de alteración por exploraciones sísmicas   | Las marsopas mostraron un comportamiento de evasión por encima de los niveles recibidos de 145 y 155 dB <sub>RMS</sub> re 1 µPa hasta más de 70 Km. de distancia   | Bain y Williams 2006              |
| Evidencia de alteración por pistolas de aire comprimido  | El animal mostró reacciones constantemente de comportamiento aversivo en los SPL recibidos por encima de 174 dB <sub>P-P</sub> re 1 µPa a 1m o SEL de 145 dB re 1 µPa <sup>2</sup> s.  | Lucke <i>et al.</i> 2009          |
| Evidencia de alteración por dispositivos acústicos. Utilizaron barridos de 8-16 kHz y 116-130 dB re 1 µPa a 1m   | Los dos machos del tanque empezaron a incomodarse a partir de los 116 dB <sub>RMS</sub> re 1 µPa a 1m. Observaron una reacción de evasión de la fuente sonora a medida que los niveles se incrementaban  | Kastelein <i>et al.</i> 2005      |
| Evidencia de alteración por dispositivos acústicos. Realizaron 4 experimentos con ADDs diferentes: 1) clicks, tonos y barridos de 17.5-140 kHz; 2) tonos de 2.5kHz y 110-131 dB; 3) 110kHz, 158 dB; 4) 325 kHz, 179 dB                         | Los niveles recibidos fueron de ≤ 107 dB <sub>RMS</sub> re 1 µPa a 1m. En todos los casos se observó un comportamiento de evasión de la fuente sonora  | Kastelein <i>et al.</i> 1997      |

|   |   |                              |
|---|---|------------------------------|
| Evidencia de alteración por dispositivos acústicos. Realizaron 3 experimentos con ADDs diferentes: 1) pulsos de 10 kHz cada 4 s a 132 dB; 2) pulsos de 10kHz con una producción al azar, 132 dB; 3) barridos entre 2 y 3.5 kHz, 100dB   | Los niveles recibidos fueron de $\leq 124$ dB <sub>RMS</sub> re 1 $\mu$ Pa a 1m en los dos primeros experimentos y de $\leq 90$ dB <sub>RMS</sub> re 1 $\mu$ Pa a 1m a 3.5 kHz en el tercero. En todos los casos se observó un comportamiento de evasión de la fuente sonora  | Kastelein <i>et al.</i> 2000 |
| Evidencia de alteración por dispositivos acústicos. Realizaron 3 experimentos con ADDs diferentes: 1) 16 tonos (pulso de ancho constante) entre 9 y 15kHz, 145 dB; 2) igual que 1) pero con el pulso de ancho al azar; 3) 0.1s de barrido ascendente y 0.2s de barrido descendente entre 20-80 kHz y 96-118 dB re 1 $\mu$ Pa a 1m | Los niveles recibidos fueron de $\leq 138$ dB <sub>RMS</sub> re 1 $\mu$ Pa a 1m a 33 kHz en el primer experimento, de $\leq 140$ dB <sub>RMS</sub> re 1 $\mu$ Pa a 1m a 12 kHz en el segundo y de $\leq 90$ dB <sub>RMS</sub> re 1 $\mu$ Pa a 1m a 65 kHz en el tercero. En todos los casos se observó un comportamiento de evasión de la fuente sonora y un incremento de la tasa respiratoria | Kastelein <i>et al.</i> 2001 |
| Evidencia de alteración por dispositivos acústicos. El ADD utilizado emitía barridos entre 20 y 169 kHz y a 145 dB re 1 $\mu$ Pa a 1m   | El nivel máximo estimado en su mayor acercamiento a la fuente (130m) fue de 102 dB <sub>RMS</sub> re 1 $\mu$ Pa a 1m. Se observó un comportamiento de evasión de la fuente sonora   | Culik <i>et al.</i> 2001     |
| Evidencia de alteración por dispositivos acústicos. El ADD utilizado emitía tonos de 115 dB re 1 $\mu$ Pa a 1m a 2.5 kHz  | El nivel máximo estimado en su mayor acercamiento a la fuente (130m) fue de 72 dB <sub>RMS</sub> re 1 $\mu$ Pa a 1m. Se observó un comportamiento de evasión de la fuente sonora  | Koschinski y Culik 1997      |
| Evidencia de alteración por dispositivos acústicos. El ADD utilizado emitía pulsos de 10 kHz cada 4 segundos a 132 dB re 1 $\mu$ Pa a 1m  | Evidencia de alteración por dispositivos acústicos. El ADD utilizado emitía pulsos de 10 kHz cada 4 segundos a 132 dB re 1 $\mu$ Pa a 1m  | Cox <i>et al.</i> 2001       |
| Evidencia de alteración por dispositivos acústicos  | Al principio las marsopas respondían más fuertemente a los sonidos de un pinger reproducido disminuyendo sus vocalizaciones, tiempo en superficie y latidos del corazón (entrando por debajo de una bradicardia normal). Sin embargo, los animales parecían habituarse a este sonido en las sesiones siguientes   | Teilmann <i>et al.</i> 2006  |
| Evidencia de alteración por dispositivos acústicos. El ADH utilizado emitía a unos niveles de 180- 200 dB re 1 $\mu$ Pa a 1m  | Se estima que los animales recibieron unos niveles de 122 dB <sub>RMS</sub> re 1 $\mu$ Pa a 1m al máximo rango de influencia. En un porcentaje muy elevado de lugares que usaron AHDs se concluyó una posible exclusión de hábitat  | Johnston y Woodley 1998      |
| Evidencia de alteración por dispositivos acústicos. El ADH utilizado emitía a unos niveles de 180 dB re 1 $\mu$ Pa a 1m   | Las marsopas evitaron la fuente sonora. No se observó ningún animal en los primeros 200 m. Se estimaron unos niveles de $\leq 134$ dB <sub>RMS</sub> re 1 $\mu$ Pa a 200 m de la fuente (zona de exclusión)   | Olesiuk <i>et al.</i> 2002   |

|  |   |  |                              |
|--|---|--|------------------------------|
|  | Evidencia de alteración por dispositivos acústicos. El ADH utilizado emitía a unos niveles de 180 dB re 1 $\mu$ Pa a 1m   | Las marsopas evitaron la fuente sonora, aproximándose como máximo a 645 m. Se estimaron unos niveles de 125 dB <sub>RMS</sub> re 1 $\mu$ Pa a 991 m de la fuente   | Johnston 2002                |
|  | Evidencia de alteración por dispositivos acústicos. El ADH utilizado emitía a unos niveles de 180 - 200 dB re 1 $\mu$ Pa a 1m   | Los autores concluyeron que el AHD podría excluir non-target especies de hábitats importantes. Estimaron niveles mayores de 130 dB <sub>RMS</sub> re 1 $\mu$ Pa a 1 Km. m de la fuente de 200 dB re 1 $\mu$ Pa a 1m  | Taylor <i>et al.</i> 1997    |
|  | Evidencia de alteración por dispositivos acústicos. El ADH utilizado emitía a unos niveles de 180 dB re 1 $\mu$ Pa a 1m   | Las marsopas evitaron la fuente sonora. No se observó ningún animal en los primeros 200 m. Se estimaron unos niveles de $\leq$ 134 dB <sub>RMS</sub> re 1 $\mu$ Pa a 200 m de la fuente (zona de exclusión)  | Olesiuk <i>et al.</i> 2002   |
|  | Evidencia de alteración por dispositivos acústicos. El ADH utilizado emitía a unos niveles de 180 dB re 1 $\mu$ Pa a 1m   | Las marsopas evitaron la fuente sonora, aproximándose como máximo a 645 m. Se estimaron unos niveles de 125 dB <sub>RMS</sub> re 1 $\mu$ Pa a 991 m de la fuente   | Johnston 2002                |
|  | Evidencia de alteración por dispositivos acústicos. El ADH utilizado emitía a unos niveles de 180 - 200 dB re 1 $\mu$ Pa a 1m   | Los autores concluyeron que el AHD podría excluir non-target especies de hábitats importantes. Estimaron niveles mayores de 130 dB <sub>RMS</sub> re 1 $\mu$ Pa a 1 Km. m de la fuente de 200 dB re 1 $\mu$ Pa a 1m  | Taylor <i>et al.</i> 1997    |
| Marsopa común y delfín listado                             | Evidencia de alteración por dispositivos acústicos. El ADD utilizado emitía 16 tonos (con ancho del pulso e intervalos constantes) entre 9 y 15 kHz y 145 dB re 1 $\mu$ Pa a 1m | Los niveles recibidos fueron de $\leq$ 138 dB <sub>RMS</sub> re 1 $\mu$ Pa a 1m a 33 kHz. Se observó un comportamiento de evasión de la fuente sonora por parte de las marsopas pero ninguna reacción por parte del delfín listado.  | Kastelein <i>et al.</i> 2006 |
| Marsopa común y foca común                                 | Evidencia de alteración por dispositivos acústicos. El ADH utilizado emitía a unos niveles de 172 dB re 1 $\mu$ Pa a 1m   | Las focas situadas aproximadamente a 45 m recibieron niveles de 158 – 164 dB <sub>RMS</sub> re 1 $\mu$ Pa evitaron la fuente sonora.   | Jacobs y Terhune 2002        |
| Orca   | Evidencia de alteración por barcos de avistamiento de cetáceos, los cuales estaban a más de 100m de las orcas y producían sonidos a 100Hz                                       | Observaron que las orcas realizaban movimientos cuya trayectoria era menos directa y menos predecible  | Williams <i>et al.</i> 2002  |
| Rorcual aliblanco, rorcual común, yubarta y ballena franca | Evidencia de alteración por barcos de avistamiento de cetáceos  | Las respuestas de misticetos a los barcos en aguas de Cape Cod fueron variables según las especies y cambiaban en el tiempo. En general, los rorcuales aliblanco, yubartas y rorcuales comunes parecían habituarse a los barcos, mientras que el comportamiento de las ballenas francas permaneció sin cambios | Watkins 1986                 |

|               |  |   |  |
|---------------|--|---|--|
| Rorcual común | Evidencia de alteración por barcos de avistamiento de cetáceos   | Los rorcuales comunes en el Golfo de Maine mostraron una reducción significativa del tiempo de inmersión y una reducción del número de respiraciones en la superficie cuando los barcos de avistamiento de cetáceos estaban presentes   | Stone <i>et al.</i> 1992   |
| Yubartas      | Evidencia de alteración por barcos   | La velocidad de natación, respiración y comportamientos sociales de las yubartas estaban afectadas por el tráfico marítimo, en particular con respecto al número de barcos, velocidad y proximidad. Un caso de estudio indicó que una cría que estaba sensibilizada por un barco grande, se puso en peligro en respuesta al ruido del motor de un barco pequeño, que no había provocado una respuesta previamente | Bauer <i>et al.</i> 1993   |
|               | Evidencia de alteración por barcos. Estudiaron la respuesta de alimentación de las yubartas cuando había barcos  | A 2-4 km de los barcos las respuestas incluían inmersiones más cortas, mayores intervalos entre respiraciones y velocidades de natación mayores. A menos de 2 km las respuestas fueron inmersiones más largas, intervalos entre respiraciones más pequeños y menor velocidad de natación (es decir, las yubartas evitaban los barcos permaneciendo sumergidas)  | Baker <i>et al.</i> 1982; 1983 (en Richardson <i>et al.</i> 1995b) |
|               | Evidencia de alteración por barcos. Estudiaron la misma población de yubartas en su área de reproducción (Hawai) | Descenso en el porcentaje de madres y crías en aguas poco profundas frente a los elevados niveles de actividad de barcos y aviones  | Glockner-Ferrari y Ferrari 1985                                    |
|               | Evidencia de alteración por barcos   | Las lanchas motoras que empujan los paracaidistas desplazaron las yubartas en Hawai de las aguas costeras, incluyendo los <i>Pods</i> madre/cría  | Green 1991   |
|               | Evidencia de alteración por exploraciones sísmicas comerciales (C) y experimentales (E)                          | Los niveles recibidos fueron de 258 (C) y 227 (E) dB <sub>p-p</sub> re 1 µPa. Se observaron respuestas de evasión a 160-170 dB <sub>p-p</sub> re 1 µPa para ambos <i>arrays</i> C y E   | McCauley <i>et al.</i> 2000  |
|               | Evidencia de alteración por sonares  | Las yubartas en Hawai mostraban un comportamiento de evasión en respuesta a playbacks de pulsos de sonar de 3.3kHz y barridos sonar de 3.1-3.6kHz Las reacciones provenían del parecido entre las señales sonar y los sonidos que las yubartas asociaban con amenazas o advertencias  | Maybaum 1993   |

|                       |   |  |                                 |
|-----------------------|---|--|---------------------------------|
|                       | Evidencia de alteración por sonar. Se llevaron a cabo una serie de experimentos de playback para evaluar el impacto de SURTASS LFA con 18 transductores a 60-180 m de profundidad que emitían a 130-160 Hz (componente de "baja" frecuencia) y a 260-320 Hz (componente de "alta" frecuencia) | Los niveles recibidos fueron de 130 – 150 dB <sub>RMS</sub> re 1 µPa a 1m. Durante la exposición se observaron cantos significativamente más largos que antes o después  | Miller <i>et al.</i> 2000       |
|                       | Evidencia de alteración por sonar. Se llevaron a cabo una serie de experimentos de playback para evaluar el impacto de SURTASS LFA con 18 transductores a 60-180 m de profundidad que emitían a 130-160 Hz (componente de "baja" frecuencia) y a 260-320 Hz (componente de "alta" frecuencia) | Los niveles recibidos fueron de 130 – 150 dB <sub>RMS</sub> re 1 µPa a 1m. Los cantos fueron más largos durante los pings y estos efectos duraron hasta al menos 2 horas después de los mismos   | Fristrup <i>et al.</i> 2003     |
|                       | Evidencia de perturbación por detonaciones a 1.8 km de distancia a 400 Hz   | Los niveles recibidos fueron 140-153 dB <sub>RMS</sub> re 1 µPa a 1m. No se detectaron cambios en las tasas de respiración, reacciones en superficie o diferencias en las tasas de re-avistamiento   | Todd <i>et al.</i> 1996         |
|                       | Evidencia de alteración por ATOC que emitían a una frecuencia central de 75 Hz  | Las yubartas que se encontraban a 10-80 m de profundidad y a 100-200 m de la fuente mostraron inmersiones más largas y se alejaron más entre las inmersiones. Aquellas yubartas que estaban a 8 – 12 km de la fuente presentaron un incremento del tiempo de inmersión y la distancia entre las inmersiones con el nivel recibido estimado. En ambas situaciones se estimaron niveles recibidos de ≤ 130 dB <sub>RMS</sub> re 1 µPa a 1m | Frankel y Clark 1998            |
| Yubartas y cachalotes | Evidencia de alteración por ATOC  | Censos aéreos frente al centro de California mostraron que yubartas y cachalotes estaban distribuidos significativamente lejos de una fuente ATOC durante la emisión acústica  | Calambokidis <i>et al.</i> 1998 |
|                       | Evidencia de alteración por ATOC  | Estudios utilizando playbacks de sonidos ATOC de baja intensidad han provocado algunas respuestas a cachalotes y yubartas  | Gordon <i>et al.</i> 1998a      |

#### 6.4. Alteraciones o lesiones no auditivas

En las necropsias realizadas en los varamientos atípicos de zifios ocurridos en las Bahamas<sup>123</sup> y en Canarias<sup>124</sup>, se encontraron hemorragias múltiples, especialmente en riñones, pulmones, ojos, cavidades orales, tejidos peribulares y en los oídos internos, cavidades craneales, alrededor de las membranas intracraneales y a lo largo del tejido graso acústico (mandíbulas y senos peribulares).

Sin embargo, algunos casos de varamientos atípicos de zifios ocurrieron a raíz de una exposición a niveles sonoros inferiores a los que se consideran causa de TTS<sup>125</sup> o la formación de burbujas. Modelos de campo acústico del varamiento masivo de zifios en las Bahamas en 2000 mostraron que los individuos afectados fueron probablemente expuestos a niveles inferiores a 150-160 dB<sub>RMS</sub> por 50-150 segundos, pero los niveles recibidos la mayor parte del tiempo fueron seguramente bastante menores<sup>126</sup>. Estos niveles son muy inferiores a los que se sospechan ser causa de pérdida auditiva en pequeños odontocetos o a los que están utilizados por algunos órganos reguladores como aceptables o seguros para tomar medidas de gestión<sup>127</sup>.

Todavía no existen datos sobre las características de las exposiciones que causarían PTS en los cetáceos. Los indicadores de trauma acústico están todavía excluidos de los protocolos estándar de necropsia (estudios post-mortem)<sup>128</sup> y son a menudo difíciles de detectar por lo que el análisis puede dejar de lado indicaciones importantes de efectos o impacto de ruido. En consecuencia, hasta que se analicen de forma rutinaria las estructuras internas del oído, una opción que se tiene para estimar las condiciones que les causarían un PTS sería combinar los datos disponibles de datos sobre TTS con datos de mamíferos terrestres sobre el crecimiento de TTS con el incremento de la exposición acústica.

##### 6.4.1. Formación de burbujas. Lesiones traumáticas debidas a accidentes

Las ondas de choque de alto nivel sonoro pueden determinar daños en los tejidos, particularmente en las interfaces entre tejidos de diferente densidad<sup>129</sup>. La resonancia acústica puede llevar también a una amplificación de presión en las cavidades aéreas de los mamíferos como respuesta al sonido. Como los mamíferos marinos contienen espacios aéreos en sus pulmones y tracto gastrointestinal, es posible que estos órganos sean particularmente vulnerables al daño producido por las ondas de choque<sup>130</sup>.

Obviamente, los mamíferos marinos situados cerca de grandes explosiones tienen probabilidad de sufrir lesiones fatales a tejidos y órganos. En algunas áreas esto debe ser lo bastante común como para tener efectos significativos a largo plazo sobre las poblaciones<sup>131</sup>.

A pesar de que se venía aceptado previamente que los animales se desplazarían del área antes de que los niveles sonoros fueran tan altos como para provocar molestias, el hecho es que este no debe ser siempre el caso ya que se han efectuado estudios

---

<sup>123</sup> NOAA y US-Navy 2001; Ketten *et al.* 2004.

<sup>124</sup> Fernández 2004; Fernández *et al.* 2005 a, b, Fernández 2006b.

<sup>125</sup> Finneran *et al.* 2002

<sup>126</sup> Hildebrand *et al.* 2004; Hildebrand 2005; Balcomb 2006.

<sup>127</sup> e.g. CCC 2002; NMFS 2000.

<sup>128</sup> IWC 2004, 2006 b

<sup>129</sup> Turnpenny y Nedwell 1999.

<sup>130</sup> Richardson *et al.* 1995.

<sup>131</sup> Baird *et al.* 1994

que demuestran que frente a ruidos industriales tan fuertes que mataron a dos cetáceos, no se observaron reacciones de comportamiento previos<sup>132</sup>.

En la Tabla 7 se presentan los resultados de los estudios hechos hasta el momento sobre evidencias de efectos fisiológicos en cetáceos debido a su interacción con fuentes acústicas.

Estudios realizados, tanto *in vivo* como teóricos, relacionados con el daño en los tejidos, realizados con mamíferos terrestres, sostienen que el umbral de daño se situaría en el orden de 180–190 dB re 1  $\mu$ Pa<sup>133</sup>. Otras investigaciones sobre daños como consecuencia de explosiones indican que el impacto mecánico de la presión de un pulso de corta duración (impulso acústico positivo) está relacionado con daños en los órganos<sup>134</sup>. Por ejemplo, picos de presión de 222 dB re 1  $\mu$ Pa tienen como consecuencia perforación y hemorragia de intestinos en ratas<sup>135</sup>. Picos de presión de 237 dB re 1  $\mu$ Pa causan contusiones pulmonares, hemorragias, barotraumas y embolismo gaseoso en las arterias de ovejas, resultando letales<sup>136</sup>. Refiriéndonos ya a cetáceos, se ha dado evidencia de muerte de dos yubartas muertas después de una explosión cercana de 5000 Kg., en que el examen de los oídos reveló un significativo trauma por la explosión<sup>137</sup>.

También se ha tenido en cuenta la irritación neuronal en el contexto de los cetáceos que realizan inmersiones a gran profundidad, los varamientos inducidos por sonares y la patología relacionada<sup>138</sup>.

Los mamíferos marinos que realizan inmersiones profundas no parecen tener necesidad de descompresión después de exposiciones a altas presiones, sin que se conozcan aun los mecanismos de protección que lo hacen posible<sup>139</sup>.

Se ha demostrado<sup>140</sup> que sonidos de 750 Hz pueden provocar burbujas en los fluidos corporales (cavitación *in vivo*). Se ha investigado también la posibilidad de que las frecuencias bajas modificaran la difusión y se ha concluido que las burbujas producidas continuarían agrandándose hasta que se alcanzara su frecuencia de resonancia, es decir, a menor frecuencia se daría una mayor amplitud de resonancia. Por ejemplo, a 250 Hz la señal resultará en un crecimiento de burbuja teórico de hasta 1 cm. El gran tamaño de estas burbujas incrementa el potencial de bloquear arterias de diámetro medio.

Aunque los modelos teóricos<sup>141</sup> demostraron que el crecimiento de las burbujas en un rango de frecuencias de 250-1000 Hz requiere una sobresaturación y un nivel de presión sonora muy alto para alcanzar grandes diámetros, se alcanza el tamaño del diámetro de los capilares (10  $\mu$ m) en pocos minutos de presión sonora a niveles superiores a 190 dB SPL.

---

<sup>132</sup> Lien *et al.* 1993

<sup>133</sup> Cudahy *et al.* 1999, Cudahy y Ellison 2002

<sup>134</sup> Greene y Moore 1995

<sup>135</sup> Bauman *et al.* 1997

<sup>136</sup> Fletcher *et al.* 1976

<sup>137</sup> Ketten *et al.* 1993

<sup>138</sup> Talpalar y Grossman 2005

<sup>139</sup> En el caso de los seres humanos, la creación de burbujas a partir del sonido puede suponer un problema, ya que los humanos si necesitan hacer descompresión.

<sup>140</sup> Ter Haar *et al.* 1981

<sup>141</sup> Crum y Mao 1993, 1996

Las necropsias de animales varados asociadas con el uso del sonar activo de media frecuencia en las Islas Canarias en 2002<sup>142</sup>, en 2004<sup>143</sup>, y en Almería en 2006<sup>144</sup> mostraron un síndrome de embolismo graso y gaseoso<sup>145</sup> con síntomas que manifestaron cierta analogía con enfermedades relacionadas con la descompresión en humanos (síndrome DSC, síndrome de Caisson, aeroembolismo), aunque no hay un consenso científico en este aspecto<sup>146</sup>. Este mecanismo patológico puede ocasionar la muerte del animal en un periodo de tiempo corto, por ejemplo, por un posterior fallo cardiovascular severo.

#### 6.4.2. Estrés

El término estrés en este contexto, se utiliza para describir cambios fisiológicos que ocurren en los sistemas inmune y neuroendocrino después de una exposición sonora. Las respuestas fisiológicas al estrés todavía no se conocen completamente pero sí se han medido indicadores de estrés en mamíferos marinos. Por ejemplo, los delfines experimentaron cambios en el ritmo cardíaco como respuesta a una exposición sonora<sup>147</sup>. Una beluga mostró un incremento del nivel de hormonas de estrés (norepinefrina, epinefrina y dopamina) con un incremento del nivel de exposición<sup>148</sup>. El estrés prolongado inducido por el ruido puede llevar a disminuir la resistencia a enfermedades y desequilibrios endocrinos que pueden afectar la reproducción<sup>149</sup>.

Los mamíferos estresados producen normalmente un aumento de los niveles de hormona corticotropina (ACTH), que activa la secreción de hormonas adrenales, como los corticoesteroides (ej. cortisol) y catecolaminas (ej. adrenalina) por el cortex adrenal. A su vez, la activación crónica del cortex adrenal puede llevar a efectos fisiológicos perjudiciales<sup>150</sup>. Mayores niveles de cortisol, por ejemplo, resultan en una reducción de los glóbulos blancos que son responsables de una respuesta inmune (resistencia a infecciones)<sup>151</sup>.

Los cetáceos exhiben síntomas de estrés similares a los de otros mamíferos y pueden ser especialmente sensibles a la sobre-estimulación del cortex adrenal<sup>152</sup>. Es por lo tanto muy posible que cetáceos que residen en áreas afectadas por un ruido continuo de intensidad elevada, como rutas de tráfico marítimo o áreas costeras estén continuamente en riesgo de estrés relacionado con el ruido.

Hay ciertos comportamientos de los cetáceos que pueden ser indicativos de estrés. Por ejemplo, se ha observado<sup>153</sup> en Hawai comportamientos inusuales en calderones, al parecer, como respuesta a un número elevado de barcos de avistamiento de cetáceos. Aunque se ha señalado que la presencia continua de cetáceos en áreas con muchos barcos y otras actividades ruidosas podría indicar que algunas especies son capaces de habituarse al ruido de origen antropogénico, también se ha observado que es probable de que los animales estén en un área, a pesar de las

---

<sup>142</sup> Martín 2002; Martín *et al.* 2004

<sup>143</sup> Espinosa de los Monteros *et al.* 2005; Fernández 2006 b

<sup>144</sup> Dalton 2006; Fernández 2006 a, b

<sup>145</sup> Jepson *et al.* 2003; Fernández 2004; Fernández *et al.* 2005a, b; Fernández 2006 b

<sup>146</sup> Piantadosi y Thalmann 2004

<sup>147</sup> Miksis *et al.* 2001

<sup>148</sup> Romano *et al.* 2004

<sup>149</sup> Geraci y St. Aubin 1980

<sup>150</sup> Seyle 1973

<sup>151</sup> Gwazdauskas *et al.* 1980.

<sup>152</sup> Thomson y Geraci 1986

<sup>153</sup> Heimlich-Boran *et al.* 1994

perturbaciones, si no tienen lugares alternativos que cumplan sus requisitos, y este factor puede inducir estrés<sup>154</sup>.

### 6.4.3. Reproducción

Hay muy pocos estudios sobre el efecto del sonido sobre la reproducción y la mayoría son casos de estudios en humanos que se han centrado sobre todo, en la vibración, entendida como el movimiento de un sistema mecánico. Ejemplos fisiológicos de sistemas mecánicos son el cráneo, y órganos como el pulmón, el corazón y la piel. La combinación de ruido y vibración parece tener un efecto mayor en la función reproductiva de ratas, comparado con el efecto del ruido solo<sup>155</sup>. También se ha demostrado mayor oligospermia, azospermia y malformación del espermatozoide en hombres con una elevada exposición ocupacional a vibraciones<sup>156</sup>. Otros estudios indican que mujeres que permanecen en ambientes con un nivel elevado de ruido o vibraciones sufren un incremento en las irregularidades menstruales, abortos y de partos en los que la cría nace muerta<sup>157</sup>.

**Tabla número 7.- Evidencias documentadas de estrés y otros efectos fisiológicos inducidos por actividades humanas en cetáceos**

| Especie                        | Objetivos del experimento  | Resultados y conclusiones  | Fuente                      |
|--------------------------------|--|--|-----------------------------|
| Belugas                        | Estudiar el estrés producido en cetáceos por actividades antropogénicas. Sometieron a 4 belugas en cautividad a grabaciones de ruidos de una plataforma de perforación (niveles de fuente de 153 dB re 1µPa a 1 m) | Los niveles de catecolamina (adrenalina y noradrenalina) en sangre no eran elevados después del experimento y no se observaron cambios significativos del comportamiento. Se barajó la posibilidad de que los cetáceos cautivos estuvieran habituados a ruidos de baja frecuencia por las bombas de agua y aconsejaron ser prudentes a la hora de aplicar los resultados a belugas en libertad en ausencia de seguimiento a largo plazo        | Thomas <i>et al.</i> (1990) |
| Delfín beluga del río Irrawady | Buscar pruebas de efectos fisiológicos producidos en cetáceos por actividades antropogénicas   | Se ha relacionado mortalidad incidental y consecuente disminución de delfines (Noreste de Camboya) con el empleo de explosivos por parte de pescadores   | Baird <i>et al.</i> (1994)  |
| Delfín mular                   | Estudiar el estrés producido en cetáceos por actividades antropogénicas  | Cuando los delfines eran perseguidos y capturados exhibían un aumento en los niveles de cortisol asociado a una pérdida de leucocitos. Los animales que ya presentaban unos niveles altos de cortisol debido a su manipulación no mostraron incrementos de niveles de cortisol en respuesta a inyecciones de ACTH, sugiriendo que el cortex adrenal estaba estimulado al máximo. Dos de los delfines a los que se les suministró ACTH murieron | Thomson y Geraci (1986)     |

<sup>154</sup> Brodie 1981, en Richardson *et al.* 1995b

<sup>155</sup> Shenaeva 1990

<sup>156</sup> Penkov *et al.* 1996

<sup>157</sup> Seidel y Heide 1986; Seidel 1993.

|               |   |  |  |
|---------------|---|--|--|
|               | Buscar pruebas de efectos fisiológicos producidos en cetáceos por actividades antropogénicas  | Mamíferos marinos o humanos muy cercanos a ruidos de baja frecuencia de SPL superior a 210dB re 1μPa a 500Hz experimentaron un crecimiento significativo de las burbujas en capilares y otros vasos sanguíneos pequeños. Los autores sugirieron que a baja intensidad el ruido podía inducir crecimiento de burbujas en el fluido corporal ya sobresaturado con gas. | Crum y Mao (1996)  |
|               | Estudiar evidencias de efectos fisiológicos producidos en cetáceos por actividades antropogénicas   | Algunos cetáceos hacen repetidas inmersiones a grandes profundidades que pueden producir una sobrepresión de nitrógeno en los tejidos musculares. Por lo tanto es teóricamente posible que sonidos intensos induzcan patologías asociadas con el desarrollo de burbujas ("aeroembolismo") en cetáceos  | Ridgway y Howard (1982); Ridgway (1997)  |
| Marsopa común | Estudiar evidencias de efectos fisiológicos producidos en cetáceos  | La marsopa común puede sufrir daños en los tejidos en los 7 primeros metros de un AHD  | Taylor <i>et al.</i> (1997)  |
| Zifios        | Realizaron necropsias a zifios varados en Canarias 2002 y Almería 2006 después de maniobras militares donde se utilizaron sonares de media frecuencia | Los animales varados mostraron un síndrome de embolismo graso y gaseoso con síntomas que manifestaron cierta analogía con enfermedades relacionadas con la descompresión en humanos  | Jepson <i>et al.</i> , (2003); Degollada <i>et al.</i> , (2003) Fernández, (2004); Fernández <i>et al.</i> , (2004, 2005a y b); Fernández, (2006b) |

## 7. Evaluación del Riesgo

### 7.1. Definición

La naturaleza y posibilidad de mitigación de muchos impactos ambientales puede considerarse dentro de la herramienta conocida como "marco de riesgo". Este concepto fue desarrollado para su aplicación a riesgos de salud en seres humanos, y con el tiempo se ha venido a aplicar también a riesgos de conservación en la fauna silvestre. El "marco de riesgo" ayuda a racionalizar el esfuerzo de la investigación científica aplicada, concentrándolo en los aspectos más sensibles que es preciso abordar en términos de impactos ambientales. El siguiente desarrollo del "marco de riesgo" aplicado al efecto del ruido de origen antropogénico sobre los mamíferos marinos es una adaptación de los marcos genéricos utilizados para otros tipos de contaminación y riesgos<sup>158</sup>.

El "marco de riesgo" se aplica en un proceso analítico de cinco pasos<sup>159</sup>, que detallaremos a continuación y que parte de un enunciado como el siguiente: Un sonido parte de una fuente (ej. transductor sonar, *array* de cañones de aire comprimido para estudios sísmicos), se desplaza por el agua y se convierte en una exposición (sonido recibido por mamíferos marinos). La exposición crea un impacto en los animales expuestos (un tipo y cantidad de sonido recibido por los animales, el cual puede estar expresado de muchas formas), y la magnitud, duración y otras características del impacto determina la extensión en la que éste afecta. El modelo consta de los siguientes pasos analíticos:

1. **Identificación del riesgo:** conlleva la identificación de fuentes sonoras y de las circunstancias que se sospecha que puedan representar peligros, la cuantificación de las concentraciones en que se encuentran en el medio, una descripción de los efectos específicos de la fuente sonora, y una evaluación de las condiciones bajo las cuales estos efectos pueden ser expresados en los mamíferos marinos expuestos para poder determinar la causa del daño. La información para este primer paso puede ser extraída de datos de monitoreo ambiental y de otros tipos de trabajos experimentales, como los que se presentan en este trabajo. Este paso es común para las evaluaciones de riesgo cuantitativas y cualitativas.
2. **Evaluación de la respuesta;** implica la evaluación de las condiciones bajo las cuales los efectos del sonido pueden manifestarse en los animales expuestos, con énfasis particular en la relación cuantitativa entre el impacto y la respuesta. Este paso puede incluir una evaluación de las variaciones de la respuesta, por ejemplo, diferencias en la sensibilidad de las diferentes especies, los efectos auditivos, de comportamiento, efectos fisiológicos no auditivos, efectos tróficos y de ecosistema, efectos a nivel de población, la susceptibilidad en relación con la edad, sexo, estatus reproductivo y momento del año.
3. **Evaluación de la exposición:** conlleva las características de la población que puede estar expuesta a un peligro (incluyendo el número y distribución de cetáceos), identificando las rutas a través de las cuales puede tener lugar la exposición, estimando las características (magnitud, duración y calendario) de los niveles que pueden haber recibido los mamíferos marinos como resultado

---

<sup>158</sup> NRC 1994

<sup>159</sup> Boyd *et al.* 2008

de su exposición y el solapamiento entre señales de cetáceos y los sonidos, moderado por las sensibilidades auditivas de las especies.

4. **Caracterización del riesgo:** implica la integración de la información de los primeros tres puntos con el objeto de desarrollar una estimación cualitativa o cuantitativa de la probabilidad de que alguno de estos peligros asociados a la fuente sonora haya podido afectar a los mamíferos marinos expuestos. Este es el paso en el que se expresan los resultados de la evaluación del riesgo. La caracterización del riesgo debería incluir también una descripción de las incertidumbres asociadas con la valoración del riesgo.
5. **Gestión del riesgo:** incluye el diseño y aplicación de las medidas de mitigación para reducir, eliminar o rectificar los riesgos estimados en el paso anterior. Además de identificar los riesgos prioritarios, la comunidad científica puede contribuir en la gestión del riesgo, proporcionando información y asesoramiento sobre la efectividad de técnicas o estrategias de mitigación que pueden ser usadas para reducir los riesgos. Los esfuerzos aplicados a la gestión del riesgo dependerán de si el peligro de lesión es biológicamente significativo, si excede de los niveles establecidos por la legislación, o si se está generando al respecto una percepción social de rechazo.

No necesariamente todas las evaluaciones de riesgo necesitarán abarcar los cinco pasos descritos. La evaluación del riesgo puede consistir a veces - en casos "sencillos" o realidades bien descritas y conocidas- en la simple valoración del peligro potencial que un ruido antropogénico puede suponer para los mamíferos marinos. Aplicar el "marco de riesgo" a los efectos del ruido antropogénico en mamíferos marinos ayudará, además, a definir los temas de investigación prioritarios necesarios para reducir la incertidumbre aún existente. La Tabla 8, y la Figura 2 muestran de un modo resumido el grado de incertidumbre científica existente respecto a diferentes elementos de los cinco pasos del "marco de riesgo" descritos.

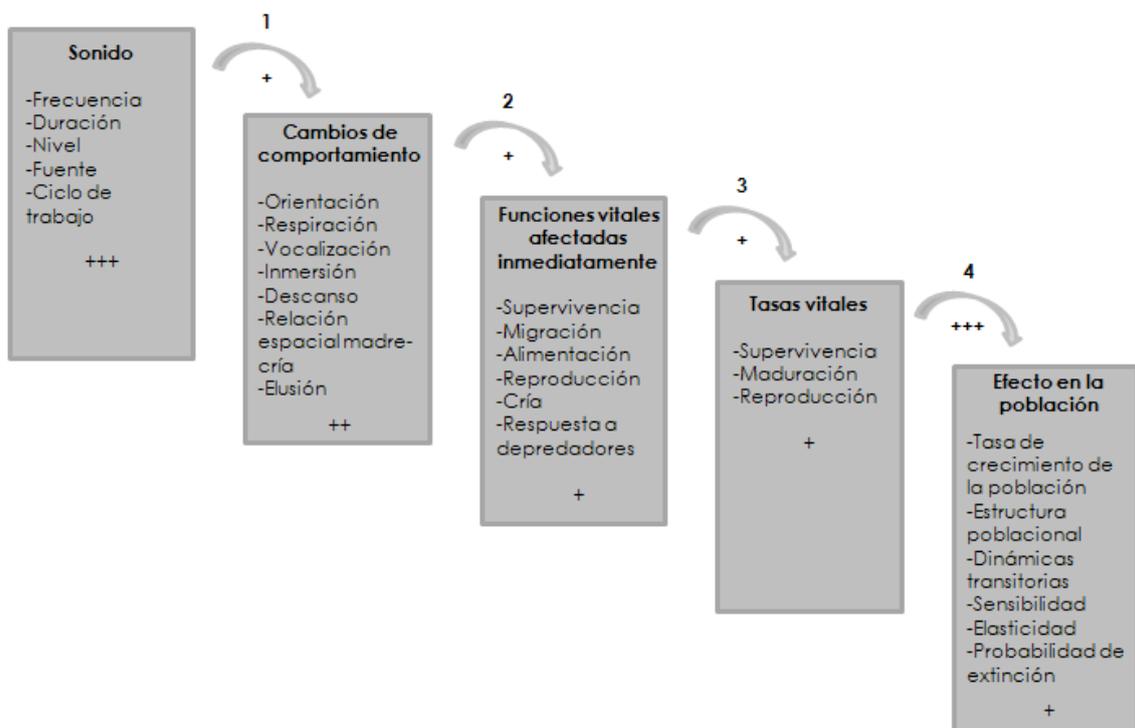
Tabla número 8.- Resumen de fases y elementos del "Marco de riesgo" del impacto del sonido antropogénico sobre mamíferos marinos con expresión del grado de incertidumbre científica existente para cada uno de ellos.<sup>160</sup>

| Marco de evaluación del riesgo                     | Temas de investigación   | Sub-temas  | Grado de incertidumbre  |
|--|--|--|---|
| Paso 1: identificación de un peligro               | Fuentes de sonido en el medio marino   | Características de las fuentes sonoras naturales (biológicas y no biológicas) y antropogénicas   | Moderado  |
|  |  | Abundancia y distribución de las fuentes sonoras   | Alto  |
|  | Campos sonoros en el medio marino  | Campos de ruido ambiente   | Alto  |
|  |  | Campos sonoros de fuentes individuales   | Moderado  |
|  |  | Detección auditiva del sonido  | Moderado  |
|  |  | Sensibilidad no auditiva al sonido   | Moderado  |
|  | Pasos 2 y 3: evaluación de la exposición y de la respuesta en función del nivel (en corto y largo plazo) | Mamíferos marinos como receptores acústicos  | Distribución y abundancia de mamíferos marinos (incluyendo el eje vertical) |
| Defección auditiva del sonido                      |  |  | Moderado  |
| Sensibilidad no-auditiva al sonido                 |  |  | Moderado  |
| Distribución y abundancia de las fuentes acústicas |  |  | Alto  |
| Efecto del sonido sobre los individuos             |  | Efectos fisiológicos (Ej. TTS, PTS, estrés)  | Efectos auditivos: moderado<br>Efectos de estrés: alto                      |
|  |  | Enmascaramiento (incluyendo efectos crónicos potenciales)  | Alto  |
|  |  | Efectos en el comportamiento   | Alto  |
|  |  | Efectos en funciones vitales (Ej. condición alimenticia, condición reproductiva)   | Alto  |
|  |  | Morbilidad   | Alto  |
|  |  | Temas relacionados con varamientos en masa de zifios (Ej. burbujas de nitrógeno, resonancia tisular e hipótesis de hemorragias multifocales) | Alto  |
|  |  | Efectos del sonido en la alimentación debido a la disponibilidad de presa  | Alto  |
| Efectos en poblaciones                             |  | Cambios en las tasas vitales (Ej. fecundidad, supervivencia)   | Alto  |

<sup>160</sup> Hay algunas superposiciones entre los temas de investigación principal en los estadios de la evaluación del riesgo. Por ejemplo, la distribución y abundancia de las fuentes de ruido antropogénico es relevante para la identificación del peligro, así como la evaluación de dosis-respuesta (Boyd *et al.* 2008)

|                                    |   |  |      |
|------------------------------------|---|--|------|
|                                    | Efectos acumulados y sinérgicos           | Efectos de exposiciones múltiples a sonido   | Alto |
|                                    |   | Efectos del sonido en combinación con otros estresantes  | Alto |
| Paso 4: caracterización del riesgo | Riesgo de impacto                         | Solapamiento de exposiciones y efectos   | Alto |
| Paso 5: gestión del riesgo         | Métodos para prevenir o reducir el riesgo | Herramientas de mitigación y determinación de niveles desencadenantes para acciones de gestión | Alto |

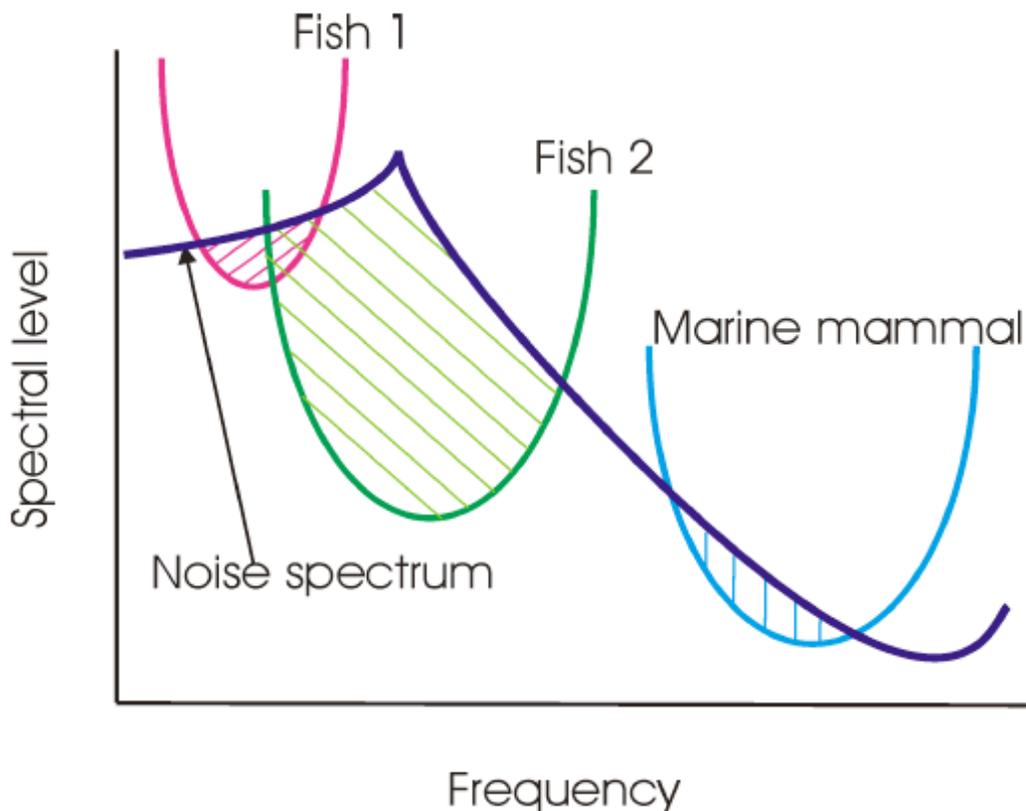
Figura 2. Consecuencias a nivel poblacional de las perturbaciones acústicas. El número de símbolos + muestra el nivel relativo de conocimiento (Boyd *et al.* 2008)



## 7.2. Criterios de impacto físico

Como ya hemos visto, el ruido de origen humano puede cubrir una amplia gama de frecuencias y de niveles de sonido, y la forma en que una determinada especie reacciona al sonido dependerá de la gama de frecuencias que puede escuchar, del nivel de sonido y de su espectro. Tanto la sensibilidad de la audición como la gama de frecuencias que se puede percibir varían mucho de una especie a otra.

Para el ser humano, el sonido es ultrasónico (es decir, por encima del rango de la audición humana) por encima de alrededor 20 kHz. Sin embargo, para muchos peces, los sonidos por encima de 1 kHz son ya ultrasonidos. Para un mamífero marino, la mayor parte de la energía de un cañón de aire comprimido puede ser infrasónico, ya que muchas de estas especies no pueden percibir los sonidos por debajo de 1 kHz. Estas consideraciones indican la importancia de considerar la capacidad auditiva al evaluar el efecto del ruido subacuático en animales marinos. La preocupación por los efectos ambientales que pueden derivar del ruido producido por las actividades humanas han llevado algunos autores<sup>161</sup> a desarrollar y proponer el concepto "dB<sub>ht</sub> (especie)" (o dB umbral de audición de la especie) como método métrico oficial de evaluación de los efectos del ruido.



El dB<sub>ht</sub> (especie) establece una medición del sonido que refleja las diferencias de sensibilidad auditiva entre especies, haciendo pasar el sonido a través de un filtro que reproduce la capacidad auditiva de la especie. Se utiliza un conjunto de coeficientes para definir el comportamiento del filtro de manera que se corresponda con la forma en que la agudeza de la audición de la especie varía con la frecuencia. El nivel de sonido se mide después del filtro; en esta escala, el nivel es diferente para cada especie (esta es la razón por la cual se especifica el nombre de la especie entre paréntesis), y se corresponde con el nivel probable de la percepción del sonido de la especie en cuestión.

<sup>161</sup> Nedwell y Turmpenny 1998

La escala es identificable a una escala dB donde el umbral auditivo de la especie se utiliza como unidad de referencia. Esta formulación es idéntica en el concepto a los dB (A), escala utilizada para la calificación de los efectos de comportamiento del ruido en el hombre. En efecto, el dB (A) puede ser contemplado como la "dB<sub>ht (homo sapiens)</sub>". Uno de los principales beneficios de esta escala es su simplicidad; un número único, el dB<sub>ht (species)</sub>, puede ser utilizado para describir los efectos del ruido en una especie en particular.

Se prevé que la eventual utilización de la escala dB<sub>ht (species)</sub> será la de proporcionar unos "sonómetros de especies", que permitirá realizar simples mediciones de ruido en unidades biológicamente significativas para los usuarios que no son expertos en acústica submarina.

En la actualidad, y como también hemos visto, existen muchas medidas acústicas<sup>162</sup> que podrían ser empleadas para medir el impacto del ruido en animales. Sin embargo, usando estas medidas es imposible predecir sin error cuál sería el impacto capaz de crear una lesión o una perturbación significativa del comportamiento para cada especie. Esto se debe a varias razones: las diferencias ínter específicas de las especies, el hecho de que en la realidad, las exposiciones sonoras contienen una gran variedad de patrones temporales y de características de presión y a la falta de audiogramas para todas las especies consideradas. En particular, el nivel de presión sonora RMS resulta inadecuado como medida autónoma y única a la hora de evaluar los riesgos acústicos de un ruido/sonido transitorio en mamíferos marinos<sup>163</sup>. Los sonidos impulsivos presentan un máximo (pico) de niveles de presión sonora elevado, pero muy poco contenido energético. Como el daño físico y la discapacidad auditiva pueden ser causados bien por un elevado pico de presión, bien por el flujo de energía, es importante que en cualquier límite de seguridad para exposiciones sonoras se incluyan ambas mediciones, el **flujo de energía** máximo y el **pico de presión** recibidos. Este criterio, que podemos llamar "criterio doble" (energía y pico de presión)<sup>164</sup>, reflejaría mejor el potencial de los pulsos cortos de elevada presión para producir daños físicos, así como el de sonidos transitorios de elevada energía con picos de presión más bajos para inducir impactos fisiológicos<sup>165</sup>.

Para los individuos expuestos, cualquiera de los dos niveles que se exceda en primer lugar se usará como criterio operacional de lesión. De forma similar el enfoque del "criterio doble" se ha propuesto también para alteraciones del comportamiento por pulsos simples<sup>166</sup>.

Por otra parte, el criterio de presión para impactos físicos también puede estar constituido por aquellos picos de SPL (niveles de presión del sonido) por encima de los cuales habrá una lesión de los tejidos, independientemente de la duración de la exposición. Así, cualquier exposición simple por encima de este pico de presión se podrá considerar causa potencial de lesión en tejidos, independientemente de la SPL o de la SEL de la exposición completa.

Por último, para exposiciones diferentes de aquellas que contienen intensos picos transitorios de presión, el nivel de exposición de sonido (SEL) es la medida (o una de las medidas) apropiada(s) para estimar la aparición de un TTS y para predecir la aparición

---

<sup>162</sup> RMS, o pico SPL, SEL, kurtosis

<sup>163</sup> Madsen 2005

<sup>164</sup> Que ha sido sugerido por el "noise exposure criteria group" de EEUU (Ketten y Finneran 2004/Noise Exposure Criteria Group).

<sup>165</sup> Madsen 2005

<sup>166</sup> Richardson y Tyack 2004; ver apartado 6.3.

de un PTS en humanos<sup>167</sup>. Este uso de SEL se basa en la asunción de que sonidos de energía equivalente tendrán generalmente efectos similares en los sistemas auditivos de sujetos humanos expuestos, incluso si difieren en los SPL, duración, y/o patrón temporal de exposición<sup>168</sup>.

## TTS y PTS

Como venimos señalando en este Documento, no existen umbrales de exposición sonora universales aceptados, que reflejen adecuadamente las complejas relaciones físicas, ambientales y los parámetros biológicos. En algunos textos de recomendación o incluso en legislaciones nacionales<sup>169</sup>, se han utilizado valores de 120, 140, 160, 180, o 190 dB (por ejemplo, como SPE o como RMS) como nivel umbral crítico de presión acústica para exposiciones específicas a ruido y de señales. Pero estos valores umbrales son muy polémicos, ya que en el caso de algunas especies - como los Zifios - se han producido varamientos atípicos después de la exposición a niveles de presión sonora de mucha menor intensidad<sup>170</sup>.

Recordando previamente que "PTS" o "Permanent Threshold Shift", significa "Cambio permanente del umbral auditivo" y que "TTS" o "Temporal Threshold Shift" significa "Cambio temporal del umbral auditivo", se debe partir de la base de que aparecerá un PTS si se **incrementa el umbral de audición en  $\geq 40$  dB** (medidos desde la aparición de TTS)<sup>171</sup>.

Hasta el momento, los TTS medidos en mamíferos marinos han sido de pequeña magnitud (generalmente inferiores a 10 dB). La aparición de TTS ha sido definida como la **elevación temporal del umbral de audición en 6 dB**<sup>172</sup>, aunque se han demostrado cambios en el umbral de audición más pequeños estadísticamente<sup>173</sup>. Hay sólidas evidencias de que **señales 80 dB por encima del umbral de audición son generalmente capaces de causar TTS**<sup>174</sup>.

Si hay dos exposiciones, ambas audibles con un nivel absoluto idéntico, pero una de ellas está fuera del rango de mayor sensibilidad auditiva, el nivel de sensación será menor para esta última, y sus efectos potenciales serán reducidos.

Recientemente<sup>175</sup>, Southall *et al.* revisaron todos los posibles impactos sobre mamíferos marinos. Siguieron las pautas de la Ley de Protección de Mamíferos Marinos de EEUU de Norteamérica<sup>176</sup> particularmente los referidos a Nivel A (daño físico) y Nivel B (acoso, ver apartado 6.3), y propusieron una serie de criterios duales por impactos de nivel A para tres categorías de fuentes (pulso único, pulso múltiple y fuentes no pulsadas) y para cinco grupos de organismos marinos comprendidos en las categorías de cetáceos de "baja frecuencia", de "frecuencia media", y de odontocetos de "frecuencia alta" (ver Tabla 2). A pesar de que los criterios duales recomendados para

---

<sup>167</sup> ISO 1990

<sup>168</sup> Kryter 1970; Nielsen *et al.* 1986; Yost 1994; NIOSH 1998

<sup>169</sup> HESS 1999; USDoN de 2001, la Comisión Costera de California de 2002; NMFS 2003; NMFS / NOAA de 2005, IUCN 2006.

<sup>170</sup> Tan bajo como el modelo RL <150-160 dBRMS re 1  $\mu$ Pa; Hildebrand *et al.* 2004; Hildebrand 2005.

<sup>171</sup> Southall *et al.* 2007 usaron los datos de TTS disponibles de los mamíferos marinos y extrapolaron siguiendo un principio de precaución los protocolos de aparición de PTS basados en datos de mamíferos terrestres.

<sup>172</sup> Schlundt *et al.* 2000

<sup>173</sup> Kastak *et al.* 1999; Finneran *et al.* 2005

<sup>174</sup> Al menos en humanos y animales experimentales, cuando son expuestos por un periodo de tiempo largo. (Gisiner *et al.* 1998).

<sup>175</sup> 2007

<sup>176</sup> Marine Mammal Protection Act (US MMPA)

el Nivel A no han sido utilizados aun en recomendaciones o normas ambientales, se presentan a continuación (Tabla 9) los criterios de Nivel A que son consistentes con los criterios de energía aplicables a mysticetos y odontocetos. El resumen de los datos de este estudio indican los siguientes umbrales (SEL) correspondientes a cambios en comportamiento, TTS y PTS:

- cambios en comportamiento (Nivel B): 183 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2$  - sec
- TTS: 195 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2$  - sec
- PTS (Nivel A): 215 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2$  - sec

**Tabla número 9.- Criterios de lesión física propuestos para cetáceos expuestos a eventos acústicos “discretos” (exposiciones simples o múltiples en un periodo de 24h)**

177, 178

| Grupo de cetáceos          | Tipo de sonido |                  |            |
|----------------------------|----------------|------------------|------------|
|                            | Pulsos simples | Pulsos múltiples | Sin pulsos |
| <b>Baja frecuencia</b>     |                |                  |            |
| Nivel de Presión Sonora    | 230 dB*        | 230 dB*          | 230 dB*    |
| Nivel de Exposición Sonora | 198 dB**       | 198 dB**         | 215 dB**   |
| <b>Media frecuencia</b>    |                |                  |            |
| Nivel de Presión Sonora    | 230 dB*        | 230 dB*          | 230 dB*    |
| Nivel de Exposición Sonora | 198 dB**       | 198 dB**         | 215 dB**   |
| <b>Alta frecuencia</b>     |                |                  |            |
| Nivel de Presión Sonora    | 230 dB*        | 230 dB*          | 230 dB*    |
| Nivel de Exposición Sonora | 198 dB**       | 198 dB**         | 215 dB**   |

\*dB re 1  $\mu\text{Pa}$  a 1m; \*\* dB re 1  $\mu\text{Pa}^2$ -s

**Tabla número 10.- Tipos de sonidos, características acústicas y ejemplos seleccionados de fuentes sonoras antropogénicas.**<sup>179</sup>

| Tipo de sonido | Características acústicas (de la fuente)            | Ejemplos  |
|----------------|---|---|
| Pulso simple   | Evento acústico individual;                         | Explosiones individuales, bombas sónicas, cañones de aire comprimido, hincado de pilones, ping simple de ciertos sonar, sondas de profundidad y pingers   |
| Pulso múltiple | Eventos acústicos múltiples discretos               | Explosiones en serie, cañones de aire comprimido secuencial, hincado de pilones, algunos sonar activo (IMAPS), algunas señales de sondas de profundidad   |
| Sin pulso      | Eventos acústicos simples o múltiples estacionarios | Paso de buques y aviones, perforación, muchos tipos de construcciones u otras operaciones industriales, algunos sistemas sonar (LFA, táctico de media frecuencia), mecanismos acústicos de disuasión/hostigamiento, fuentes de tomografía acústica (ATOC), algunas señales de sondas de profundidad |

<sup>177</sup> Tener en cuenta, para la interpretación de esta Tabla, el contenido de la Tabla 10 y de la Tabla 2

<sup>178</sup> Southall *et al.* 2007

<sup>179</sup> Los tipos de sonidos medidos están basados en características medidas en la fuente. En ciertas condiciones los sonidos clasificados como pulsos en la fuente pueden carecer de estas características en receptores distantes (Southall *et al.* 2007)

### 7.3. Criterios de cambio de comportamiento

El criterio de perturbación del comportamiento para sonidos pulsados se ha establecido típicamente en 160 dB re 1  $\mu$ Pa, basado principalmente en observaciones previas de mysticetos reaccionando ante pulsos de cañones de aire comprimido<sup>180</sup>. Sin embargo, esta relación no se ha establecido bien todavía para odontocetos y otros organismos marinos. A pesar de que este criterio se ha aplicado en diversas regulaciones y recomendaciones<sup>181</sup> durante más de una década, todavía permanece controvertido, y no se puede considerar aceptado, ni ha sido realmente aplicado.

También es preciso tener en cuenta la detección de reacciones breves o menores, sin respuestas profundas y/o sostenidas, o sin relevancia biológica aparente en los ciclos de crecimiento, supervivencia y reproducción. La relevancia biológica de la respuesta de comportamiento a la exposición a ruido dependerá en parte del tiempo en que persista. Hay muchos mamíferos que realizan funciones vitales (como alimentación, descanso, navegación, socialización) en un ciclo diario. Disrupciones repetidas o sostenidas de estas funciones tienen más probabilidad de tener un efecto demostrable en tasas vitales que un episodio de perturbación único y breve.

**Tabla número 11.- Escala de severidad observada en respuestas de comportamiento en mamíferos marinos en libertad y en cautividad sujetos a varios tipos de sonido antropogénico<sup>182</sup>**

| Puntuación de la respuesta* | Comportamientos correspondientes (individuos en libertad)**  | Comportamientos correspondientes (individuos en cautividad)**   |
|-----------------------------|--|---|
| 0                           | No se observa respuesta  | No se observa respuesta   |
| 1                           | Respuesta corta de orientación (orientación visual/de investigación)   | No se observa respuesta   |
| 2                           | Comportamientos de orientación moderados o múltiples<br>Cese/modificación breve o menor del comportamiento vocal<br>Cambio breve o menor de la tasa respiratoria   | No se observa respuesta negativa: pueden apreciar los sonidos como si fuera un nuevo objeto   |
| 3                           | Comportamiento de orientación prolongado<br>Comportamiento de alerta individual<br>Cambios pequeños en la velocidad de locomoción, dirección y/o perfil de inmersión pero no se presenta una huida de la fuente sonora<br>Cambio moderado en la tasa de respiración<br>Cese/modificación menor del comportamiento vocal (duración < duración de la operación de la fuente) | Cambios pequeños en respuesta a comportamientos entrenados (Ej. retraso en volver a la posición inicial, intervalos entre pruebas más largos) |
| 4                           | Cambios moderados en la velocidad de locomoción, dirección y/o perfil de inmersión pero no se presenta huida de la fuente sonora<br>Cambio menor o breve en la distribución del grupo<br>Cese/modificación moderada del comportamiento vocal (duración $\approx$ duración de la operación de la fuente)  | Cambios moderados en respuesta a comportamientos entrenados (Ej. reticencia a volver a la posición inicial, intervalos entre pruebas largos)  |
| 5                           | Cambios consistentes o prolongados en la velocidad de locomoción, dirección y/o perfil de inmersión pero no se presenta huida de la fuente   | Cambios severos y sustanciales en respuesta a comportamientos entrenados (Ej. escisión de la  |

<sup>180</sup> Malme *et al.* 1983, 1984; Richardson *et al.* 1986

<sup>181</sup> Principalmente en EEUU de Norteamérica

<sup>182</sup> Southall *et al.* 2007.

|   |  |   |
|---|--|---|
|   | sonora<br>Cambio moderado en la distribución del grupo<br>Cambio en la distancia entre animales y/o tamaño de grupo (agregación o separación)<br>Cese/modificación prolongada del comportamiento vocal (duración > duración de la operación de la fuente)  | estación durante las sesiones experimentales)   |
| 6 | Evasión menor o moderada de individuos y/o grupos a una fuente sonora<br>Separación breve o menor de hembras y sus crías dependientes<br>Comportamiento agresivo relacionado con la exposición al ruido (Ej. <i>tail/flipper slapping</i> , mostrar la cola, abrir y cerrar la boca haciendo ruido, movimientos abruptos directos, formación de nubes de burbujas)<br>Cese extenso o modificación del comportamiento vocal<br>Respuesta de sobresalto visible<br>Cese breve del comportamiento de reproducción | Rechazo a iniciar tareas entrenadas   |
| 7 | Comportamiento agresivo considerable o prolongado<br>Separación moderada de hembras y sus crías dependientes<br>Clara respuesta anti-predador<br>Evasión severa y/o sostenida de la fuente sonora<br>Cese moderado del comportamiento de reproducción  | Evasión de la situación experimental o retirada a áreas de refugio ( $\leq$ duración del experimento)<br>Comportamiento amenazador o de ataque a la fuente sonora |
| 8 | Aversión obvia y/o sensibilización progresiva<br>Separación prolongada o significativa de hembras y sus crías dependientes con interrupción de los mecanismos acústicos de reencuentro<br>Evasión a largo plazo del área (> operación de la fuente)<br>Cese prolongado del comportamiento de reproducción  | Evasión o sensibilización a situaciones experimentales o retirada a áreas de refugio (> duración del experimento)   |
| 9 | Pánico indiscutible, huida, estampida, ataque a congéneres, o varamientos<br>Comportamiento de evasión relacionado con la detección de predadores  | Evasión total del área de la exposición acústica y rechazo de realizar comportamientos entrenados durante más de un día   |

\*Las puntuaciones ordinales de la severidad de las respuestas de comportamiento no son necesariamente equivalentes para condiciones de libertad y de cautividad

\*\* Cualquier respuesta resulta en una puntuación correspondiente (es decir, hay que observar todos los miembros de un grupo y sus respuestas de comportamiento). Si se observan múltiples respuestas, la que obtiene una puntuación más alta es la que usará para el análisis

## 8. Soluciones de mitigación y gestión

Ya se ha comentado en este Documento que deben distinguirse las fuentes sonoras en dos categorías: las derivadas de actividades humanas que no pretenden extraer información del ruido producido, y las que se introducen de forma intencionada en el medio para la exploración o para la recopilación de datos.

En el caso de las primeras, es posible requerir a los promotores de las actividades generadoras de ruido que adopten las medidas necesarias para reducir los niveles producidos. En el caso de las segundas (apartado 3.2.1), hasta que se desarrollen tecnologías alternativas menos contaminantes acústicamente, no es factible impedir el desarrollo de las mismas por los intereses económicos, energéticos y estratégicos que suponen, aunque se puede recomendar la adopción de todas las medidas preventivas existentes para mitigar los efectos negativos asociados a la introducción de sonidos de alta intensidad. En ambos casos, debe requerirse a los promotores la adopción de adecuados programas de seguimiento y monitoreo que permitan aumentar, en el medio plazo, los datos con que hoy se cuenta y mejorar la investigación.

Para todos los casos, se recomienda identificar, en las áreas de interés, las especies bioindicadoras y determinar, basándose en las sensibilidades auditivas publicadas en la literatura, los niveles  $dB_{ht}$  (species) de estas especies frente a la introducción de fuentes de ruido antropogénico (ver apartado 6.2).

### 8.1. Reducción de los niveles de las fuentes de ruido antropogénico

Este apartado no pretende dar una lista exhaustiva de las medidas de reducción de ruido sino ofrecer ejemplos cuya aplicación podría suponer una solución parcial pero significativa al impacto del ruido submarino.

Construcción de **barcos más silenciosos** (o adaptación de barcos ya construidos). Es posible aplicar a las hélices un diseño específico para su cavitación, que es la fuente de gran parte del ruido generado por barcos. Hay técnicas para aislar y absorber el sonido, como el aislamiento a base de soportes elásticos, las cuales pueden reducir la energía mecánica radiada<sup>183</sup>.

**Mantenimiento adecuado de los barcos.** Es importante tener en cuenta que una buena parte del ruido que provocan los barcos podría minimizarse exigiendo un buen mantenimiento del motor. Esta exigencia, además, incrementaría la eficiencia y reduciría el consumo de combustible y las reparaciones del motor, a la vez que proporcionaría condiciones más silenciosas y confortables para los humanos a bordo<sup>184</sup>.

**Empleo de "Skysails".** Otra alternativa sería el uso de los llamados "Skysails"<sup>185</sup>, que son unas velas atadas al barco que utilizan el viento para ayudar en la propulsión de éste, permitiéndole un ahorro de combustible del 10-35%, y disminuyendo el ruido del motor al mismo tiempo.

**Modificación de rutas.** En ocasiones, y en caso de necesidad de reducir la contaminación acústica en áreas críticas deberían cambiarse rutas de tráfico marítimo y distanciarlas de zonas que son habitats de cetáceos biológicamente

---

<sup>183</sup> Southall 2005

<sup>184</sup> Ídem nota anterior.

<sup>185</sup> <http://skysails.info/index.php?L=1>

importantes, (Ver Anexo V). De este modo también se reducirían los riesgos de colisión de barcos con cetáceos.

**Moderación de la velocidad de navegación.** El simple hecho de reducir la velocidad a la que los barcos pueden navegar en determinados lugares minimizaría las probabilidades de colisionar con cetáceos al mismo tiempo que reduciría la producción de ruido. Se ha demostrado<sup>186</sup> que las lesiones más serias o letales en cetáceos provocadas por colisiones ocurren cuando los barcos navegan a velocidades de 14 nudos (~26 km/h) o superiores. Esta medida podría combinarse con la modificación de rutas en determinados momentos o espacios de las MPA (Áreas Marinas Protegidas)

**Pantallas de burbujas.** Las burbujas de aire en el agua atenúan el sonido submarino porque cambian la impedancia (resistencia acústica) del medio de propagación y actúan como espejo acústico. Se puede obtener una atenuación significativa incluso sin una gran concentración de burbujas. Las pantallas de burbujas pueden ser efectivas no solo a frecuencias moderadas y altas, sino también a bajas frecuencias<sup>187</sup>. Por ejemplo, pueden ser usadas para minimizar los efectos de explosiones submarinas en estructuras cercanas<sup>188</sup> y han sido experimentadas con éxito para reducir el sonido de una operación de hincado de pilotes<sup>189</sup>. También han sido empleadas<sup>190</sup> para atenuar hasta 30 dB sonidos de alta frecuencia (10-20 KHz). Las pantallas de burbujas pueden ser muy eficientes atenuando ruido de banda estrecha y pueden de hecho ser ajustadas en frecuencia. Otros investigadores mencionaron pruebas de cortinas de burbujas para reducir la propagación horizontal del ruido de cañones de aire comprimido y hélices de barco. Los sistemas de emisión de burbujas alrededor de las hélices son efectivos y prácticos reduciendo el ruido de cavitación de las hélices<sup>191</sup>. Sin embargo, las cortinas de burbujas no son efectivas atenuando sonidos de muy baja frecuencia como los producidos por grandes hélices<sup>192</sup>.

---

<sup>186</sup> Laist *et al.* 2001

<sup>187</sup> Gisiner *et al.* 1998

<sup>188</sup> Greene *et al.* 1985

<sup>189</sup> Greene describió un test demostrando que una cortina de burbujas alrededor de una operación de hincado de pilotes en el puerto de Hong Kong resultaba en una atenuación significativa del ruido resultante, incluyendo los componentes de baja frecuencia.

<sup>190</sup> Erbe en Victoria BC., Canadá

<sup>191</sup> Urick 1983

<sup>192</sup> Gisiner *et al.* 1998

## 8.2. Mitigación de los efectos derivados del uso de señales acústicas

**Determinación de áreas seguras y vigilancia de las mismas. Restricciones geográficas y estacionales.** Las medidas de mitigación más efectivas para evitar la ensonificación de especies y hábitats particularmente sensibles son las **restricciones geográficas y estacionales**. Las actividades humanas que producen señales acústicas (apartado 3.2.1) pueden ser programadas para evitar las áreas y/o momentos donde/cuando las especies sensibles de mamíferos marinos u otros taxones están normalmente realizando actividades cruciales como el apareamiento, la cría, la alimentación o migración. En algunos casos específicos, y al margen de las actividades mencionadas, la sola presencia de ciertas especies en el área, debería ya ser considerada como suficiente para implementar medidas de mitigación, como por ejemplo en el caso de hábitats de zifios y el uso planificado de sonar militar de media frecuencia.

En España se han llevado a cabo estas medidas alrededor del Cabo de Gata. El Ministerio de Medio Ambiente y el de Fomento han establecido un área de seguridad para los cetáceos de 20 millas alrededor del Cabo de Gata. Esta delimitación se ha publicado en las Cartas Náuticas Internacionales<sup>193</sup>. Estas medidas también se han llevado a cabo en otros estados y ámbitos<sup>194</sup>. La IUCN recomienda que los estados miembros utilicen las legislaciones nacionales y la internacional para establecer restricciones al ruido al menos en las Áreas Marinas Protegidas, incluyéndolas, en su caso, en los Planes de Gestión de éstas<sup>195</sup>.

**Zonas de seguridad o exclusión:** las zonas de seguridad se deben definir en relación con la posición de la fuente de sonido, independientemente de que esta se encuentre estacionaria o en movimiento. Los operadores de las actividades deberían estar obligados a examinar (visual o acústicamente) la zona de exclusión, y a controlar, prevenir, reconvertir o retrasar las actividades que producen sonido<sup>196</sup> o detenerlas por completo<sup>197</sup> si mamíferos marinos u otras especies sensibles entran en la zona. El radio de la zona de seguridad se debe ajustar de acuerdo con los niveles de la fuente y las condiciones de propagación del sonido, y puede variar entre 500 metros y varios kilómetros<sup>198</sup>.

**Ramp up.** El "*ramp up*" es un proceso que consiste en un incremento lento del nivel de presión de un sonido producido por una fuente. El "*ramp up*" se ha utilizado como medida de mitigación para actividades militares y sísmicas y está basado en la idea de que los animales evitarán un sonido cuando no se sientan cómodos con él. De esta forma se puede dar una oportunidad a los organismos marinos de abandonar el área antes de que los niveles sonoros lleguen a niveles dañinos. En EEUU de Norteamérica, Australia y el Reino Unido, ya se ha recomendado que se utilice el "*ramp up*" en los cañones de aire comprimido cada vez que se despliegue el *array* sísmico<sup>199</sup>. Sin embargo, la efectividad del proceso del "*ramp up*" requiere más estudio, debido a que los bajos niveles de presión sonora no disuaden los animales e incluso atraen a los animales curiosos<sup>200</sup>. Además, la transmisión sonora del complejo multihaz puede crear

---

<sup>193</sup> Tejedor *et al.* 2007

<sup>194</sup> Australia (Environment Australia 2001), Brasil (Brasil 2004), UK, ASCOBANS (ASCOBANS 2003), ACCOBAMS (ACCOBAMS 2004), y en el informe del Comité Científico de la Comisión Ballenera Internacional (IWC 2004).

<sup>195</sup> IUCN 2004

<sup>196</sup> MMS 2004, Nueva Zelanda, JNCC de 2003, Environment Australia 2001

<sup>197</sup> Environment Australia 2001

<sup>198</sup> Environment Australia 2001, la IUCN de 2006, JNCC de 2003, MMS 2004.

<sup>199</sup> MMS 2004, Environment Australia 2001, JNCC 2003

<sup>200</sup> IWC 2006 b; McCauley y Hughes 2006

zonas de convergencia con niveles más elevados a grandes distancias de la fuente<sup>201</sup>; en este caso un animal que intentase eludir las altas exposiciones sonoras podría nadar hacia la fuente.

Las medidas de mitigación deberían considerar el **efecto acumulativo** de las fuentes de sonido que operan simultáneamente en la zona y el estatus de las poblaciones particularmente sensibles.

---

<sup>201</sup> Madsen *et al.* 2005

### 8.3. Monitoreo y seguimiento de actividades generadoras de contaminación acústica submarina

Si bien el monitoreo y seguimiento de las actividades con impacto ambiental es una necesidad aceptada generalmente y una obligación legal para cualquier clase plan o proyecto, en el campo de la contaminación acústica submarina resulta de importancia verdaderamente vital, ya que las carencias de investigación que se vienen comentando en este Documento (y se resumirán en su Epílogo) podrían ser paliadas a través de los sistemas de seguimiento o monitoreo que se establezcan en las correspondientes Declaraciones de Impacto Ambiental o en las directrices de gestión de las Áreas Marinas Protegidas.

Las dos líneas básicas de monitoreo y seguimiento recomendadas serían las siguientes:

- **Vigilancia de las zonas de seguridad o exclusión:** (Entendemos aquí como "zona de seguridad o exclusión" -véase epígrafe anterior, 8.2) cualquier área marina protegida o cualquier otra área, de la cual, y en virtud de su sistema de gestión o de una declaración de impacto ambiental se hayan excluido las posibilidades de desarrollar actividades que generen contaminación acústica submarina). El Comité Científico de la CBI (Comisión Ballenera Internacional) pide que se realicen (a) una continua vigilancia acústica de los hábitats críticos a suficientes escalas temporales y espaciales en relación con las actividades pre- y post-sísmica, (b) la supervisión independiente de los hábitats críticos (desde buques o plataformas) para evaluar el desplazamiento de los hábitats críticos y/o la posible alteración de comportamiento de cetáceos en el hábitat crítico, y (c) aumentar los esfuerzos para atender y analizar los varamientos que pueden coincidir con la actividad<sup>202</sup>. Para controlar las zonas de seguridad en tiempo real, se puede emplear una variedad de sistemas, incluyendo la observación visual a bordo de los buques, la vigilancia aérea, y la vigilancia acústica<sup>203</sup>. Esta última, la vigilancia acústica, podrá ser imprescindible en algunos casos, ya que se ha señalado<sup>204</sup> que la posibilidad de controlar de otro modo a ciertas especies es muy limitada, incluso dentro de pequeños radios. Por ejemplo, la probabilidad de detección visual de zifios, es el 1-2%, como máximo, debido a sus largas inmersiones<sup>205</sup> así que para esta especie, la utilización de PAM (Monitoreo mediante acústica pasiva) en tiempo real, aparece como la única opción disponible hoy. Es importante señalar que todos estos métodos de control tienen sus ventajas pero pueden presentar limitaciones y que la utilización conjunta de los mismos puede compensar carencias. La vigilancia de las zonas de seguridad o exclusión ha de ser estable y permanente.
- **Informes de seguimiento (en el marco de planes de gestión o de medidas de los programas de vigilancia).** La elaboración de informes de seguimiento puede ayudar a mejorar la falta de conocimiento sobre las reacciones de comportamiento y otras consecuencias relacionadas la exposición al ruido. Estos informes no tendrían que ser estables y permanentes sino que estarían vinculados a la actividad o proyecto de que se trate.

Por su parte, y como principales herramientas de monitoreo y seguimiento, podemos referirnos a:

---

<sup>202</sup> CBI 2004

<sup>203</sup> PAM, Passive Monitoring, André *et al.* 2008, André 2009

<sup>204</sup> Barlow y Gisiner 2006

<sup>205</sup> US-MMC de 2004

- **Modelización y cartografía acústicas.** La modelización de las poblaciones puede ser utilizada para la gestión de especies amenazadas y para predecir los impactos y beneficios de las posibles opciones de gestión<sup>206</sup>. Sin embargo, hay que tener en cuenta que se deben utilizar con cautela los resultados de los modelos, particularmente cuando los datos son limitados. Incluso los modelos más simples requerirán generalmente más datos (y más investigación) de los que hay disponibles por el momento para tener una seguridad completa en las predicciones del modelo. En particular, los modelos poblacionales suelen padecer de una falta de datos en tasas demográficas, distribución espacial, dispersión, respuestas de gestión, correlación de hábitats y la magnitud de variaciones temporales. Aunque ya se han identificado respuestas fisiológicas y de comportamiento en cetáceos frente al ruido antropogénico, la evaluación sobre el impacto acústico en las poblaciones de cetáceos exigirá un mayor esfuerzo debido a las dificultades asociadas con la identificación clara de la conexión entre respuestas de comportamiento de los individuos e impactos fisiológicos. Será preciso observar y medir los cambios en los parámetros de las poblaciones de cetáceos teniendo en cuenta el largo intervalo de tiempo en que los cambios poblacionales se manifiestan en especies de larga esperanza de vida como las que nos ocupan<sup>207</sup>.
- **Monitoreo mediante acústica pasiva (PAM).** Como ya hemos visto, los mamíferos marinos usan de forma intensa la acústica submarina para comunicarse, navegar y detectar presas y depredadores. Como las aves, muchas especies y sub-grupos se pueden identificar por las señales específicas que producen. Grabar estas señales permite revelar la presencia de la especie en la zona de interés. Como el sonido se propaga de manera muy eficiente en el agua, el alcance de la detección puede ser muy grande, superior a 100 Km. en condiciones favorables para las señales de baja frecuencia<sup>208</sup>. Esto excede en gran medida las posibilidades de detección visual. Por ello es preciso recurrir a una nueva metodología, denominada PAM (Passive Acoustic Monitoring), donde se ha invertido ya<sup>209</sup> un considerable esfuerzo de investigación<sup>210</sup> (desde 2003 se vienen organizando talleres de trabajo internacionales bienales dedicado a este tema)<sup>211</sup>.

La localización de las fuentes de sonidos de los cetáceos en su hábitat fue iniciada a principios de los años 70<sup>212</sup>. Esta técnica fue rápidamente aplicada al seguimiento de misticetos a lo largo de largas distancias<sup>213</sup>. Los avances en electrónica, informática y análisis numérico permiten ahora que esta técnica (PAM) pueda aplicarse con una tecnología más barata y accesible. Se vienen utilizando diversos sistemas, tales como cableados desde tierra, sistemas de enlace vía radio, boyas a la deriva, y arrays de grabadoras autónomas<sup>214</sup>. El objetivo de tales sistemas de monitoreo acústico pasivo es el dibujo del mapa continuo de la presencia y distribución de cetáceos en las cuencas oceánicas<sup>215</sup> y la evaluación de su densidad<sup>216</sup> a veces en tiempo real<sup>217</sup>. La

---

<sup>206</sup> Mas et al., 2008

<sup>207</sup> Wintle, 2007

<sup>208</sup> Por ejemplo, Stafford *et al.* 1998, Simard *et al.* 2006a y b, 2008a y b

<sup>209</sup> Delory *et al.* 2007, Mellinger *et al.* 2007

<sup>210</sup> Mellinger *et al.* 2007

<sup>211</sup> Desharnais *et al.* 2004, Adam 2006, Moretti *et al.* 2008

<sup>212</sup> Watkins y Schevill 1972

<sup>213</sup> Cummings y Holliday 1985, Clark *et al.* 1986.

<sup>214</sup> Simard *et al.* 2008b

<sup>215</sup> Greene *et al.* 2004, Simard *et al.* 2004, Sirovic *et al.* 2007, Stafford *et al.* 2007

<sup>216</sup> Ko *et al.* 1986, McDonald y Fox 1999, Clark y Ellison 2000

capacidad de "PAM" al desarrollar de forma eficaz estas tareas depende de las características de las señales acústicas a detectar, el medio ambiente, el tipo de material utilizado, su despliegue y su configuración.

El rendimiento de "PAM" puede variar significativamente de un caso a otro. Su éxito dependerá de la capacidad de aislar las señales de interés de otros eventos acústicos<sup>218</sup> en los cuales pueden estar incorporados, especialmente para las fuentes lejanas y de baja señal/ruido (SNR). El nivel de la fuente, la pérdida de señal debido a la propagación, y ruido oceánico ambiente determinará los rangos de detección<sup>219</sup>.

Las señales acústicas de cetáceos varían considerablemente en tiempo y frecuencias, desde los componentes infrasónicos de los mysticetos a los "clicks" ultrasónicos de las señales sonar de los odontocetos como también varían en amplitud entre especies y dentro del repertorio vocal de una misma especie<sup>220</sup>. Los mares exhiben también un nivel de ruido considerable y una variabilidad en el espacio y en el tiempo, en respuesta a las fluctuaciones de las fuentes naturales de sonidos, como el viento, el hielo, la lluvia, o las biológicas emitidas por diversos organismos, además de las fuentes antropogénicas<sup>221</sup>. Las estructuras de velocidad del sonido en la columna de agua pueden centrar en un lugar sonidos provenientes de fuentes distantes en canales acústicos. La disposición espacial en 3D de las fuentes y de los hidrófonos y su profundidad en relación con el canal acústico son, por lo tanto, de gran interés para el desarrollo de PAM. La óptima configuración de PAM se puede estudiar por modelos de simulación<sup>222</sup>. La estimación correcta de la diferencia de los "tiempos de llegada" de los sonidos es esencial para la localización precisa de las fuentes<sup>223</sup>. Los "tiempos de llegada" se ven también afectados por unos SNR bajos<sup>224</sup> y por las condiciones de propagación multitrayecto donde las señales directas, reflejadas y refractadas se superponen. La precisión de los "tiempos de llegada" finalmente, depende de la forma correcta de sincronización de la antena<sup>225</sup>.

En el epílogo de este trabajo se contiene una relación de las actividades de investigación que en este momento resultan urgentes para poder cubrir las lagunas existentes en el conocimiento científico actual. Aunque una buena parte de estas actividades deberán ser objeto de programas específicos de investigación, otra parte significativa podría cubrirse, siquiera parcialmente, si en los programas de seguimiento y vigilancia elaborados en el marco de las Evaluaciones de Impacto Ambiental, o en el seguimiento de los Planes de Gestión de Áreas marinas Protegidas, se tienen en cuenta algunas actividades concretas que los promotores y/o gestores estarían en condiciones de abordar.

---

<sup>217</sup> Thiemann y Porter 2004, André *et al.* 2009a, 2009b, 2009c, van der Schaar *et al.* 2009, Zaugg *et al.* 2009a y b

<sup>218</sup> André *et al.* 2009, Zaugg *et al.* 2009a y b

<sup>219</sup> Véase Sirovic *et al.* 2007, Stafford *et al.* 2007, Simard *et al.* 2008b

<sup>220</sup> Mellinger *et al.* 2007

<sup>221</sup> NRT 2003

<sup>222</sup> Simard *et al.* 2008b, Gervaise y André 2008

<sup>223</sup> Spiesberger Wahlberg y 2002, Spiesberger 2004, 2005, Houegnigan *et al.* 2009

<sup>224</sup> Clark y Ellison 2000, Buaka Muanke y Niezrecki 2007

<sup>225</sup> Thode *et al.* 2006, Sirovic *et al.* 2007, Gervaise y André 2009

Estas actividades, serían las siguientes:

- Estudio de individuos varados para detectar las sensibilidades acústicas de las diferentes especies de cetáceos a través del estudio electrofisiológico de los individuos varados (potenciales evocados auditivos).
- Estudio *postmortem* de las vías de recepción acústicas para la determinación de posibles lesiones relacionadas con una exposición a fuentes sonoras artificiales.
- Estudio *postmortem* comparativo de presencia de lesiones en órganos "no acústicos".

## 9. Mediciones de ruido antropogénico

Como ya hemos señalado, aunque esté aceptado que el ruido antropogénico tiene la capacidad de producir efectos sobre los mamíferos marinos<sup>226</sup>, el problema que se encuentra la comunidad científica al tratar de ponderar y establecer medidas que clasifiquen el tipo de fuentes que producen dichos efectos, es que no existen medidas estandarizadas de ruido ni protocolos para realizarlas.

En el presente apartado, se pretende exponer cuales son las medidas consideradas indispensables para la caracterización de las fuentes de ruido en medio marino y las razones por las que no se deberían aglutinar las medidas en un solo valor.

**Niveles de Presión Sonora.** La magnitud de los niveles de presión sonora en el agua se describe normalmente como la presión sonora en una escala de decibelios (dB) relativa a una referencia de presión rms de 1 $\mu$ PA (dB re 1 $\mu$ Pa). Los decibelios no son una magnitud intuitiva y las diferentes referencias que se utilizan para agua y aire y las características distintas de los dos medios, han conducido a muchas confusiones en cuanto a la interpretación de las medidas<sup>227</sup>. Resulta evidente que la magnitud en decibelios de la presión sonora no es válida si no se indica la referencia respecto a la cual ha sido calculada, pero es igualmente importante especificar como la magnitud fue cuantificada. Como ya hemos visto a lo largo de este trabajo, en bioacústica y estudios de ruido subacuático, se utilizan a menudo medidas "pico a pico", medidas de pico, pico de la envolvente, pico – rms y rms. Para un mismo sonido impulsional (como los generados por el hincado de pilotes o el clic de algunos cetáceos) los valores en dB pueden variar en 10 dB o más entre estas distintas medidas, haciendo las comparaciones entre ellas inútiles<sup>228</sup>. Por este motivo, a menudo, las medidas realizadas para sonidos impulsionales son inconsistentes, incomparables con otros valores y por supuesto exentas del rigor necesario para una estandarización.

Si los que se analizan son sonidos o ruidos continuos, se utiliza la cuantificación rms mientras que para sonidos impulsionales se utilizan las medidas de pico. Dichas medidas no incluyen la variable temporal en sus cálculos y por lo tanto no estudian la distribución del ruido en el tiempo.

Aunque se han utilizado niveles rms para establecer un nivel de seguridad para los mamíferos marinos<sup>229</sup> y se utilizan normalmente para estimar el impacto de las fuentes sonoras en el mar, estas metodologías han sido y siguen siendo rechazadas como medida única por la comunidad científica por su falta de coherencia<sup>230</sup>.

**Nivel de Sonido Equivalente (Leq):** El nivel de sonido equivalente se establece partiendo de las medidas de presión sonora, para asesorar el impacto de fuentes de ruido continuas (aunque variables en el tiempo). Se entiende como el nivel de una fuente continua y constante que en un periodo de tiempo determinado, contendría la misma energía que la fuente de estudio variante en el tiempo. Dicha medida no tiene en cuenta los eventos particulares en el tiempo sino que aglutina todos los sucesos en un solo valor.

---

<sup>226</sup> Richardson 1995

<sup>227</sup> Chapman y Ellis 1998

<sup>228</sup> Madsen 2005

<sup>229</sup> Nedwell *et al.* 2003

<sup>230</sup> Madsen 2005

**Nivel de Exposición de Sonido (SEL):** Se entiende como el nivel de sonido equivalente (Leq) normalizado en un segundo y permite comparar eventos de ruido de diferentes duraciones.

**Densidad Espectral de Potencia.** Hasta ahora, en ningún momento se ha hablado de la distribución por frecuencias de la energía producida por las fuentes acústicas. Sin embargo, para determinar el impacto que esta actividad puede tener en la fauna marina, es fundamental obtener medidas de este tipo. Sabemos que los impactos potencialmente más dañinos para los mamíferos marinos, se producen por el enmascaramiento de las señales que estos producen o por el desplazamiento temporal o permanente de su umbral de audición. Dichos efectos, se producen siempre que exista un solapamiento entre el espectro del ruido y de las señales de interés o de las frecuencias que cada especie puede percibir. Por ello, es importante especificar i) el rango de frecuencias sobre el cual el nivel se ha medido y ii) los filtros frecuenciales utilizados.

Los niveles de densidad espectral (dB re  $1\mu\text{Pa}^2/\text{Hz}$ ) representan el promedio de la presión sonora por cada banda de 1 Hz. Los niveles se miden a menudo en bandas de octava (una octava indica un factor 2 entre la frecuencia superior e inferior de la banda), pero en mamíferos, tanto terrestres como marinos, se utilizan generalmente los **tercios de octava** (se podría entender como la suma de la potencia del sonido de todas las bandas de 1Hz incluídas en la banda de estudio). El motivo de dicha medida es que el ancho de banda efectivo para los mamíferos parece acercarse al 1/3 de octava<sup>231</sup>. Ponderar las medidas mediante los tercios de octava puede ser válido en algunos casos aunque siempre se pueden extraer dichos resultados de las densidades espectrales de potencia con mayor resolución. En el caso del estudio del ruido de emisión de cualquier fuente, es importante destacar la naturaleza multitonal de muchas fuentes con lo que el uso de altas resoluciones frecuenciales se hace fundamental.

**Por todo lo expuesto y debido a la naturaleza múltiple de las fuentes de ruido tanto en el espacio frecuencial como el temporal, para realizar un estudio del impacto de este tipo de fuentes sobre los ecosistemas y sus especies se necesita realizar múltiples medidas que aportarán información diferentes y no se pueden condensar o resumir estas medidas en un solo valor.**

---

<sup>231</sup> Richardson *et al.* 1995b

Antes de abordar actividades que puedan generar contaminación sonora en el mar, en el marco de su sistema de autorización (Evaluación de Impacto Ambiental), o a través de su introducción en los sistemas de gestión de Áreas Marinas Protegidas es preciso llevar adelante las siguientes actividades:

- Mediciones de la contaminación sonora que la actividad podría provocar a partir de la medición de los Niveles de Presión Sonora, Nivel de Sonido Equivalente (Leq), Nivel de Exposición de Sonido (SEL), y Densidad Espectral de Potencia (ver apartado 9 de este Documento).
- Comparación de los resultados obtenidos de las mediciones con los umbrales de tolerancia de las diferentes especies presentes en el área, según los datos científicos disponibles en la actualidad (Tablas 3, 5, 6, 7 y 11).
- Determinación de la necesidad de adopción de alguna de las medidas de reducción de la fuente sonora (ver apartado 8.1).
- Determinación de la necesidad de adopción de alguna de las medidas de mitigación del impacto producido (ver apartado 8.2).

Una vez autorizada la actividad (en su caso, con sus medidas de reducción o mitigación), deben ser adoptados e implementados:

- Sistemas de monitoreo a través de la modelización y cartografía acústicas
- Monitoreo mediante acústica pasiva (PAM) (ver epígrafe 8.3).

Se prestará una especial atención a la necesidad de abordar, en el marco del monitoreo de la actividad a:

- El estudio de individuos varados para detectar las sensibilidades acústicas de las diferentes especies de cetáceos a través del estudio electrofisiológico de los individuos varados (potenciales evocados auditivos).
- El estudio *postmortem* de las vías de recepción acústicas para la determinación de posibles lesiones relacionadas con una exposición a fuentes sonoras artificiales.
- El estudio *postmortem* comparativo de presencia de lesiones en órganos no acústicos.

## Epílogo; Necesidades de investigación

Las recomendaciones de investigación (ver Tabla 12) representan una visión colectiva de los esfuerzos concentrados que serán requeridos en las próximas décadas.

Se resumen a continuación los puntos destacados de las prioridades científicas a desarrollar de forma urgente:

- Estudio de las sensibilidades acústicas de las especies de cetáceos a través del estudio electrofisiológico de los individuos varados (potenciales evocados auditivos).
- Estudio *postmortem* de las vías de recepción acústicas para la determinación de posibles lesiones relacionadas con una exposición a fuentes sonoras artificiales.
- Estudio *postmortem* comparativo de presencia de lesiones en órganos "no acústicos".
- Desarrollo de técnicas de monitorización acústica pasiva para la localización y seguimiento en tiempo real de individuos y poblaciones en áreas de interés.
- Estudio de poblaciones: patrones de distribución y de comportamiento en áreas de interés.
- Cartografía acústica de las zonas de interés
- Desarrollo del concepto de  $\text{dB}_{\text{hearing threshold}}$  (especies), para determinar límites de tolerancia
- Desarrollo de un protocolo estándar de medición de niveles acústicos

**Tabla número 12. Recomendaciones de investigación para varias áreas necesarias para mejorar el criterio futuro para exposiciones sonoras de mamíferos marinos (adaptado y completado a partir de Southall *et al.* 2007; Weilgart 2007)**

| Tema de investigación                          | Descripción general   | Información crítica necesaria  |
|--|---|--|
| Medidas acústicas y fuentes sonoras relevantes | Medidas detalladas sobre los niveles de fuente, contenido frecuencial y campos sonoros radiados alrededor de las fuentes sonoras intensas y/o crónicas  | Medidas exhaustivas y calibradas de las propiedades de las fuentes acústicas antropogénicas, incluyendo la propagación dependiente de la frecuencia y las características recibidas en diferentes ambientes.   |
| Medidas del ruido ambiente                     | Medidas sistemáticas del ruido ambiente submarino necesarias para cuantificar cómo afectan las actividades humanas en el medio acústico, Monitoreo en tiempo real para toma de decisión en caso de impacto negativo | Medidas exhaustivas y calibradas del ruido ambiente, incluyendo los aspectos espectrales, temporales y direccionales en diferentes ambientes oceánicos.<br>Balance del ruido ambiente indicando la contribución relativa de fuentes naturales (biológicas y no biológicas) y antropogénicas y evolución en el tiempo |

|   |   |   |
|---|---|---|
| Estudios de evaluación del riesgo   | Trabajos sobre la evaluación del riesgo de efectos acumulados y sinérgicos del ruido y otras exposiciones a individuos y poblaciones  | Estudios de los efectos del ruido en procesos ecológicos y dinámicas de poblaciones, junto con los efectos acumulados y sinérgicos del ruido y de otros elementos de estrés ambientales. Para obtener información en profundidad de los impactos a nivel poblacional, son necesarias observaciones sistemáticas a largo plazo de poblaciones conocidas de cetáceos en la naturaleza. Los individuos deberían ser estudiados en diferentes condiciones de ruido utilizando actividades en curso que producen ruido para evitar añadir más ruido en el medio.   |
| Medidas auditivas "absolutas"   | Datos audiométricos para determinar el ancho de banda funcional, las diferencias entre especies e individuos, rangos dinámicos auditivos y detección de umbrales para estímulos biológicos realistas. Potenciales evocados auditivos. | Medidas comportamentales y electrofisiológicas controladas de las sensibilidades auditivas vs. frecuencia para más individuos y especies, particularmente para aquellas especies de alta prioridad, como los zifios y los misticetos. Umbrales de detección para señales biológicas complejas.  |
| Análisis del escenario auditivo   | Medidas para determinar las capacidades sofisticadas de percepción y procesado de los mamíferos marinos que les permiten detectar y localizar fuentes en los ambientes 3D complejos   | Medidas de la segregación de las corrientes, percepción espacial, localización y detección multidimensional de las fuentes (en individuos que habitan en áreas ruidosas como Paradas con individuos control), discriminación frecuencial, resolución temporal y mecanismos de <i>feedback</i> entre la producción sonora y el sistema de audición.  |
| Respuestas de comportamiento de mamíferos marinos a exposiciones sonoras                        | Se necesitan medidas de las reacciones de comportamiento de varios tipos de sonidos incluyendo todas las variables relevantes acústicas, contextuales y de respuesta  | Experimentos observacionales y de exposición contruidos para considerar, no solamente el nivel recibido sino también el rango de la fuente, el movimiento, el SNR (Signal to Noise Ratio) e información detallada sobre los receptores, incluyendo el comportamiento de punto de partida (anterior a la experiencia con el sonido) y la respuesta durante la exposición   |
| Efectos de la exposición sonora en la audición de mamíferos marinos: enmascaramiento, TTS y PTS | Se necesita un esfuerzo de análisis continuo de los efectos de la exposición sonora en la audición de mamíferos marinos así como un incremento del conocimiento sobre las capacidades acústicas básicas de los mamíferos marinos      | Umbrales de audición de enmascaramiento para estímulos simples en más especies e individuos, así como en señales biológicas complejas y fuentes de enmascaramiento realistas.<br><br>Considerar los efectos direccionales; datos como Parados en la aparición de TTS y crecimiento en un número mayor de especies e individuos para fuentes antropogénicas pulsadas y no pulsadas; funciones de recuperación después de una exposición y entre exposiciones repetidas.<br><br>Conducir análisis rigurosos y completos de los animales varados, para ser utilizados convenientemente como controles. Las redes de varamiento deberían expandirse por todo el mundo estandarizando los protocolos de necropsias y actualizándolos a medida de que se vayan poniendo a punto nuevas técnicas que permitan detectar lesiones acústicas (Ej. el análisis de posibles patologías en los oídos). |

|  |  |   |
|--|--|---|
| Efectos en los sistemas no auditivos de mamíferos marinos después de una exposición sonora | Se necesitan medidas fisiológicas para condiciones de exposiciones sonoras agudas y crónicas para investigar los efectos en sistemas no auditivos  | Medidas de varios puntos de partida y condiciones de exposición, incluyendo niveles de saturación de nitrógeno, núcleos de burbujas, la formación de hemorragias, embolias y/o lesiones, niveles de hormonas de estrés y respuestas cardiovasculares a exposiciones sonoras agudas y crónicas   |
| Especies particularmente sensibles: zifios   | Información sobre este grupo que se conoce poco para evaluar su aparente sensibilidad a ciertas fuentes sonoras antropogénicas   | Varios estudios, incluyendo medidas y modelizaciones relacionadas con (1) sensibilidad auditiva, (2) inmersión y parámetros de vocalización, (3) propiedades de los tejidos, (4) formación de embolia gaseosa/grasa y su importancia, (5) análisis de las estructuras auditivas de animales varados, (6) Capacidades de detección avanzadas para localizarlos y seguirlos y (7) reacciones de comportamiento a varias fuentes acústicas antropogénicas y naturales                                    |
| Determinación de áreas de exclusión  | Se necesitan más estudios para determinar áreas seguras y vigilancia de las mismas (monitoreo acústico y visual), así como restricciones geográficas y estacionales para desarrollar actividades acústicas | Para evitar la exposición al ruido de un gran número de cetáceos y otros organismos marinos, se deben realizar estudios de áreas para:<br>- identificar los "puntos calientes" (hot spots) y los "puntos fríos" (cold spots) o desiertos para la vida marina donde sea más adecuado realizar actividades que produzcan niveles de ruido altos.<br>- definir zonas de seguridad alrededor del lugar donde se está llevando a cabo actividades que generan fuentes de señales acústicas antropogénicas. |

## ANEXO I.- Glosario de términos

**Aguas superficiales;** A efectos de este trabajo, <200 metros

**Aguas profundas;** A efectos de este trabajo, > 200 metros

**Array sísmico;** Un array sísmico es una red de pequeña extensión con sensores situados en posiciones predeterminadas. El control de un array es mas sencillo que el de las redes sísmicas ya que los sensores se distribuyen en un área pequeña. Con un array es posible localizar los terremotos solo recogiendo los datos que ofrece y la localización es muy rápida porque no hay necesidad de atender la propagación de las ondas sísmicas hasta las estaciones de detección, ya que apenas la onda sísmica atraviesa el array su software esta en condiciones de localizar el terremoto con exactitud.

**Cavitación;** Formación de burbujas en la región de un fluido en la cual la presión de este cae por debajo de la presión de vapor. Posteriormente el colapso de las burbujas de vapor produce una onda de choque que a demás de producir ruido tiene el potencial de dañar estructuras mecánicas por lo que se considera un efecto no deseado en general en maquinária como las hélices de barcos.

**Decibelio(dB);** Unidad de medida del Nivel de Presión Sonora

**Duración;** La extensión de un sonido medido en segundos. La duración es importante porque afecta a otras mediciones sonoras, particularmente "mean-square" y/o RMS. A causa de la reverberación de los sonidos puede ser difícil precisar la *Duración*.

**Desplazamiento temporal del umbral de audición (TTS: Temporary threshold shift);** Consiste en una elevación del umbral auditivo producida por la exposición a un ruido, existiendo recuperación total al cabo de un periodo de tiempo

**Desplazamiento permanente del umbral de audición; (PTS: Permanent threshold shift);** Elevación permanente e irreversible del umbral auditivo producida por la exposición a un ruido.

**Ecolocalización;** Localización de un objeto mediante la emisión de un pulso y la recepción posterior del eco resultante. El tiempo transcurrido entre la emisión y la recepción permite determinar la distancia entre la fuente emisora y el objeto

**Efecto Doppler.** Llamado así por el austriaco Christian Doppler consiste en la variación de la longitud de onda de cualquier tipo de onda emitida o recibida por un objeto en movimiento.

**Enmascaramiento:** Efecto que ocurre cuando el ruido reduce parcial o totalmente la audibilidad de una señal

**Frecuencia;** Número de oscilaciones de una onda producidas en un segundo. Su unidad es el Herz.

**Hertz (Hz)** Un hercio es la unidad de medida de la frecuencia. Representa un ciclo por cada segundo, entendiendo *ciclo* como la repetición de un evento. Por ejemplo, el hercio se aplica en acústica a la medición de la cantidad de veces por un segundo que oscila una onda sonora de un tono puro, (magnitud denominada frecuencia).

**Máxima presión sonora (*Peak sound pressure (Pmax)*)** Es el valor máximo absoluto de una presión sonora medida en un determinado intervalo de tiempo y expresada en unidades de Pascals (Pa).

**Nivel de exposición al sonido (*Sound exposure level (SEL)*)** Para comparar sonidos de varios tipos o duraciones, se define el SEL como el nivel de presión de una onda constante el cual, si se mantiene durante un segundo, generará la misma energía acústica al receptor que el sonido de estudio. Se trata básicamente de un Leq normalizado en un segundo.

**Nivel umbral de audición o *threshold*.** Nivel mínimo al cual un sonido puede ser percibido

**Nivel de Fuente (*Source Level, SL*),** o nivel de emisión sonora medido a un metro de la fuente.

**Nivel de presión sonora (*Lp*);** Se define como 20 veces la relación logarítmica de la presión sonora eficaz respecto a una presión de referencia  $p_0$ , de valor  $1 \mu$  Pa en el caso del agua.

**Leq ;** Se define el Leq como el nivel de presión de una onda constante el cual, si se mantiene durante la misma duración que la señal a estudiar, generará la misma energía acústica que esta. Es una medida comparativa entre sonidos diferentes de la misma duración

**Nivel Recibido (*received level, RL*),** es el nivel de emisión sonora medido en el receptor

**No-pulso (*nonpulse*)** Tipo de sonido básico estacionario de duración relativamente larga (contrariamente a Pulso (*pulse*))

**Pascals (Pa).** es la unidad de presión del Sistema Internacional de Unidades. Se define como la presión que ejerce una fuerza de 1 newton sobre una superficie de 1 metro . La unidad fue nombrada en homenaje a Blaise Pascal, eminente matemático, físico y filósofo francés. (Se denomina presión a la magnitud que mide la fuerza que se ejerce por unidad de superficie)

***Peak-to-peak* (literalmente, "Pico a Pico")** Es la diferencia algebraica entre el máximo positivo y el máximo negativo de la presión sonora.

**Pingers.** Emisores de señales acústicas molestas para los cetáceos que se emplean como dispositivos acústicos de disuasión (ADD) para ahuyentarlos de áreas concretas.

**Pulso (*pulse*)** Tipo de sonido básico transitorio de corta duración (contrariamente a No-pulso (*nonpulse*))

**Ramp-up;** Proceso que consiste en un incremento lento del nivel de presión de un sonido producido por una fuente

## ANEXO II. Lista de abreviaturas

- ACDP; Perfilador de corrientes acústico Doppler
- ACM ; Correntímetro acústico
- AEP; Auditory evoked potentials (potenciales evocados)
- ADD; Dispositivos Acústicos de Disuasión
- AHD; Dispositivos acústicos de hostigamiento
- ATOC; Un programa internacional de investigación sobre Termometría Acústica del Clima Oceánico
- CBI; Comisión ballenera internacional
- CTM; Convención sobre Especies Migratorias
- dB; Decibelio
- Hz; Hertzio
- LFA; sonar activo de baja frecuencia
- OSHA; Occupational Safety and Health Administration
- Pa; Pascal
- PAM; Passive Acoustic Monitoring; Monitoreo mediante acústica pasiva
- Pmax; Máxima presión sonora
- PTS ; *permanent threshold shift* . Pérdida permanente auditiva por cambio permanente del umbral auditivo
- RAFOS ;" Ranging And Fixing of Sound", dispositivos emisores que van a la deriva a profundidad y emiten periódicamente un tono de alta intensidad o una señal continua con una duración de 80 s o más.
- RL; *Received level*, Nivel Recibido
- SEL; *Sound exposure level*; Nivel de exposición al sonido
- SL; *Source Level*, Nivel de fuente
- SPL; Niveles de presión del sonido
- TTS, Temporal Threshold Shift (cambio temporal del umbral auditivo)

### ANEXO III. Bibliografía

- ACCOBAMS 2004: Second Meeting of Parties, Res. 2.16, "Assessment and Impact Assessment of Man Made Noise."
- Adam, O. 2006. (ed). Proceedings of the 2005 workshop on detection and localisation of marine mammals using passive acoustics. *Applied Acoust.* 67(10-11).
- André, M., Kamminga, C. and Ketten, D. 1997a. Are Low Frequency Sounds A Marine Hearing Hazard: A Case Study in the Canary Islands. *Proc. I.O.A.* 19 (9):77-84.
- André, M., Terada, M., y Watanabe, Y. (1997). Sperm whale (*Physeter macrocephalus*) behavioural response after the playback of artificial sounds. Report of the International Whaling Commission, 47, 499-504.
- André, M., Supin, A., Delory, E., Kamminga, C., Degollada, E., Alonso, J.M. Evidence of deafness in a striped dolphin, *Stenella coeruleoalba*. *Aquatic Mammals*, vol 29, issue 1, p.3-8, 2003
- André, M., Delory, E., Degollada, E., Alonso, J.M., del Río, J., van der Schaar, M., Castell, J.V., Morell, M. Identifying Cetacean Hearing Impairment at Stranding Sites. *Aquatic Mammals Special Issue*, vol 33, issue 1, p.100-109, 2007
- André, M., y Nachtigall, P. E. (2007). Electrophysiological measurements of hearing in marine mammals. *Aquatic Mammals*, 33, 1-5.
- André, M., van der Schaar, M., Zaugg, S., Houegnigan, L., Mas, A., Morell, M., Solé, M., Sánchez, A. And Castell, J.V. 2009a. From deep-sea observatorios passive acoustic monitoring to RT mitigation of noise impact. 4<sup>th</sup> international Workshop on Detection, Classification and Localization of Marine Mammals using Passive Acoustics. Pavia, Italy, 2009.
- André, M. Listening to the Deep-Ocean Environment in a changing climate. 2009b. 23rd Conference of the ECS, Istanbul, Turquía.
- André, M., van der Schaar, M., Mas, A., Romà, A., Castell, J.V., Morell, M., Solé, M., Rolin, J.F., Pearson, R. 2009c Real-time acoustic monitoring of the deep-ocean environment. *Bioacoustics, The International Journal of Animal Sound and its Recording* 17, 231-291
- André, M., Vallez, S., Gervaise, C., Sánchez, A., van der Schaar, M., Mas, A., Morell, M. Monitoring the ocean noise interactions 22nd Annual Conference of the European Cetacean Society, Egmond and Zee, The Netherlands, p.78, Mar 2008
- André, M., 2009. The sperm whale sonar: Monitoring and use in mitigation of anthropogenic noise effects in the marine environment NUCLEAR INSTRUMENTS & METHODS IN PHYSICS RESEARCH SECTION A-ACCELERATORS SPECTROMETERS DETECTORS AND ASSOCIATED EQUIPMENT 602(1):262-267..
- ASCOBANS 2003: Fourth Meeting of Parties, Res. 5, "Effects of Noise and of Vessels".
- Au, W. W. L. and P. W. B. Moore (1984). Receiving beam pattern and directivity indices of the Atlantic bottlenose dolphin. *J Acoustic Soc Am* 75: 255-262
- Au, W.W.L., Carder, D.A., Penner, R.H. and Scronce, B.L. 1985. Demonstration of adaptation in beluga whale echolocation signals. *J. Acoust. Soc. Am.* 77:726-730.
- Au, W.W.L. (ed.) 1993. *The Sonar of Dolphins*. Published by Springer - Verlag, New York Inc. 275pp.
- Au, W.W.L. and Nachtigall, P.E. 1993. The effects of noise on dolphin echolocation. *J. Acoust. Soc. Am.* 94(5).
- Au, W. W. L., Nachtigall, P. E., y Pawloski, J. L. (1997). Acoustic effects of the ATOC signal (75 Hz, 195 dB) on dolphins and whales. *Journal of the Acoustical Society of America*, 101, (5) 2973-2977.
- Au, W.W.L., Nachtigall, P.E. and Pawlowski, J.L. (1999). Temporary threshold shift in hearing induced by an octave band of continuous noise in the bottlenose dolphin. *J. Acoust. Soc. Am.* 106, 2251.

- Au, W.W.L. y Green, M. (2000) Acoustic interaction of humpback whales and whale-watching boats. *Marine Environmental Research*, 49, 469–481.
- Au, W.W.L., Benoit-Bird, K.J., Kastelein, R.A., 2007. Modeling the detection range of fish by echolocating bottlenose dolphins and harbor porpoises. *Journal of the Acoustical Society of America* 121, 3954-3962.
- Awbrey, F. T., y Stewart, B. S. (1983). Behavioral responses of wild beluga whales (*Delphinapterus leucas*) to noise from oil drilling. *Journal of the Acoustical Society of America*, 74, S54.
- Baker, C. S., Herman, L. M., Bays, B. G., y Stifel, W. F. (1982). The impact of vessel traffic on the behavior of humpback whales in southeast Alaska. Honolulu: Research from Kewalo Basin Marine Mammal Laboratory for U.S. National Marine Fisheries Service, Seattle, WA. 78 pp.
- Bain, D.E. & Williams, R. 2006: Long-range effects of airgun noise on marine mammals: Responses as a function of received sound level and distance. – IWC-SC/58E35.
- Baird, I.G., Mounsouphom, B. and Stacey, P. 1994. Preliminary Surveys of Irrawaddy Dolphins (*Orcaella brevirostris*) in Lao PDR and Northeastern Cambodia. *Rep. Int. Whal. Commn.* 44:367-369. Bauer, G.B., Mobley, J.R. and Herman, L.M. 1993. Responses of wintering humpback whales to vessel traffic. *J. Acoust. Soc. Am.* 94 (5).
- Balcomb, K.C III 2006: Statement for The Report of the Advisory Committee on Acoustic Impacts on Marine Mammals to the Marine Mammal Commission, pp. A-1 – A-3. <http://mmc.gov/sound/committee/pdf/soundFACAreport.pdf>
- Barlow, J. & Gisiner, R. 2006: Mitigating, monitoring and assessing the effects of anthropogenic sound on beaked whales. *Journal of Cetacean Research and Management* 7(3): in press.
- Bauman, R. A., N. Elsayed, J. M. Petras and J. Widholm (1997). Exposure to sublethal blast overpressure reduces the food intake and exercise performance of rats. *Toxicology* 121(1): 65-79.
- Biassoni, N., Miller, P. J., y Tyack, P. L. (2000). Preliminary results of the effects of SURTASS-LFA sonar on singing humpback whales (Technical Report #2000-06). Woods Hole, MA: Woods Hole Oceanographic Institute. 23 pp.
- BODC/British Oceanographic Data Centre 2006: Monitoring the Atlantic Inflow toward the Arctic (MAIA). <http://www.bodc.ac.uk/projects/european/maia/>
- Bohne, B.; J. Thomas, E. Yohe and S. Stone. 1985. Examination of potential hearing damage in Weddell seals (*Leptonychotes weddelli*) in McMurdo Sound, Antarctica. *Antarct. J.*, 20:174-176.
- Bordino, P., Kraus, S., Albareda, D., Fazio, A., Palmerio, A., Mendez, M. y Botta, S. (2002) Reducing incidental mortality of Franciscana dolphin *Pontoporia blainvillei* with acoustic warning devices attached to fishing nets. *Marine Mammal Science*, 18, 833–842.
- Boyd, I., R. Brownell, D. Cato, Chris Clark, D.P. Costa, P. Evans, J. Gedamke, R. Gentry, R. Gisiner, J. Gordon, P. Jepson, P. Miller, L. Rendell, M. Tasker, P. Tyack, E. Vos, H. Whitehead, D. Wartzok, W. Zimmer. 2008. The effects of anthropogenic sound on marine mammals: A draft research strategy. European Science Foundation Marine Board Position Paper 13. 24 pp.
- Bowles, A. E., M. Smultea, B. Wursig, D. P. DeMaster and D. Palka (1994). Relative abundance and behavior of marine mammals exposed to transmissions from the Heard Island Feasibility Test. *Journal of the Acoustical Society of America* 96(4): 2469-2484.
- Buaka Muanke, P., and Niezrecki, C. 2007. Manatee position estimation by passive acoustic localization. *J. Acoust. Soc. Am.* 121: 2049-2059. Canada 2008 Species at risk registry. [http://www.registrelep.gc.ca/default\\_e.cfm](http://www.registrelep.gc.ca/default_e.cfm)
- Britt, J. R., Eubanks, R. J., y Lumsden, M. G. (1991). Underwater shock wave reflection and refraction in deep and shallow water. In A user's manual for the REFMS code (Version 4.0) (Volume 1). St. Joseph, LA: Science Applications International Corporation.
- Brownell, R.L. jr. 2004: Oil development threats to western gray whales off Sakhalin Island. – IWC SC/56/BRG39.

- Brownell, R.L. jr. 2005: Overview of recent stranding database. – ECS Workshop: Research priorities to reduce risk to beaked whales from military sonar. La Rochelle, 3 April 2005.
- Brownell, R.L. jr., Mead, G.G.; Van Helden, A.L.; Yamada, T.K. & Frantzis, A. 2005: Worldwide mass strandings of beaked whales: Retrospective review and causes. – Presentation/Abstract 19<sup>th</sup> Annual Conference of the European Cetacean Society, La Rochelle, 2-7 April 2005.
- Bryant, P. J., C. M. Lafferty and S. K. Lafferty 1984. Reoccupation of Laguna Guerrero Negro, Baja California, Mexico, by gray whales. Pp 375-386 in *The Gray Whale Eschrichtius robustus*. M. L. Jones (ed.), Academic Press, Orlando, FL.
- Buckstaff, K. C. (2004). Effects of watercraft noise on the acoustic behavior of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in Sarasota Bay, Florida. *Marine Mammal Science*, 20, 709-725.
- Calambokidis, J., Chandler, T.E., Costa, D.P., Clark, C.W. and Whitehead, H. 1998. Effects of the ATOC Sound Source on the Distribution of Marine Mammals Observed from Aerial Surveys off Central
- Cawthorn, M.W. 1992. New Zealand. Progress Report on Cetacean Research, April 1990 to April 1991. *Rep. Int. Whal. Commn.* 42:357-360.
- Caldwell, J. & Dragoset, W. 2000: "A brief overview of seismic airgun-arrays". *The Leading Edge* 19(8): 898-902.
- CCC/California Coastal Commission 2002: Consistency Determination No. CD-14-02, USGS, 2002 Southern California seismic survey.
- CDoT/California Department of Transport 2001b: San Francisco – Oakland Bay Bridge East Span Seismic Safety Project – Pile Installation Demonstration Project, August 2001, "Marine Mammal Impact Assessment". – PIDP EA 012081, Caltrans Contract 04A0148, Task Order 205.10.90 PIDP 04-ALA-80-0.0/0.5.
- Chapman, D. M. F., and Ellis, D. D. 1998. "The elusive decibel: Thoughts on sonars and marine mammals," *Can. Acoust.* 26, 29–31.
- Clark, C.W.; W.T. Ellison and K. Beeman. 1986. Acoustic tracking of migrating bowhead whales. p. 341-346 In: *Oceans '86 Conf. Record*, Vol. 1. IEEE, Piscataway, NJ.
- Clark, C.W., Tyack, P., Ellison, W.T. 1998. Quicklook, Low-Frequency Sound Scientific Research Program. Phase I: Responses of Blue and Fin Whales to SURTASS LFA, Southern California Bight, 5 September – 21 October, 1997. Report dated February 27, 1998. 5pp.
- Clark, C.W., and Ellison, W.T. 2000. Calibration and comparison of the acoustic location methods used during the spring migration of the bowhead whale, *Balaena mysticetus*, off Pt. Barrow, Alaska, 1984-1993. *J. Acoust. Soc. Am.* 197: 3509-3517.
- Cox, T.M., Read, A.J., Solow, A. y Tregenza, N. (2001) Will Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) habituate to pingers? *Journal of Cetacean Research and Management*, 3, 81–86.
- Cox, T.M., Read, A.J., Swanner, D., Urian, K. y Waples, D. (2004) Behavioral responses of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, to gillnets and acoustic alarms. *Biological Conservation*, 115, 203–212.
- Crane, N.L. and Lashkari, K. 1996. Sound production of gray whales *Eschrichtius robustus*, along their migration route: A new approach to signal analysis. *J. Acoust. Soc. Am.* 100 (3):1878-1886.
- Croll, D. A., Clark, C. W., Calambokidis, J., Ellison, W. T., y Tershy, B. R. (2001). Effects of anthropogenic lowfrequency noise on the foraging ecology of Balaenopterawhales. *Animal Conservation*, 4, 13-27.
- Crum, L.A. and Y. Mao. 1993. Calculations of the thresholds for growth and the growth rate of bubbles in mammalian tissues from exposure to low frequency sound. Report No. C-193, US Naval Submarine Medical Research Laboratory, Naval Submarine Base New London, Groton, CT, Dec 31, 1993.
- Crum, L.A. y Mao, Y. (1996) Acoustically enhanced bubble growth at low frequencies and its implications for human diver and marine mammal safety. *Journal of the Acoustical Society of America*, 99, 2898–2907.

- Cudahy, E., E. Hanson and D. Fothergill 1999. Summary Report on the Bioeffects of Low Frequency Water Bourne Sound. Naval Submarine Medical Research Laboratory, Groton, CT 29 pp.
- Cudahy, E. and W.T. Ellison. 2002. A review of the potential for in vivo tissue damage by exposure to underwater sound, report for the Department of the Navy. Department of the Navy, Washington, D.C
- Culik, B.M., Koschinski, S., Tregenza, N. y Ellis, G.M. (2001) Reactions of harbor porpoises *Phocoena phocoena* and herring *Clupea harengus* to acoustic alarms. *Marine Ecology-Progress Series*, 211, 255– 260.
- Cummings, W.C., and Holliday, D.V. 1985. Passive acoustic location of bowhead whales in a population census off Point Barrow, Alaska. *J. Acoust.Soc. Am.* 78: 1163-1169.
- Dahlheim, M.E. 1993. Responses of gray whales, *Eschrichtius robustus*, to noise. *J. Acoust. Soc. Am.* 94 (5).
- Dalton, R. 2006: More whale strandings are linked to sonar. – *Nature* 440 [News]: 594.
- D'Amico, A. (ed.) 1998: Summary Record, NATO-SACLANTCEN Bioacoustics Panel, La Spezia, Italy, 15 June 1998. – NATO-SACLANTCEN M-133 with Annex A-CCC, Unclassified.
- David, J.A. 2006: Likely sensitivity of bottlenose dolphins to pile-driving noise. – *Water and Environment Journal* 20: 48–54.
- Degollada, E.; Arbello, M.; André, M.; Blanco, A. & Fernández, A. 2003: Preliminary ear analysis report of the 2002 Canary Islands Ziphius mass stranding. – European Cetacean Society (ECS) 17<sup>th</sup> Annual Conference, Gran Canaria, 9-13 March 2003.
- Delory, E., André, M., Navarro Mesa, J.-L. and van der Schaar, M. 2007. On the possibility of detecting surfacing sperm whales at risk of collision using others' foraging clicks. *J. Mar. Biol. Ass. UK* 87: 47–58.
- Desharnais, F. 2004. (ed). Proceedings of the 2003 workshop on detection and localisation of marine mammals using passive acoustics. *Can. Acoustics* 32(2).
- DeRuiter, S.L.; Tyack, P.; Lin, Y.-T.; Newhall, A.E.; Lynch, J. & Miller, P.J.O. 2006: Modeling acoustic propagation of airgun array pulses recorded on tagged sperm whales. – IWC-SC/58/ForInformation1.
- Dragoset, W. 1990: "Airgun array specs: A tutorial". *Geophysics* 24-32.
- Edds, P.L. and Macfarlane, J.A.F. 1987. Occurrence and general behavior of balaenopterid cetaceans summering in the St Lawrence Estuary, Canada. *Can. J. Zool.* 65:1363-1376.
- Engås, A., Løkkeborg, S., Ona, E., and Soldal, A.V. 1993. Effects of seismic shooting on catch and catch availability of cod and haddock. *Fisken Havet* No. 9.
- Environment Australia 2001: Guidelines on the application of the Environment Protection and Biodiversity Conservation Act to interactions between offshore seismic operations and larger cetaceans, ISBN 064254784X (Oct. 2001).
- Erbe, C. 1997. The masking of beluga whale (*Delphinapterus leucas*) vocalizations by icebreaker noise. Ph.D. Thesis, University of British Columbia, Canada. 215 pp.
- Ross, D. 1987. *Mechanics of Underwater Noise*. Peninsula Publishing Co, Los Altos, CA.
- Erbe, C. and D. M. Farmer (1998). Masked hearing thresholds of a beluga whale (*Delphinapterus leucas*) in icebreaker noise. *Deep-Sea Research Part II-Topical Studies in Oceanography* 45(7): 1373-1388.
- Erbe, C., A. R. King, M. Yedlin and D. M. Farmer (1999). Computer models for masked hearing experiments with beluga whales (*Delphinapterus leucas*). *J Acoust Soc Am* 105(5): 2967-2978.
- Erbe, C. (2000). Detection of whale calls in noise: performance comparison between a beluga whale, human listeners, and a neural network. *J Acoust Soc Am* 108(1): 297-303.

- Erbe, C. y Farmer, D.M. (2000) Zones of impact around icebreakers affecting beluga whales in the Beaufort Sea. *Journal of the Acoustical Society of America*, 108, 1332–1340.
- Erbe, C. (2002) Underwater noise of whale-watching boats and potential effects on killer whales (*Orcinus orca*), based on an acoustic impact model. *Marine Mammal Science*, 18, 394–418.
- Espinosa De Los Monteros, A.; Arbelo, M.; Castro, P.; Martín, V.; Gallardo, T. & Fernández, A. 2005: New beaked whale mass stranding in Canard Islands associated with naval military exercises (Majestic Eagle). Presentation/Abstract – 19<sup>th</sup> Annual Conference of the European Cetacean Society, La Rochelle, 2<sup>nd</sup>-7<sup>th</sup> April 2005.
- Evans, P.G.H., Canwell, P.J. and Lewis, E.J. 1992. An experimental study of the effects of pleasure craft noise upon bottlenose dolphins in Cardigan Bay, West Wales. *European Research on Cetaceans 6: (Ed) P.*
- Evans, P.G.H., Lewis, E.J. and Fisher, P. 1993. A Study of the Possible Effects of Seismic Testing Upon Cetaceans in the Irish Sea. Sea Watch Foundation, Oxford, December 1993.
- Evans, P.G.H., Carson, Q., Fisher, P., Jordan, W., Limer, R. and Rees, I. 1994. A Study of the Reactions of Harbour Porpoises to Various Boats in the Coastal Waters of S.E. Shetland. *European Cetacean Society Newsletter No 21. Spring / Summer 1994.*
- Evans, D. L. and G. R. England (2001). Joint Interim Report Bahamas Marine Mammal Stranding Event of 14-16 March 2000. Washington, D.C., US Department of Commerce and US Navy, 61 pp. Available at: [www.nmfs.noaa.gov/prof\\_res/overview/Interim\\_Bahamas\\_Report.pdf](http://www.nmfs.noaa.gov/prof_res/overview/Interim_Bahamas_Report.pdf).
- Fernández, A. 2004: Pathological findings in stranded beaked whales during the naval military manoeuvres near the Canary Islands. – pp. 37-40 in: Evans, P.G.H. & Miller, L.A. (eds.): *European Cetacean Society 17<sup>th</sup> Annual Conference. Proceedings of the workshop on Active Sonar and Cetaceans. Las Palmas, 8.03.2003. – ECS Newsletter No. 42 - Special Issue Feb. 2004.*
- Fernández, A.; Arbelo, M.; Deaville, R.; Patterson, I.A.P.; Castro, P.; Baker, J.R.; Degollada, E.; Ross, H.M.; Herráez, P.; Pocknell, A.M.; Rodríguez, F.; Howie, F.E.; Espinosa, A.; Reid, R.J.; Jaber, J.R.; Martín, V.; Cunningham, A.A. & Jepson, P.D. 2004: Beaked Whales, Sonar and Decompression Sickness. – *Nature* 10: 1038.
- Fernández, A.; Mendez, M. ; Sierra, E. ; Godinho, A. ; Herráez, P. ; Espinosa de los Monteros, A.; Rodríguez, F.; & Arbelo, M. 2005 a: New gas and fat embolic pathology in beaked whales stranded in the Canary Islands. Presentation/Abstract – *European Cetacean Society's 19<sup>th</sup> Annual Conference, La Rochelle, 2<sup>nd</sup>-7<sup>th</sup> April 2005.*
- Fernández, A.; Edwards, J. F. ; Rodríguez, F.; Espinosa de los Monteros, A.; Herráez, P.; Castro, P.; Jaber, J. R.; Martín, V. & Arbelo, M. 2005 b: Gas and fat embolic syndrome involving a mass stranding of Beaked Whales (Family Ziphiidae) exposed to anthropogenic sonar signals. – *Veterinary Pathology*, 42:446-457.
- Fernández, A. 2006 a: Varamiento y Muerte de Zifios (*Z. cavirostris*) en las Costas de Almería (Andalucía), España (26-27 de Enero de 2006)/Beaked whale (*Z. cavirostris*) mass stranding on Almería's coasts in Southern Spain"(26<sup>th</sup> – 27<sup>th</sup> January, 2006). - Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Nota de Prensa: Informe patológico zifios Almería/Press release: Preliminary pathological study.
- Fernández, A. 2006 b: Pathology of stranded beaked whales associated 'temporally and spatially' with naval exercises. – in: Report of the IWC Scientific Committee 2006 (IWC/58/Rep1), para 12.3.7, pp. 52 and Report of the Standing Working Group on Environmental Concerns ("E") of the IWC Scientific Committee, Annex K, para 8.5.1, pp. 27-30.  
[http://www.iwcoffice.org/documents/sci\\_com/SCRepFiles2006/SCREPNEW-GPD.pdf](http://www.iwcoffice.org/documents/sci_com/SCRepFiles2006/SCREPNEW-GPD.pdf).  
[http://www.iwcoffice.org/documents/sci\\_com/SCRepFiles2006/Annex%20K\[FINAL\].pdf](http://www.iwcoffice.org/documents/sci_com/SCRepFiles2006/Annex%20K[FINAL].pdf)
- Finley, K.J., Miller, G.W., Davis, R.A. and Greene, C.R. 1990. Reactions of belugas *Delphinapterus leucas*, and narwhals, *Monodon monoceros*, to ice-breaking ships in the Canadian high arctic. *Canadian Bulletin of Fisheries and Aquatic Sciences*, 224, 97-117.

- Finneran, J.J., Schlundt, C.E., Carder, D.A., Clark, J.A., Young, J.A., Gaspin, J.B. y Ridgway, S.H. (2000) Auditory and behavioral responses of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) and a beluga whale (*Delphinapterus leucas*) to impulsive sounds resembling distant signatures of underwater explosions. *Journal of the Acoustical Society of America*, 108, 417–431.
- Finneran, J. J., C. E. Schlundt, R. Dear, D. A. Carder and S. H. Ridgway (2002). Temporary shift in masked hearing thresholds in odontocetes after exposure to single underwater impulses from a seismic watergun. *J Acoust Soc Am* 111(6): 2929-2940.
- Finneran, J. J., Carder, D. A., Schlundt, C. E., y Ridgway, S. H. (2005). Temporary threshold shift (TTS) in bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) exposed to midfrequency tones. *Journal of the Acoustical Society of America*, 118, 2696-2705.
- Finneran, J. J., Schlundt, C. E., Branstetter, B., y Dear, R. L. (2007). Assessing temporary threshold shift in a bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) using multiple simultaneous auditory evoked potentials. *Journal of the Acoustical Society of America*, 122, 1249-1264.
- Fletcher, H. F. (1940). Auditory patterns. *Review of Modern Physics*, 12, 47-65.
- Fletcher, E. R., J. T. Yelverton and D. R. Richmond 1976. The thoraco-abdominal system's response to underwater blast. Final Technical Report for ONR contract N00014-75-C-1079, Arlington, VApp.
- Foote, A. D., Osborne, R. W., y Hoelzel, A. R. (2004). Whale-call response to masking boat noise. *Nature*, 428, 910.
- Frankel, A.S. and Clark, C.W. 1998. Effects of Scaled ATOC playbacks on the Behavior of Humpback Whales in Hawaii. The World Marine Mammal Science Conference 20-24 January 1998. Abstracts p46.
- Frantzis, A. 1998: Does acoustic testing strand whales? *Nature*, 392:29.
- Frantzis A. & Cebrian, D. 1999: A rare, atypical mass stranding of Cuvier's beaked whales. Cause and implications for the species biology. – In: European Research on Cetaceans - 12. Proc. 12th Ann. Conf. ECS, Monaco, 20-24 January 1998, pp. 332-335.
- Frantzis, A. 2004. The first mass stranding that was associated with the use of active sonar (Kyparissiakos Gulf, Greece, 1996). Pp. 14-20 in: Evans, P.G.H. & Miller, L.A. (eds.) 2004: European Cetacean Society 17<sup>th</sup> Annual Conference: Proceedings of the Workshop on Active Sonar and Cetaceans. Las Palmas, Gran Canaria, 8th March 2003, European Cetacean Society Newsletter, No. 42. Special Issue.
- Fristrup, K. M., Hatch, L. T., y Clark, C. W. (2003). Variation in humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) song length in relation to low-frequency sound broadcasts. *Journal of the Acoustical Society of America*, 113, 3411-3424.
- Gascard, J-C. & Rouault, C. 2004: Arctic-Subarctic Ocean Flux Array for European Climate: North (ASOF-N) – Annual Report 2004, WP 1 Status report of float deployment. [http://www.awi-bremerhaven.de/Research/IntCoop/Oce/ASOF/results-reports/deliv-2004/D\\_1\\_2.pdf#search=%22RAFOS%20site%3Aawi-bremerhaven.de%22](http://www.awi-bremerhaven.de/Research/IntCoop/Oce/ASOF/results-reports/deliv-2004/D_1_2.pdf#search=%22RAFOS%20site%3Aawi-bremerhaven.de%22)
- Gausland, I. 2003: Seismic Surveys Impact on Fish and Fisheries. – Report for Norwegian Oil Industry Association (OLF).
- Geiger, A.& Jeffries, S. J. 1986: Evaluation of seal harassment techniques to protect gillnetted salmon. – Final Rept. to U.S. Marine Mammal Commission, Contract Rpt. #83-ABC-00133. 27 pp.
- Geraci, J.R. and St. Aubin, D. 1980. Offshore petroleum resource development and marine mammals: a review and research recommendations. *Mar. Fish. Rev.* 42 (11):1-2.
- Gervaise, C. And André, M. 2008. Théorie de l'estimation appliquée à l'étude de performance d'un système anti-collision entre navires et cachalots / Optimal designo f a whale anti-collision system. *Journal de Traitement du Signal. Caractérisation du milieu marin.* Vol25(1-2):13-28
- Glockner-Ferrari, D.A. and Ferrari, M.J. 1985. Individual identification, behavior, reproduction, and distribution of humpback whales, *Megaptera novaeangliae*, in Hawaii. MMC-83/06. U.S. Mar. Mamm. Comm., Washington, DC.
- Goold, J.C. 1996. Acoustic assessment of populations of common dolphin *Delphinus delphis* in conjunction with seismic surveying. *J. Mar biol. Ass.* 76:811-820.

- Goold, J.C. and Fish, P.J. 1998. Broadband spectra of seismic survey air-gun emissions, with reference to dolphin auditory thresholds. *Journal of the Acoustical Society of America*, 103, 2177-2184.
- Goold, J.C. & Coates, R.F.W. 2006: Near Source, High Frequency Air-Gun Signatures. – IWC-SC/58/E30.
- Gordon, J., Leaper, R., Hartley, F. G., y Chappell, O. (1992). Effects of whale-watching vessels on the surface and underwater acoustic behaviour of sperm whales off Kaikoura, New Zealand. In *Science and research series* (p. 64). Wellington: New Zealand Department of Conservation, Wellington, N.Z.
- Gordon, J. and Moscrop, A. 1996. Underwater Noise Pollution and its Significance for Whales and Dolphins, In: Mark Simmonds and JD Hutchinson (eds) *The Conservation of Whales and Dolphins*.
- Gordon, J., Gillespie, D., Rendall, L.E. and Leaper, R. 1998a. Playback of low power ATOC-like sound to sperm whales. *The World Marine Mammal Science Conference 20-24 January 1998. Abstracts*, p55.
- Gordon, J.C.D.; Gillespie, D.; Potter, J.; Frantzis, A.; Simmonds, M.P. & Swift, R. 1998b: The Effects of Seismic Surveys on Marine Mammals. – in: Tasker, M.L. & Weir, C. (eds.): *Proceedings of the Seismic and Marine Mammals Workshop London, 23-25 June 1998*. <http://smub.st-and.ac.uk/seismic/pdfs/6.pdf>
- Gordon, J., Gillespie, D., Potter, J., Frantzis, A., Simmonds, M., Swift, R. & Thompson, D. 2004: The effects of seismic surveys on marine mammals. *Marine Technology Society Journal*, 37, 16-34. Hildebrand, J. 2004: "Overview of Human-Made Sound Sources in the Marine Environment." Presentation to the joint MMC and JNCC Workshop, London 28 September 2004. Scripps Institution of Oceanography, University of California San Diego, LA Jolla, CA. <http://mmc.gov/sound/internationalwrkshp/pdf/hildebrand.pdf>
- Gordon, J.; Antunes, R.; Jaquet, N. & Würsig, B. 2006: An investigation of sperm whale headings and surface behaviour before, during and after seismic line changes in the Gulf of Mexico. 10pp. – IWC SC/58/E45.
- Gray, L. M. and D. S. Greeley (1980). Source level model for propeller blade rate radiation for the world's merchant fleet. *J Acoust Soc Am* 67(2): 516-522.
- Green, M. L. 1991. The Impact of Parasail Boats on the Hawaiian Humpback Whale. Paper presented at the annual meeting of the Animal Behavior Society, June 1991, Wilmington, NC. Gwazdauskas, F.C., Paape, M.J., Perry, D.A. and McGilliard, M.L. 1980. Plasma glucocorticoid and circulating blood leukocyte responses in cattle after sequential intramuscular injections of ACTH. *Am. J. Vet. Res.* 41:1052-1056.
- Greene, G.D.; F.R. Engelhardt and R.J. Paterson (eds.). 1985. *Proceedings of the workshop on effects of explosives use in the marine environment*, Halifax, N.S., Jan. 1985. Tech. Rep. 5. Can. Oil & Gas Lands Admin. Environ. Prot. Branch, Ottawa, Ont. 398
- Greene, C. R. J. and S. E. Moore 1995. Man-made Noise. Pp 101-158 in *Marine Mammals and Noise*. D. H. Thomson (ed.), Academic Press, San Deigo.
- Greene, C.R., McLennan, M.W., Norman, RG, et al. 2004. Directional frequency and recording (DIFAR) sensors in seafloor recorders to locate calling bowhead whales during their fall migration. *J. Acoust. Soc. Am.*, 116, 799–813.
- Guerra, A.; González, A. F. & Rocha, F. 2004: A review of records of giant squid in the north-eastern Atlantic and severe injuries in *Architeuthis dux* stranded after acoustic exploration. – paper CC: 29, ICES-Annual Science Conference, Vigo.
- Heimlich-Boran, J.R., Heimlich-Boran, S.L., Montero, R. and Martin, V. 1994. An Overview of Whale- Watching in the Canary Islands. *European Cetacean Society Newsletter No. 21*. Spring / Summer 1994.
- HESS/High Energy Seismic Survey Team 1999: High Energy Seismic Survey review process and interim operational guidelines for marine surveys offshore Southern California. Report from the High Energy Seismic Survey Team for the California State Lands Commission and the US Minerals Management Service Pacific Outer Continental Shelf Region, California. 98 pp.
- Hildebrand, J. 2004: Impacts of anthropogenic sound on cetaceans. Paper SC/56/E13 presented to the IWC Scientific Committee, June 2004.

- Hildebrand, J.; Balcomb, K. & Gisiner, R. 2004: Modelling the Bahamas beaked whale stranding of March 2000. – Presentation given at the third plenary meeting of the Marine Mammal Commission Advisory Committee on Acoustic Impacts on Marine Mammals, San Francisco, 29 July 2004.  
<http://www.mmc.gov/sound/plenary3/pdf/hildebrand-balcomb.pdf>
- Hildebrand, J. A. 2005: Impacts of Anthropogenic Sound. – in: Reynolds, J.E. et al. (eds.): *Marine Mammal Research: Conservation beyond Crisis*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland. pp 101-124.
- Hohn, A.A., D.S. Rotstein, C.A. Harms & B.L. Southall 2006: Report on marine mammal unusual mortality event UMESE0501Sp: Multispecies mass stranding of pilot whales (*Globicephala macrorhynchus*), minke whale (*Balaenoptera acutorostrata*), and dwarf sperm whales (*Kogia sima*) in North Carolina on 15-16 January 2005. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-537, 222 p.  
[http://www.sefsc.noaa.gov/PDFdocs/Report\\_on\\_UMESE0501Sp.pdf](http://www.sefsc.noaa.gov/PDFdocs/Report_on_UMESE0501Sp.pdf)
- Houegnigan, L., Zaugg, S., van der Schaar, M. and André, M. 2009. A real time three-dimensional localization and tracking algorithm for acoustic events in noisy marine environments. 4<sup>th</sup> international Workshop on Detection, Classification and Localization of Marine Mammals using Passive Acoustics. Pavia, Italy, 2009.
- IfM-Geomar 2005: <http://www.ifm-geomar.de/index.php?id=rafos&L=1>  
[http://www.ifm.uni-kiel.de/fb/fb1/po2/research/sfb460/sfba3\\_ze/floatpage/results.html](http://www.ifm.uni-kiel.de/fb/fb1/po2/research/sfb460/sfba3_ze/floatpage/results.html)
- Institute of Shipping Economics and Logistics (ISL). 1989. *Shipping Statistics Yearbook 1989*, ISL, Bremen, West Germany.
- International Standardization Organization (ISO). (1990). *Acoustics – Determination of occupational noise exposure and estimation of noise-induced hearing impairment* (ISO 1990-01-15). Geneva, Switzerland.
- IUCN World Conservation Union 2004: Resolution 3.068 „Undersea noise pollution“ (Nov. 2004).
- IUCN-World Conservation Union 2006: Report of the interim independent scientists group (IISG) on mitigation measures to protect Western gray whales during Sakhalin II construction operations in 2006. Workshop convened by the IUCN, Vancouver, British Columbia, 3–5 April 2006.
- IWC/International Whaling Commission 2004: Report of the Scientific Committee, at § 12.2.5, pp. 37-39 and Annex K – Report of the Standing Working Group on Environmental Concerns, pp. 267-275 and pp. 282-289. – *Journal of Cetacean Research and Management* Vol. 7 Suppl. April 2005, ISSN 1561-0713.
- IWC/International Whaling Commission 2006 a: Overview of the global seismic industry: today and future trends. Report of the Scientific Committee – Report of the Standing Working Group on Environmental Concerns, Annex K § 6.1.3 p. 3.  
[http://www.iwcoffice.org/documents/sci\\_com/SCRepFiles2006/Annex%20K\[FINAL\]sq.pdf](http://www.iwcoffice.org/documents/sci_com/SCRepFiles2006/Annex%20K[FINAL]sq.pdf)
- IWC/International Whaling Commission 2006 b: Report of the IWC Scientific Committee 2006 (IWC/58/Rep1), § 12.1: Seismic surveys and cetaceans, pp 49-52 and § 12.3.7: other issues “Pathology of stranded beaked whales associated ‘temporally and spatially’ with naval exercises”, pp. 52 and Report of the Standing Working Group on Environmental Concerns (“E”) of the IWC Scientific Committee: Annex K, § 6 (report seismic-workshop) pp. 1-16, plus Annex K, § 8.5.1 “Pathology of stranded beaked whales associated ‘temporally and spatially’ with naval exercises” pp. 27-29.  
[http://www.iwcoffice.org/documents/sci\\_com/SCRepFiles2006/SCREPNEW-GPD.pdf](http://www.iwcoffice.org/documents/sci_com/SCRepFiles2006/SCREPNEW-GPD.pdf) ;  
[http://www.iwcoffice.org/documents/sci\\_com/SCRepFiles2006/Annex%20K\[FINAL\]sq.pdf](http://www.iwcoffice.org/documents/sci_com/SCRepFiles2006/Annex%20K[FINAL]sq.pdf)
- Jacobs, S. R., y Terhune, J. M. (2002). The effectiveness of acoustic harassment devices in the Bay of Fundy, Canada: Seal reactions and a noise exposure model. *Aquatic Mammals*, 28, 147-158.
- Janik, V.M. and Thompson, P.M. 1996. Changes in surfacing patterns of bottlenose dolphins in response to boat traffic. *Marine Mammal Science*. 12 (4):597-602.
- JCNB/NAMMCO 2005: Appendix 5. Narwhal Status Report. – p 46 in: Final Report Joint meeting of the NAMMCO Scientific Committee Working Group on the Population

Status of Narwhal and Beluga in the North Atlantic and the Canada/Greenland Joint Commission on Conservation and Management of Narwhal and Beluga Scientific Working Group, 13-16 October 2005, Nuuk, Greenland.

- Jefferson, T. A. & Curry, B. E. 1994: A global review of porpoise (Cetacea: Phocoenidae) mortality in gillnets. – *Biological Conservation* 67: 167-183.
- Jepson, P.D., M. Arbelo, R. Deaville, I.A.P. Patterson, P. Castro, J.R. Baker, E. Degollada, H.M. Ross, P. Herráez, A.M. Pocknell, F. Rodríguez, F.E. Howiell, A. Espinosa, R.J. Reid, J.R. Jaber, V. Martin, A.A. Cunningham, & A. Fernández 2003: Gas-bubble lesions in stranded cetaceans. – *Nature* 425: 575-576.
- JNCC-Joint Nature Conservation Committee 2003: JNCC Report No. 323, C.J. Stone, The Effects of Seismic Activity on Marine Mammals in UK Waters, 1998-2000 (2003).
- Johnson, C.S., McManus, M.W. and Skaar, D. 1989. Masked tonal hearing thresholds in the beluga whale. *J. Acoust. Soc. Am* 85:2651-2654.
- Johnson, M. P. & Tyack, P.L. 2003: A digital acoustic recording tag for measuring the response of wild marine mammals to sound. – *IEEE Journal of Oceanic Engineering*, 28, 3-12.
- Johnston, R. C., Reed, D. H., and Desler, J. F. (1988), Special Report of the SEG Technical Standards Committee. SEG standards for specifying marine seismic energy sources, *Geophysics*, 53, 566 - 575.
- Johnston, D. W. (2002). The effect of acoustic harassment devices on harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) in the Bay of Fundy, Canada. *Biological Conservation*, 108, 113-118.
- Johnston, D. W., y Woodley, T. H. (1998). A survey of acoustic harassment device (AHD) use in the Bay of Fundy, NB, Canada. *Aquatic Mammals*, 24, 51-61.
- Kastak, D., y Schusterman, R. J. (1999). In-air and underwater hearing sensitivity of a northern elephant seal (*Mirounga angustirostris*). *Canadian Journal of Zoology*, 77, 1751-1758.
- Kastelein, R. A., de Haan, D., Goodson, A. D., Staal, C., y Vaughan, N. (1997). The effects of various sounds on harbor porpoise. In A. J. Read, P. R. Wiepkema, y P. E. Nachtigall (Eds.), *The biology of the harbor porpoise* (pp. 367-383). Woerden, The Netherlands: De Spil Publishers.
- Kastelein, R. A., Rippe, H. T., Vaughan, N., Schooneman, N. M., Verboom, W. C., y de Haan, D. (2000). The effects of acoustic alarms on the behavior of harbor porpoises in a floating pen. *Marine Mammal Science*, 16, 46-64.
- Kastelein, R. A., Rippe, H. T., Vaughan, N., Staal, C., y Schooneman, N. M. (2001). The influence of three acoustic alarms on the behavior of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) in a floating pen. *Marine Environmental Research*, 52, 351-371.
- Kastelein, R.A., Verboom, W.C., Muijsers, M., Jennings, N.V. y van der Heul, S. (2005) The influence of acoustic emissions for underwater data transmission on the behaviour of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in a floating pen. *Marine Environmental Research*, 59, 287–307.
- Kastelein, R. A., Jennings, N. V., Verboom, W. C., de Haan, D., y Schooneman, N. M. (2006). Differences in the response of a striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*) and a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) to an acoustic alarm. *Marine Environmental Research*, 61, 363-378.
- Kastelein, R.A., y P.J. Wensveen. 2008. Effect of two levels of masking noise on the hearing threshold of a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) for a 4.0 kHz signal. *Aquatic Mammals* 34(4):420-425.
- Ketten, D.R., Lien, J. and Todd, S. 1993. Blast injury in humpback whale ears : Evidence and implications. *J. Acoust. Soc. Am.* 94(30): 1849-1850.
- Ketten, D.R. 1998: *Marine Mammal Auditory Systems: A Summary of Audiometric and Anatomical Data and its Implications for Underwater Acoustic Impacts*. – NOAA-NMFS-SWFSC Technical Memorandum 256.
- Ketten, D.R. 2004: *Marine Mammal Auditory Systems: A Summary of Audiometric and Anatomical Data and Implications for Underwater Acoustic Impacts*. – pp. 79-92 in:

AWI & DGP (eds.): Proceedings of the Conference on Impact of Acoustics on Marine Organisms, 17-19 June 2002, Berlin. – Polarforschung, 72 (2/3).

- Ketten, D.R. & Finneran, J. 2004: Noise Exposure Criteria: "Injury (PTS) Criteria". – in: Presentation at the Second Plenary Meeting of the Advisory Committee on Acoustic Impacts on Marine Mammals, "Noise Exposure Criteria" Noise Exposure Criteria Group, U.S.-Marine Mammal Commission – Sound Program - Second Plenary Meeting, Session III, 28-30 April 2004 Arlington, VA. <http://mmc.gov/sound/plenary2/pdf/gentryetal.pdf>
- Ketten, D.R.; Rowles, T.; Cramer, S.; O'Malley, J.; Arruda, J. & Evans, P.G.H. 2004: Cranial trauma in beaked whales. pp 21-27 in: Evans, P.G.H. & Miller, L.A. (eds.) 2004: European Cetacean Society 17<sup>th</sup> Annual Conference: Proceedings of the Workshop on Active Sonar and Cetaceans. Las Palmas, Gran Canaria, 8th March 2003, European Cetacean Society Newsletter, No. 42. Special Issue.
- Ko, D., Zeh, J.E., Clark, C.W., et al. 1986. Utilization of acoustic location data in determining a minimum number of spring migrating bowhead whales unaccounted for by the ice-based visual census. Rep. Int. Whaling Comm. 36: 325-338.
- Koschinski, S., y Culik, B. (1997). Detering harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) from gillnets: Observed reactions to passive reflectors and pingers. Report of the International Whaling Commission, 47, 659-668.
- Koski, W. R., y Johnson, S. R. (1987). Behavioral studies and aerial photogrammetry. In Responses of bowhead whales to an offshore drilling operation in the Alaskan Beaufort Sea, autumn 1986 (Section 4). Report from LGL Ltd., King City, ON, and Greeneridge Sciences Inc., Santa Barbara, CA, for Shell Western Exploration and Production Inc., Anchorage, AK. 371 pp.
- Kraus, S., Read, A., Anderson, E., Baldwin, K., Solow, A., Spradlin, T., et al. (1997). A field test of the use of acoustic alarms to reduce incidental mortality of harbor porpoise in gill nets. *Nature*, 388, 525.
- Kryter, K. D. (1970). *Effects of noise on man*. New York: Academic Press. 633 pp.
- Kryter, K. D. (1994). *The handbook of hearing and the effects of noise*. New York: Academic Press. 673 pp.
- Lankhorst, M.; Nielsen, M. & Zenk, W. 2004: Rafos Float Trajectories from the Labrador Sea Water Level in the Iceland Basin 1997-2003. <http://www.ifm-geomar.de/index.php?id=999&L=1>
- Lawson, J. 2005: Overview: Beluga whale and noise. – JWG-2005-18. p 24 in: Final Report – Joint meeting of the NAMMCO Scientific Committee Working Group on the Population Status of Narwhal and Beluga in the North Atlantic and the Canada/Greenland Joint Commission on Conservation and Management of Narwhal and Beluga Scientific Working Group, 13-16 October 2005, Nuuk, Greenland.
- Lesage, V., Barrette, C. and Kingsley, M.C.S. 1993. The Effect of Noise from an Outboard Motor and a Ferry on the Vocal Activity of Beluga (*Delphinapterus leucas*) in the St. Lawrence Estuary, Canada. p70 In: Abstr. 10<sup>th</sup> Bienn. Conf. Biol. Mar. Mamm., Galveston, TX, Nov. 1993. 130pp.
- Lesage, V., C. Barrette, M. C. S. Kingsley and B. Sjare (1999). The effect of vessel noise on the vocal behavior of belugas in the St. Lawrence River Estuary. *Marine Mammal Science* 15: 65-84.
- LGL Ltd. y Greeneridge Sciences. (1986). Reactions of beluga whales and narwhals to ship traffic and icebreaking along ice edges in the eastern Canadian High Arctic: 1982-1984. In *Environmental studies* (No. 37).
- Lien, J., Todd, S., Stevick, P., Marques, F. and Ketten, D. 1993. The reaction of humpback whales to explosives: Orientation, movements and behaviour. *J. Acoust. Soc. Am.* 94:1849.
- Ljungblad, D. K., Würsig, B., Swartz, S. L., y Keene, J. M. (1988). Observations on the behavioral responses of bowhead whales (*Balaena mysticetus*) to active geophysical vessels in the Alaskan Beaufort Sea. *Arctic*, 41, 183-194.
- Lloyd's Register of Ships. Lloyd's of London, 1989.
- Lucke, K., Siebert, U., Lepper, P. A., Blanchet, M. A. 2009. Temporary shift in masked hearing thresholds in a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) after exposure to seismic airgun stimuli. *125(6):4060-4070*.

- Madsen, P. T., y Møhl, B. (2000). Sperm whales (*Physeter catodon* L. 1758) do not react to sounds from detonators. *Journal of the Acoustical Society of America*, 107, 668-671.
- Madsen, P. T., Møhl, B., Nielsen, B. K., y Wahlberg, M. (2002). Male sperm whale behavior during exposure to distant seismic survey pulses. *Aquatic Mammals*, 28, 231-240.
- Madsen, P. T. 2005, *Marine Mammals and Noise: Problems with Root Mean Square Sound Pressure Levels for Transients*. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 06/00, , vol. 117, no. 6, pp. 3952-3957.
- Madsen, P. T., M. Johnson, N. Aguilar de Soto, W.M.X. Zimmer and P.L. Tyack, Biosonar performance of foraging beaked whales (*Mesoplodon densirostris*), *Journal of Experimental Biology* 208 (2005), pp. 181–194
- Madsen, P.T.; Wahlberg, M.; Tougaard, J.; Lucke, K.; Tyack, P. 2006 a: Wind turbine underwater noise and marine mammals: implications of current knowledge and data needs. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, Vol. 309: 279–295.
- Madsen, P.T., Johnson, M.P., Miller, P.J.O., Aguilar Soto, N., Lynch, J. y Tyack, P. (2006b) Quantitative measures of air-gun pulses recorded on sperm whales (*Physeter macrocephalus*) using acoustic tags during controlled exposure experiments. *Journal of the Acoustical Society of America*, 120, 2366–2379.
- Malme, C. I., Miles, P. R., Clark, C. W., Tyack, P., y Bird, J. E. (1983). Investigations of the potential effects of underwater noise from petroleum industry activities on migrating gray whale behavior (BBN Report No. 5366; NTIS PB86-174174). Report from Bolt Beranek and Newman Inc. for U.S. Minerals Management Service, Anchorage, AK.
- Malme, C. I., Miles, P. R., Clark, C. W., Tyack, P., y Bird, J. E. (1984). Investigations of the potential effects of underwater noise from petroleum industry activities on migrating gray whale behavior. Phase II: January 1984 migration (BBN Report No. 5586; NTIS PB86-218377). Report from Bolt Beranek and Newman Inc. for U.S. Minerals Management Service, Anchorage, AK.
- Malme, C.I., P.R. Miles, C.W. Clarke, P. Tyack & J.E. Bird 1985: Investigations of the potential effects of underwater noise from petroleum industry activities on feeding humpback whale behavior. BBN Report 5851. OCS Study MMS 85-0019. Report by BBN Laboratories Inc., Cambridge, MA, for the U.S. Department of the Interior, Minerals Management Service, Anchorage, AK. NTIS PB86-218385.
- Malme, C. I., Würsig, B., Bird, J. E., y Tyack, P. L. (1986). Behavioral responses of gray whales to industrial noise: Feeding observations and predictive modeling (BBN Report No. 6265, OCS Study MMS 88-0048; NTIS PB88-249008). NOAA Outer Continental Shelf Environmental Assessment Program, Final Reports of Principal Investigators, 56, 393-600.
- Malme, C.I., B. Würsig, J.E. Bird, & P. Tyack. 1988. Observations of feeding gray whale responses to controlled industrial noise exposure, pp. 55-73. In: W.M. Sackinger et al. (eds.), *Port and ocean engineering under arctic conditions*, vol II. *Geophys. Inst.*, Univ. Alaska, Fairbanks. 111 pp.
- Martín, V.M. 2002: Resúmen del informe sobre los Varamientos en Masa Atípicos de Zifios en Canarias en Septiembre de 2002 durante la Celebración de Ejercicios Navales. – Sociedad para el estudio de los Cetáceos en el Archipiélago Canaria, SECAC por la Dirección General de Política Ambiental del Gobierno de Canarias.
- Martín, V.; Servidio, A. & García, S. 2004: Mass strandings of beaked whales in the Canary Islands. Pp. 33-36 in: Evans, P.G.H. & Miller, L.A. (eds.) 2004: *European Cetacean Society 17<sup>th</sup> Annual Conference: Proceedings of the Workshop on Active Sonar and Cetaceans*. Las Palmas, Gran Canaria, 8th March 2003, *European Cetacean Society Newsletter*, No. 42. Special Issue.
- Mas, A., van der Schaar, M., Morell, M., Alonso, J.-M., LLarena, M., Solé, M. and André, M. 2008 *Acoustic Map of the oceans: a tool for management*. Proc. of the 22nd Conf. of the European Cetacean Society, The Netherlands, March
- Mate, B. & Harvey, J. (eds.) 1987: *Acoustical deterrents in marine mammals conflicts with fisheries*. – Oregon State Grant Publication ORESU-W-86-001. Sea Grant Communications, Oregon State University, Corvallis, Oregon.

- Mate, B.R., Stafford, K.M. and Ljungblad, D.K. 1994. Change in sperm whale (*Physeter macrocephalus*) distribution correlated to seismic surveys in the Gulf of Mexico. *J. Acoust. Soc. Am.* 96:3268-3269.
- Maybaum, H. L. (1993). Responses of humpback whales to sonar sounds. *J. Acoustic Soc Am* 94: 1848-1849.
- McCauley, R. D., Cato, D. H., y Jeffery, A. F. (1996). A study of the impacts of vessel noise on humpback whales in Hervey Bay. Queensland, Australia: Report for the Queensland Department of Environment and Heritage, Maryborough Office, from the Department of Marine Biology, James Cook University, Townsville. 137 pp.
- McCauley, R. D., Jenner, M-N., Jenner, C., McCabe, K. A., y Murdoch, J. (1998). The response of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) to offshore seismic survey noise: Preliminary results of observations about a working seismic vessel and experimental exposures. *Australian Petroleum Production and Exploration Association Journal*, 38, 692-707.
- McCauley, R.D. et al. 1999: "Marine Mammal Seismic Surveys: Analysis and Propagation of Air-Gun Signals; and Effects of Air-Gun Exposure on Humpback Whales, Sea Turtles, Fishes and Squid," Curtin University, Centre for Marine Science and Technology (August 1999).
- McCauley, R.D., Fewtrell, J., Duncan, A.J., Jenner, C., Jenner, M.N., Penrose, J.D., Prince, R.I.T., Adhitya, A., Murdoch, J. y McCabe, K. (2000) Marine Seismic Surveys – A Study of Environmental Implications. *Australian Petroleum Production and Exploration Association Journal*, 40, 692–708.
- McCauley, R.D. & Hughes, J.R. 2006: Marine seismic mitigation measures – perspectives in 2006. – IWC SC/58/E44, 10pp.
- McDonald, M.A., Hildebrand, J.A. and Webb, S.C. 1995. Blue and fin whales observed on a seafloor array in the Northeast Pacific. *J. Acoust. Soc. Am.* 98 (2, Pt 1): 712-721.
- McDonald, M.A., and C.G. Fox. 1999. Passive acoustic methods applied to fin whale population density estimation. *J. Acoust. Soc. Am.* 15: 2643-2651.
- Miksis, J.L., Grund, M.D., Nowacek, D.P., Solow, A.R., Connor, R.C. y Tyack, P.L. (2001) Cardiac responses to acoustic playback experiments in the captive bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*). *Journal of Comparative Psychology*, 115, 227–232.
- Miller, P. J., N. Biassoni, A. Samuels and P. L. Tyack (2000). Whale songs lengthen in response to sonar. *Nature* 405(6789): 903.
- Miller, G. W., Moulton, V. D., Davis, R. A., Holst, M., Millman, P., MacGillivray, A., et al. (2005). Monitoring seismic effects on marine mammals – southeastern Beaufort Sea, 2001-2002. In S. L. Armsworthy, P. J. Cranford, y K. Lee (Eds.), *Offshore oil and gas environmental effects monitoring: Approaches and technologies* (pp. 511-542). Columbus, OH: Battelle Press.
- Miller, P.J.O.; Johnson, M; Madsen, P.T.; Quero, M.E.; Biassoni, N. & Tyack, P. 2006: At-sea experiments indicate that airguns affect the foraging behaviour of sperm whales in the Gulf of Mexico. 34pp. – IWC-SC/58/ForInfo2.
- Miller, PJO; Johnson, MP; Madsen, PT; Biassoni, N; Quero, M; Tyack, PL. 2009. Using at-sea experiments to study the effects of airguns on the foraging behavior of sperm whales in the Gulf of Mexico. *Deep Sea Research Part I*. 56 (7) : 1168-1181 . 10.1016/j.dsr.2009.02.008
- MMS-United States Minerals Management Service 2004: Minerals Management Service NTL No. 2004-G01, "Notice to Lessees and Operators of Federal Oil, Gas, and Sulphur Leases In the Outer Continental Shelf, Gulf of Mexico OCS Region."
- Molinelli, E. et al. 1990. The HITS Update Process to HITS III, Planning Systems Inc., Report 446433 (February 1990). HITS (Historical Temporal Shipping) is a model of commercial shipping lanes and densities based on Lloyd's of London port data. It was introduced for noise prediction models in 1978, and has been updated periodically since. It is the Navy's standard ship model for fleet noise predictions.
- Monteiro-Neto, C., Ávila, F. J. C., Alves-Jr., T. T., Araújo, D. S., Campos, A. A., Martins, A. M. A., et al. (2004). Behavioral responses of *Sotalia fluviatilis* (Cetacea,

Delphinidae) to acoustic pingers, Fortaleza, Brazil. *Marine Mammal Science*, 20, 141-151.

- Mooney, T. A., Nachtigall, P. E., Vlachos, S. 2009. Sonar-induced temporary hearing loss in dolphins. *Biol Lett*;5 565-567
- Morisaka, T., Shinohara, M., Nakahara, F., y Akamatsu, T. (2005). Effects of ambient noise on the whistles of Indo-Pacific bottlenose dolphin populations. *Journal of Mammalogy*, 86, 541-546.
- Morton, A. B., y Symonds, H. K. (2002). Displacement of *Orcinus orca* (Linnaeus) by high amplitude sound in British Columbia, Canada. *ICES Journal of Marine Science*, 59, 71-80.
- Munk, W. and Wunsch, C. 1979. Ocean acoustic tomography: A scheme for large-scale monitoring. *Deep Sea Res.* 26:123.
- Nachtigall, P. E., Pawloski, J. L., y Au, W. W. L. (2003). Temporary threshold shifts and recovery following noise exposure in the Atlantic bottlenosed dolphin (*Tursiops truncatus*). *Journal of the Acoustical Society of America*, 113, 3425-3429.
- Nachtigall, P. E., Supin, A. Ya., Pawloski, J. L., y Au, W. W. L. (2004). Temporary threshold shifts after noise exposure in the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) measured using auditory evoked potentials. *Marine Mammal Science*, 20, 673-687.
- National Research Council (NRC). 1994. *Science and Judgment in Risk Assessment*. Committee on Risk Assessment of Hazardous Air Pollutants. NATIONAL ACADEMY PRESS, Washington, D.C. 652 pp
- National Institute for Occupational Safety and Health (NIOSH). (1998). *Criteria for a recommended standard: Occupational noise exposure* (Publication #98-126). Washington, DC: U.S. Department of Health and Human Services, NIOSH.
- NMFS/ National Marine Fisheries Service 2003: Taking marine mammals incidental to conducting oil and gas exploration activities in the Gulf of Mexico. – U.S. Federal Register 68, 9991–9996.
- NMFS/NOAA, U.S. National Marine Fisheries Service/National Oceanic and Atmospheric Administration 2005: Endangered Fish and Wildlife; Notice of Intent to Prepare an Environmental Impact Statement. – Federal Register Vol. 70, No. 7 January 11, 2005, pp. 1871-1875.
- National Marine Fisheries Service (NMFS). (2005). Assessment of acoustic exposures on marine mammals in conjunction with USS Shoup active sonar transmissions in Haro Strait, Washington, 5 May 2003 (NMFS Office of Protected Resources report).
- Nielsen, D. W., Bauman, M. J., & Brandt, D. K. (1986). Changes in auditory threshold during and after longduration noise exposure: Species differences. In R. J. Salvi, D. Henderson, R. P. Hamernik, & V. Colletti (Eds.), *Basic and applied aspects of noise-induced hearing loss* (pp. 281-293). New York: Plenum Press.
- Naval Research Laboratory (NRL). (2004a). Acoustic modeling results of the Haro Strait for 5 May 2003 (Naval Research Laboratory Report). Arlington, VA: Office of Naval Research.
- Naval Research Laboratory (NRL). (2004b). EEEL analysis of Shoup transmissions in the Haro Strait on 5 May 2003 (Naval Research Laboratory briefing of 2 September 2004).
- Nedwell J R, Turnpenny A W H (1998) 'The use of a generic frequency weighting scale in estimating environmental effect'. Proceedings of the Workshop on Seismics and Marine Mammals, 23-25th June 1998, London, UK.
- Nedwell, J., Langworthy, J. and Howell, D. 2003. Assessment of Sub-Sea Acoustic Noise and Vibration from Offshore Wind Turbines and its Impact on Marine Wildlife; Initial Measurements of Underwater Noise during Construction of Offshore Windfarms, and Comparison with Background Noise. The Crown States Office, 2003
- Nedwell, J. & Howell, D. 2004: A review of offshore windfarm related underwater noise sources. Report No. 544 R 0308, Subacoustech Ltd. [http://www.thecrownstate.co.uk/35\\_literature\\_review.pdf](http://www.thecrownstate.co.uk/35_literature_review.pdf)

- Nieukirk, S. L., K. M. Stafford, D. K. Mellinger, R. P. Dziak and C. G. Fox (2004). Lowfrequency whale and seismic airgun sounds recorded in the mid-Atlantic Ocean. *Journal of the Acoustical Society of America*. 115(4): 1832-1843.
- NOAA & U.S. Navy 2001: Joint interim report Bahamas marine mammals stranding event of 15-16 March 2000. – U.S. Department of Commerce, NOAA, NMFS, US-Navy. [http://www.nmfs.noaa.gov/prot\\_res/overview/Interim\\_Bahamas\\_Report.pdf](http://www.nmfs.noaa.gov/prot_res/overview/Interim_Bahamas_Report.pdf)
- NODC/National Oceanographic Data Center 1996: The North Atlantic Float Programme. Extracts from the Plans for the Atlantic Climate Change Experiment (ACCE)-US WOCE Report 1996. [http://www.nodc.noaa.gov/woce\\_V2/disk01/floats/exper\\_na.htm](http://www.nodc.noaa.gov/woce_V2/disk01/floats/exper_na.htm)
- Nowacek, S. M., R. S. Wells and A. R. Solow (2001). Short-term effects of boat traffic on bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in Sarasota Bay, Florida. *Marine Mammal Science* 17(4): 673-688.
- Nowacek, D., Johnson, M.P. y Tyack, P.L. (2004) North Atlantic right whales (*Eubalaena glacialis*) ignore ships but respond to alerting stimuli. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 271, 227–231.
- Olesiuk, P. F., Nichol, L. M., Sowden, M. J., y Ford, J. K. B. (2002). Effect of the sound generated by an acoustic harassment device on the relative abundance and distribution of harbor porpoises, *Phocoena phocoena*, in Retreat Passage, British Columbia. *Marine Mammal Science*, 18, 843-862.
- Palka, D., y Hammond, P. S. (2001). Accounting for responsive movement in line transect estimates of abundance. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58, 777-787.
- Parkes, G. & Hatton, L. 1986: *The Marine Seismic Source*. – Kluwer Academic Publishers, 128 pp. NOAA & US-Navy 2001: Joint interim report Bahamas marine mammals stranding event of 15-16 March 2000. – U.S. Department of Commerce, NOAA, NMFS, US-Navy. [http://www.nmfs.noaa.gov/prot\\_res/overview/Interim\\_Bahamas\\_Report.pdf](http://www.nmfs.noaa.gov/prot_res/overview/Interim_Bahamas_Report.pdf)
- Patenaude, N.J., Richardson, W.J., Smultea, M.A., Koski, W.R., Miller, G.W., Wuersig, B. y Greene, C.R. Jr. (2002) Aircraft sound and disturbance to bowhead and beluga whales during spring migration in the Alaskan Beaufort Sea. *Marine Mammal Science*, 18, 309–355.
- Penkov, A.; R. Stanislavov and D. Tzvetkov. 1996. Male reproductive function in workers exposed to vibration. *Cent. Eur. J. Public Health*. Sep 4(3), p185-188, 1996.
- Perry, C. 1998. A review of the Impact of Anthropogenic Noise on Cetaceans. Report for the environmental Investigation Agency, London, UK. SC/50/E9
- Piantadosi, C.A. & Thalmann, E.D. 2004: Pathology: whales, sonar and decompression sickness. *Nature (London)* 428(6984): 1 following 716; Discussion 2 p. following 716.
- Polacheck, T. and Thorpe, L. 1990. The Swimming Direction of Harbor Porpoise in Relationship to a Survey Vessel. *Rep. Int. Whal. Commn.* 40:463-470.
- Rankin, S. and Evans, W.E. 1998. Effect of Low Frequency Seismic Exploration Signals on the Cetaceans of the Gulf of Mexico. *The World Marine Mammal Science Conference 20-24 January 1998. Abstracts* p110.
- Reeves R.R. 1977. The problem of gray whale (*Eschrichtius robustus*) harassment at the breeding lagoons and during migration. *MMC-76/06. U.S. Mar. Mamm. Commn.* 60 p. NTIS PB-272506.
- Revello, T.E. and R.S. Klingbeil. 1990. Acoustic Source Levels of Commercial Vessels for Use in Sonar System Modeling and Analysis, Naval Underwater Systems Center, New London Laboratory, New London, CT (1 August 1990). (Distribution limited to U.S.Government Agencies and their contractors only.)
- Richardson, W.J., Fraker, M.A., Würsig, B., Wells, R.S. 1985. Behaviour of Bowhead Whales *Balaena mysticetus* Summering in the Beaufort Sea: Reactions to Industrial Activities. *Biological Conservation* 32:195- 230.
- Richardson, W. J., Würsig, B., y Greene, C. R., Jr. (1986). Reactions of bowhead whales, *Balaena mysticetus*, to seismic exploration in the Canadian Beaufort Sea. *Journal of the Acoustical Society of America*, 79, 1117- 1128.

- Richardson, W.J., Davis, R.A., Evans, C.R., Ljungblad, D.K. and Norton, P. 1987. Summer distribution of Bowhead Whales, *Balaena mysticetus*, Relative to Industry Activities in the Canadian Beaufort Sea, 1980-84. *Arctic* 40 (2):93-104.
- Richardson, W. J., Greene, C. R., Jr., Koski, W. R., Malme, C. I., Miller, G. W., Smultea, M. A., et al. (1990). Acoustic effects of oil production activities on bowhead and white whales visible during spring migration near Pt. Barrow, Alaska—1989 phase (OCS Study MMS 90- 0017; NTIS PB91-105486). LGL Ltd. report for U.S. Minerals Management Service, Herndon, VA. 284 pp.
- Richardson, W.J. and Greene, C.R. Jr. 1993. Variability in behavioural reaction thresholds of bowhead whales to man-made underwater sounds. *J. Acoust. Soc. Am.* 94 (5).
- Richardson, W.J., & C.I. Malme 1993: Man made noise and behavioral responses, pp. 631-700. In: *The Bowhead Whale. – Spec. Publ. 2. Society for Marine Mammology*, Lawrence, KS. 787 pp.
- Richardson, W. J. , 1995 *Marine Mammals and Noise*. San Diego: Academic Press. ISBN 0125884400.
- Richardson, W.J., Finley, K.J., Miller, G.W., Davis, R.A., Koski, W.R. 1995a. Feeding, social and migration behaviour of bowhead whales, *Balaena Mysticetus*, in Baffin Bay vs the Beaufort Sea - regions with different amounts of human activity. *Marine Mammal Science* 11 (1):1-45.
- Richardson, W.J., Greene Jr. C.R., Malme, C.I., Thomson, D.H. 1995b. *Marine Mammals and Noise*. Academic Press, San Diego, CA. 576pp.
- Richardson, W.J. 1997. Marine mammals and man-made noise: Current issues. p. 39-50 In: *Underwater bio-sonar and bioacoustics symposium*, Loughborough Univ., Dec. 1997.
- Richardson, W.J. & Würsig, B. 1997: Influences of man-made noise and other human actions on cetacean behaviour. – *Mar. Fresh. Behav. Physiol.* 29: 183-209
- Richardson, W.J. 1998: Reactions of Bowhead whales and Ringed seals to an open water seismic program in the Alaskan Beaufort Sea. In: *Workshop Documentation, Seismic and Marine Mammals Workshop, 23-25 June, London*.
- Richardson, W. J., Miller, G. W., y Greene, C. R., Jr. (1999). Displacement of migrating bowhead whales by sounds from seismic surveys in shallow waters of the Beaufort Sea. *Journal of the Acoustical Society of America*, 106, 2281.
- Richardson, W.J. & Tyack, P. 2004: Noise Exposure Criteria: "Behavioral Criteria". – [in](http://mmc.gov/sound/plenary2/pdf/gentryetal.pdf): Presentation at the Second Plenary Meeting of the Advisory Committee on Acoustic Impacts on Marine Mammals, "Noise Exposure Criteria" Noise Exposure Criteria Group, U.S.-Marine Mammal Commission – Sound Program - Second Plenary Meeting, Session III, 28-30 April 2004 Arlington, VA.  
<http://mmc.gov/sound/plenary2/pdf/gentryetal.pdf>
- Ridgway, S.H. and Howard, R. 1982. Dolphins and the bends. *Science* 216:651.
- Ridgway, S.H. 1997. Who are the Whales? *Bioacoustics*. 8:3-20.
- Ridgway, S.H. and Carder, D.A. 1997. Hearing deficits measured in some *Tursiops truncatus*, and discovery of a deaf/mute dolphin., *J. Acoust. Soc. Am* 101 (1):590-594.
- Ridgway, S., Carder, D., Scholundt, C., Kamolnick, T., Elsberry, W. 1997. Temporary shift in delphinoid masked hearing thresholds. *J. Acoust. Soc. Am.* 102 (5, Pt 2):3102.
- Rodkin, R.B. & Reyff, J.A. 2004: Underwater sound pressures from marine pile driving. – *J. Acoust. Soc. Am.*, Vol 116(4 Pt. 2): 2648 (abstract).
- Romano, T.A., Keogh, M.J., Kelly, C., Feng, P., Berk, L., Schlundt, C.E., Carder, D.A. y Finneran, J.J. (2004) Anthropogenic sound and marine mammal health: measures of the nervous and immune systems before and after intense sound exposure. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61, 1124–1134.
- Ross, D. 1987. *Mechanics of Underwater Noise*. Peninsula Publishing, Los Altos, CA. Scrimger, P. and R.M. Heitmeyer. 1991. Acoustic source-level measurements for a variety of merchant ships. *J. Acoust. Soc. Am.*, 89:691-699.
- Ross, D. (1993). On ocean underwater ambient noise. *Acoustics Bulletin* January/February: 5-8.

- Rossby, T., D. Dorson and J. Fontaine (1986). The RAFOS system. *J. Atmos. Oceanic Tech* 3: 672-679.
- Scheifele, P.M. 1997. Impact of low-frequency anthropogenic noise on the auditory system of the beluga (*Delphinapterus leucas*) in the Saint Lawrence river estuary. Report from National Undersea Research Center.
- Schevill, W.E. 1968. Quiet Power Whaleboat. *J. Acoust. Soc. Am.* 44(4):1157-1158.
- Schlundt, C.E., Finneran, J.J., Carder, D.A. y Ridgway, S.H. (2000) Temporary shift in masked hearing thresholds of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, and white whales, *Delphinapterus leucas*, after exposure to intense tones. *Journal of the Acoustical Society of America*, 107, 3496–3508.
- Schlundt, C. E., Dear, R. L., Carder, D. A., y Finneran, J. J. (2006). Growth and recovery of temporary threshold shifts in a dolphin exposed to midfrequency tones with durations up to 128 s. *Journal of the Acoustical Society of America*, 120, 3227.
- Scrimger, P.; R.M. Heitmeyer and P. Boulon. 1990. A Computer Model of Merchant Shipping in the Mediterranean Sea, SAACLANTCEN Report SR-164, NATO SAACLANT Undersea Research Centre, La Spezia, Italy (June 1990).
- Seidel, H. 1993. Selected health risks caused by long-term, whole-body vibration. *Am. J. Ind. Med.*, Apr 23(4):589-604. *Effects of Anthropogenic Noise in the Marine Environment* 74
- Seidel, H. and R. Heide. 1986. Long-term effects of whole-body vibration: A critical survey of the literature. *Int. Arch. Occup. Environ. Health.* 58(1) p1-26, 1986.
- Seyle, H. 1973. The evolution of the stress concept. *American Scientist* 61:692-699.
- Shenaeva, T.A. 1990. Vliianie vibratsii i shuma na generativnuu funktsiiu v eksperimente. *Gig. Tr. Prof. Zabol.*, (9) p16-21.
- Simard, Y., Bahoura, M., Roy, N. 2004. Acoustic detection and localization of whales in the Bay of Fundy and St. Lawrence Estuary critical habitats. *Canadian Acoustics* 32(2): 107-116
- Simard, Y., Roy, N, and Gervaise, C. 2006a. Shipping noise and whales: World tallest ocean liner vs largest animal on earth. MTS/IEEE OCEANS'06, Boston. IEEE, Piscataway, NJ, USA. DOI : 10.1109/OCEANS.2006.307053 p. 1-6.
- Simard, Y., M. Bahoura, C.W. Park, J. Rouat, M. Sirois, X. Mouy, D. Seebaruth, N. Roy, and R. Lepage. 2006b. Development and experimentation of a satellite buoy network for real-time acoustic localization of whales in the St. Lawrence. MTS/IEEE OCEANS'06, Boston. IEEE, Piscataway, NJ, USA. DOI: 10.1109/OCEANS.2006.307052 p. 1-6.
- Simard, Y., and Roy, N. 2008a. Detection and localization of blue and fin whales from large-aperture autonomous hydrophone arrays: a case study from the St. Lawrence estuary. *Can. Acoust.* 36(1): 104-110.
- Simard, Y., and Roy, N., and Gervaise, C. 2008b. Passive acoustic detection and localization of whales: effects of shipping noise in Saguenay–St. Lawrence Marine Park. *J. Acoust. Soc. Am.* 123: 4109-4117.
- Skalski, J. R., W. H. Pearson, & C. I. Malme 1992: Effects of sounds from a geophysical survey device on catch-per-unit-effort in a hook-and-line fishery for rockfish (*Sebastes ssp.*). – *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49:1357-1365 (1992).
- Sodal, A. 1999: Measured underwater acoustic wave propagation from a seismic source. In: *Proceedings of the Airgun Environmental Workshop*, London, July 6, 1999.
- Southall, B.L. 2005. National Marine Fisheries Service (NMFS). *Report of the "Shipping Noise and Marine Mammals: A Forum for Science, Management, and Technology" Symposium*. 18-19 May 2004, Arlington, VA.
- Southall, B. L., Bowles, A. E., Ellison, W. T., Finneran, J. J., Gentry, R. L., Greene Jr., C. R., Kastak, D., Ketten, D. R., Miller, J. H., Nachtigall, P. E., Richardson, W. J., Thomas, J. A., and Tyack, P. L. (2007). Marine mammal noise exposure criteria: Initial scientific recommendations. *Aquatic Mammals* 33(4), 411-522.
- Spiesberger, J.L. 2004. Geometry of locating sounds from differences in travel

time: Isodiachrons. *J. Acoust. Soc. Am.* 116: 3168–3177.

- Spiesberger, J.L. 2005. Probability distributions for locations of calling animals, receivers, sound speeds, winds, and data from travel time differences. *J. Acoust. Soc. Am.* 118: 1790-1800.
- Spiesberger, J.L., and Whalberg, M. 2002. Probability density functions for hyperbolic and isodiachronic locations. *J. Acoust. Soc. Am.* 11: 3046–3052.
- Stafford, K.M., C.G. Fox, and D.S. Clark. 1998. Long-range detection and localization of blue whale calls in the northeast Pacific using military hydrophone arrays. *Journal of the Acoustical Society of America* 104:3,616–3,625.
- Stafford, K.M., Mellinger, D.K, Moore, S.E. and Fox, C.G. 2007. Seasonal variability and detection range modeling of baleen whale calls in the Gulf of Alaska, 1999–2002. *J. Acoust. Soc. Am.* 122: 3378-3390.
- Stensland, E. y Berggren, P. 2007. Behavioural changes in female Indo-Pacific bottlenose dolphins in response to boat-based tourism. *Marine Ecology Progress Series*, 332:225-234.
- Stewart, B.S., Evans, W.E. and Awbrey, F.T. 1982. Effects of man-made waterborne noise on behavior of belukha whales (*Delphinapterus leucas*) in Bristol Bay, Alaska. Hubbs/Sea World Research Institute Report 82-145.
- Stone, G.S., Katona, S.L., Mainwaring, A., Allen, J.M. and Corbett, H.D. 1992. Respiration and surfacing rates of fin whales (*Balaenoptera physalus*) observed from a lighthouse tower. *Rep Int. Whal. Commn.* 42:739.
- Stone, G., Kraus, S., Hutt, A., Martin, S., Yoshinaga, A. y Joy, L. (1997) Reducing by-catch: can acoustic pingers keep Hector's dolphins out of fishing nets? *Marine Technology Society Journal*, 31, 3–7.
- Talpalar, A.E. & Grossman, Y. 2005: Sonar versus whales: noise may disrupt neural activity in deep-diving cetaceans. – *Undersea and Hyperbaric Medicine* 32(2): 135-9.
- Taylor, V. J., Johnston, D. W., y Verboom, W. C. (1997). Acoustic harassment device (AHD) use in the aquaculture industry and implications for marine mammals. *Proceedings of the Institute of Acoustics*, 19(9), 267- 275.
- Teilmann, J.; Tougaard, J.; Miller, L.A.; Kirketerp, T.; Hansen, K. & Brando, S. 2006: Reactions of Captive Harbour Porpoises (*Phocoena phocoena*) to Pinger-Like Sounds. *Marine Mammal Science* 22(2): 240-260.
- Tejedor, A.; Sagarminaga, R.; De Stephanis, R. & Cañadas, A. 2007: "Management of MPAs. Options and Challenges for the Maritime Transport Sector. Spanish Case studies" in: presentation at the European Cetacean Society Congress 2007.
- ter Haar, G. R. and S. Daniels. "Evidence for ultrasonically induced cavitation *in vivo*," *Phys. Med. Biol.*, vol. 26, pp. 1145-1149, 1981.
- Thode, A., Gerstoft, P., Burgess, W., et al. 2006. A portable matched-field processing system using Passive acoustic time synchronization. *IEEE J.Ocean. Eng.* 31: 696-710.
- Thomas, J.A., Kastelein, R.A. and Awbrey, F.T. 1990. Behavior and Blood Catecholamines of Captive Belugas During Playbacks of Noise From an Oil Drilling Platform. *Zoo Biol.* 9:393-402.
- Thomson, C.A. and Geraci, J.R. 1986. Cortisol, Aldosterone, and Leucocytes in the Stress Response of Bottlenose Dolphins, *Tursiops truncatus*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43:1010- 1016.
- Todd, S., Stevick, P., Lien, J., Marques, F., y Ketten, D. (1996). Behavioral effects of exposure to underwater explosions in humpback whales (*Megaptera novaeangliae*). *Canadian Journal of Zoology*, 74, 1661-1672.
- Tolstoy, M.; Diebold, J.B.; Webb, S.C.; Bohnenstiehl, D.R.; Chapp, E.; Holmes, R.C. & Rawson, M. 2004: Broadband calibration of R//V Ewing seismic sources. – *Geophysical Research Letters*, Vol. 31, 4 pp.
- Tougaard, J.; Carstensen, J.; Henriksen, O.H.; Skov, H. & Teilmann, J. 2003: Short-term effects of the construction of wind turbines on harbour porpoises at Horns Reef. Technical report to Techwise A/S. Technical report to TechWise A/S. HME/362-02662, Hedeselskabet, Roskilde, DK.

- <http://www.hornsrev.dk/Miljoeforhold/miljoerapporter/Hornsreef%20porpoises%202002.pdf>
- Tougaard, J.; Carstensen, J.; Teilmann, J. & Bech, N.I. 2005: Effects of the Nysted Offshore Wind Farm on harbour porpoises - Annual status report for the T-POD monitoring program. Report Request. Commissioned by ENERGI E2 A/S. National Environmental Research Institute. - Technical report to Energi E2 A/S: 51 pp.
- Tougaard, J., Henriksen, O. D., Miller, L. E. 2009. Underwater noise from three types of offshore wind turbines: Estimation of impact zones for harbor porpoises and harbor seals. *Journal of the Acoustical Society of America*, 125(6):3766-3773.
- Turnpenny, A.W.H. and Nedwell, J.R. 1994. The Effects on Marine Fish, Mammals and Birds of Underwater Sound Generated by Seismic Surveys. Fawley aquatic research laboratories Ltd. October 1994.
- Urick, R.J. 1983. Principles of underwater sound for engineers 3rd ed. 423p. (Reprinted 1996, Peninsula Publ., Los Altos, CA). McGraw-Hill, New York.
- U.S.DoN/Department of the Navy (2001): Selection of 180 dB as the Upper Reference Point in the Risk Continuum for SURTASS LFA Sonar Signals. <http://www.surtass-lfa-eis.com/docs/180dBCriteria.pdf>
- US-MMC 2004: Beaked Whale Technical Workshop Summary. April 13-16, 2004, Baltimore, Maryland. [http://mmc.gov/sound/beakedwhalewrkshp/pdf/bwhale\\_wrkshpsummary.pdf](http://mmc.gov/sound/beakedwhalewrkshp/pdf/bwhale_wrkshpsummary.pdf)
- van der Schaar, M., Zaugg, S., Riccobene, G., Sánchez, T., Pubill, O. and André, M. 2009. System Architecture for real-time monitoring of noise pollution.. 23rd Conference of the ECS, Istanbul, Turquia.
- Versluis, M., B. Schmitz, A von der Heydt, and D. Lohse (2000). "How Snapping Shrimp Snap: Through Cavitating Bubbles". *Science* 289: 2114-2117
- Ward, W. D. (1997). Effects of high-intensity sound. In M. J. Crocker (Ed.), *Encyclopedia of acoustics*, Volume III (pp. 1497-1507). New York: John Wiley y Sons.
- Watkins, W. A., y Schevill, W. E. (1972). Sound source location by arrival-times on a non-rigid ththree-dimensional hydrophone array. *Deep-sea Research* 19:691-706.
- Watkins, W. A., y Schevill, W. E. (1975). Sperm whales (*Physeter catodon*) react to pingers. *Deep Sea Research I*, 22, 123-129.
- Watkins, W.A., Moore, K.E. and Tyack, P. 1985. Sperm whale acoustic behaviours in the Southeast Caribbean. *Cetology* 19:1-15.
- Watkins, W.A. 1986. Whale reactions to human activities in Cape Cod Waters. *Mar. Mamm. Sci.* 2:251- 262.
- Watkins, W.A., Daher, M.A., Fristrup, K.M., Howald, T.J. and Notarbartolo, di Sciarra, G. 1993. Sperm whales tagged with transponders and tracked underwater by sonar. *Mar. Mamm. Sci.* 9 (1):55-67.
- WDCS/Simmonds, M.; Dolman, S. & Weilgart, L. (eds.) 2003: Oceans of Noise – A WDCS Science report. 164 pp. [http://www.wdcs.org/dan/publishing.nsf/c525f7df6cbf01ef802569d600573108/792dcdcba3d9c51180256f3500499bfe/\\$FILE/OceansofNoise.pdf](http://www.wdcs.org/dan/publishing.nsf/c525f7df6cbf01ef802569d600573108/792dcdcba3d9c51180256f3500499bfe/$FILE/OceansofNoise.pdf)
- Weilgart, L. S. 2007. The impacts of anthropogenic ocean noise on cetaceans and implications for management. *Can. H. Zool.* 85: 1091-1116.
- Weir, C.R. 2008. Short-finned pilot whales (*Globicephala macrorhynchus*) respond to an airgun ramp-up procedure off Gabon. *Aquatic Mammals* 34(3):349-354.
- WHOI/Woods Hole Oceanographic Institution 2004: NSF Sponsored Workshop "Arctic Observing Based on Ice-Tethered Platforms", WHOI, June 28 to 30 2004. Appendix 1: Plans for Arctic Observing Systems, A1.4. Arctic Acoustic Thermometry and Tomography, Appendix 4: A vision for interaction of autonomous and Lagrangian platforms with Ice-Based Observatories. [http://www.whoi.edu/science/PO/arcticgroup/projects/ipworkshop\\_report.html#top](http://www.whoi.edu/science/PO/arcticgroup/projects/ipworkshop_report.html#top)
- Wilson, J.; Rotterman, L. & Epperson, D. 2006: Minerals Management Service overview of seismic survey mitigation and monitoring on the US outer continental shelf. 13pp. – IWC SC/58/E8.

- Williams, R., Bain, E., Trites, A. y Ford, J. (2002) Behavioural responses of killer whales to a 'leapfrogging' vessel. *Journal of Cetacean Research and Management*, 4, 305–310.
- Winsor, M.H. & Mate, B.R. 2006: Seismic survey activity and the proximity of satellite-tagged sperm whales. 8pp. – IWC SC/58/E16.
- Yost, W. A. (1994). *Fundamentals of hearing* (3rd ed.). New York: Academic Press. 326 pp.
- Yost, W. A. (2000). *Fundamentals of hearing: An introduction* (4th ed.). New York: Academic Press. 349 pp.
- Zaugg, S., van der Schaar, M., Riccobene, G. and André, M. 2009a. Real-time detection and classification of natural, biological and anthropogenic sources from underwater antennas. 23rd Conference of the ECS, Istanbul, Turquía.
- Zaugg, S., van der Schaar, M., Houegnigan, L., André, M. 2009b. Real time classification of sperm whale clicks and shipping impulses from a deep sea antenna.
- Zimmer, W.M.X. 2003: Sonar systems and stranding of beaked whales. - Document AC10/Doc. 44 (S) presented to ASCOBANS 10th Advisory Committee Meeting, Bonn, Germany, 9 - 11 April 2003.

## ANEXO IV. Áreas especialmente sensibles de la costa española por su presencia de cetáceos.

### 1. Zonas especialmente Protegidas Internacionalmente del Mediterráneo

| Nombre   | Ha     | Figura de protección                             | Características  |
|--|--------|--|--|
| Isla de Alborán y Fondos Marinos                 | 26.457 | Paraje Natural                                   | Especies endémicas marinas relevantes y amenazadas   |
| Cabo de Gata-Níjar                               | 49.547 | Parque Natural                                   | Área litoral incluyendo una franja marina con presencia de 22 tipos de habitats de interés comunitario       |
| Fondos Marinos del Levante Almeriense            | 6.313  | Monumento Natural y LIC                          | Posidonia Oceánica   |
| Acantilados de Maro-Cerro Gordo (Málaga-Granada) | 1.815  | Paraje Natural                                   | Especies endémicas marinas relevantes y amenazadas. Hábitats de interés comunitario                          |
| Mar Menor y su Entorno                           | 26.000 | Paisaje Protegido Parque Natural Reserva Natural | Importante laguna costera y franja marina asociada de alto interés para la protección de especies amenazadas |
| Islas Columbretes                                | 12.306 | Reserva Natural Reserva Marina                   | Islotes y fondos marinos con importante presencia de especies protegidas                                     |
| Cap de Creus                                     | 13.886 | Parque Natural                                   | Especies protegidas de alto valor  |
| Archipiélago de Cabrera                          | 10.021 | Parque Nacional Marítimo-Terrestre               | Especies amenazadas de fauna y flora terrestre y marítima  |
| Illes Medes                                      | 511    | Reserva Marina                                   | Islotes y fondos marinos de alto interés para la protección de la fauna y flora                              |

### 2. Reservas Marinas

| Nombre  | Designación  |
|---|--|
| Isla de Tabarca   | Orden Ministerial de 4 de abril de 1986 modificada por la Orden Ministerial de 15 de junio de 1988     |
| Islas Columbretes   | Orden Ministerial de 19 de abril de 1990   |
| Isla Graciosa e Islotes del Norte de Lanzarote              | Orden Ministerial de 19 de mayo de 1995  |
| Cabo de Palos-Islas Hormigas                                | Orden Ministerial de 22 de junio de 1995   |
| Cabo de Gata-Níjar  | Orden Ministerial de 3 de julio de 1995 modificada por la Orden de 31 de julio de 1996                 |
| Punta de la Restinga-Mar de las Calmas (Isla de El Hierro), | Orden Ministerial de 24 de enero de 1996   |
| Entorno de la Isla de Alborán                               | Orden Ministerial de 31 de julio de 1997 , modificada por Orden Ministerial de 8 de septiembre de 1998 |
| Masía Blanca, Tarragona                                     | Orden Ministerial de 21 de diciembre de 1999   |

### 3. Zonas natura 2.000. LICs propuestos por las CCAA en áreas marinas

| Comunidad Autónoma | Nombre y Código del LIC  | Especies por las que se propone |
|--------------------|--|---------------------------------|
| Andalucía          | Aunque se han designados LICs en el Dominio Público marítimo terrestre (algunos tan importantes para los cetáceos como la Isla de Alboran - ES6110015- o el estrecho de Gibraltar - ES6120012- , en ninguno de sus fichas oficiales de designación se citan a los cetáceos)    |                                 |
| Ceuta y Melilla    | ES6310002<br>Zona marítimo-terrestre del Monte Hacho (Ceuta)<br>ES6320001<br>Zona marítimo terrestre de los acantilados de Agudú (Melilla)   | Tursiops truncatus              |
| Asturias           | Pese a que en la página Web del Principado aparecen designadas las áreas de Cabo Busto-Luanco y Ría de Ribadesella – Ría de Tinamayor para Tursiops truncatus, en las fichas oficiales de designación no se encuentran ni estas zonas ni ninguna otra designada para cetáceos. |                                 |
| Islas Baleares     | ES5310035<br>Área marina del Nord de Menorca   | Tursiops truncatus              |
|                    | ES5310036<br>Área marina del Sud de Ciutadella   |                                 |
|                    | ES0000083<br>Arxipèlag de Cabrera  |                                 |
|                    | ES5310005<br>Badies de Pollença i Alcúdia  |                                 |
|                    | ES5310025<br>Cap de Barbaria   |                                 |
|                    | ES0000081<br>Cap Enderrocat-Cap Blanc  |                                 |
|                    | ES5310030<br>Costa de Llevant  |                                 |
|                    | ES0000233<br>D'Addaia a s'Albufera   |                                 |
|                    | ES0000078<br>Es Vedrà - Vedranell  |                                 |
|                    | ES5310023<br>Illots de Ponent d'Eivissa  |                                 |
|                    | ES0000242<br>Illots de Santa Eulària, Rodona i es Canà   |                                 |
|                    | ES5310024<br>La Mola   |                                 |
|                    | ES0000221<br>Sa Dragonera  |                                 |
|                    | ES0000234<br>S'Albufera des Grau   |                                 |
|                    | ES0000084<br>Ses Salines d'Eivissa i Formentera  |                                 |
|                    | ES0000082<br>Tagomago  |                                 |
| Islas canarias     | ES7010016<br>Área marina de La Isleta  | Tursiops truncatus              |
|                    | ES7010037<br>Bahía del Confital  |                                 |
|                    | ES7010017<br>1. Franja marina de Mogán   |                                 |
|                    | ES7010035<br>Playa de Sotavento de Jandía  |                                 |
|                    | ES7010022<br>Sebadales de Corralejo  |                                 |
|                    | 2.   |                                 |

|          |   |   |
|----------|---|---|
|          | ES7010020<br>Sebadales de La Graciosa   |   |
|          | ES7010056<br>Sebadales de Playa del Inglés  |   |
|          | ES7020122<br>Franja marina de Fuencaliente  |   |
|          | ES7020123<br>Franja marina Santiago-Valle Gran Rey  |   |
|          | ES7020017<br>Franja marina Teno-Rasca   |   |
|          | ES7020057<br>Mar de Las Calmas  |   |
| Cataluña | ES5140001<br>Cap de Santes Creus  | Tursiops truncatus  |
|          | ES5140007<br>Litoral Tarragoní  |   |
|          | ES5120007<br>Cap de Creus   |   |
|          | ES5120016<br>El Montgrí-Illes Medes   |   |
| Galicia  | ES0000001 Illes Cies  | Tursiops truncatus  |
|          | ES1140004 Complejo Ons O Grove  | En la ficha de designación, Tursiops truncatus y Phocoena phocoena. Pero en la pagina Web de la Xunta se menciona también Delphinus delphis y Globicephala melas. |
|          | ES1110006<br>Complejo Húmedo de Corrubedo   | En la ficha de designación, Tursiops truncatus y Phocoena phocoena. Pero en la pagina Web de la Xunta se menciona también Delphinus delphis                       |
|          | ES1110005<br>Costa da Morte   | En la ficha de designación, solo Tursiops truncatus. Pero en la pagina Web de la Xunta se mencionan también Delphinus delphis y Globicephala melas.               |
|          | ES1140010<br>Costa da Vela  | Tursiops truncatus y Phocoena phocoena  |
| Murcia   | Hay LICs designados en la zona de Dominio Público Marítimo Terrestre pero en ninguna de sus fichas de designación aparecen los cetáceos |   |
| Valencia | Código ES5213024<br>Tabarca   | Tursiops truncatus  |
|          | Código ES0000061<br>Illes Columbretes   | Tursiops truncatus  |



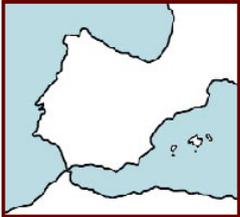
### ANEXO V. Cetáceos presentes en Aguas Españolas

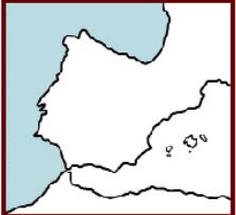
**Nota:** A continuación, y en forma de cuadro, se recogen las especies de cetáceos presentes en aguas españolas y recogidos de manera expresa bien en los catálogos legales de especies amenazadas, bien en los "Libros Rojos" de Especies Amenazadas. No obstante, las especies de cetáceos listadas en el cuadro no son las únicas presentes en aguas españolas. A estas habría que añadir, como mínimo, las siguientes: Delfín moteado del Atlántico, (*Stenella frontalis*) Delfín moteado tropical, (*Stenella attenuata*) Delfín de dientes rugosos, (*Steno bredanensis*), Delfín de Fraser, (*Lagenodelphis hosei*) Delfín cabeza de melón, (*Peponocephala electra*), Falsa orca, (*Pseudorca crassidens*) Orca pigmea, (*Feresa attenuata*) Calderón de aleta corta, (*Globicephala melas*), Cachalote enano, (*Kogia sima*) , Zifio de Gervais, (*Mesoplodon europaeus*), Zifio de Sowerby, (*Mesoplodon bidens*) , Zifio de Blainville, (*Mesoplodon densirostris*) , Zifio de True, (*Mesoplodon mirus*) ; Zifio calderón boreal, (*Hyperoodon ampullatus*); Rorcual tropical, (*Balaenoptera edeni*), Rorcual norteño, (*Balaenoptera borealis*); Ballena azul (*Balaenoptera musculus*).

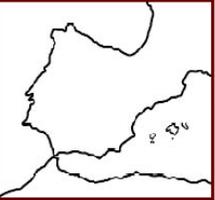
| Especie (4)   | Libros Rojos (1)    |                                   |            | Normas legales (3)  |   |   |            |                     |
|---|---------------------|-----------------------------------|------------|---------------------|---|---|------------|---------------------|
|   | Mundial             | Andalucía                         | Baleares   | UE (2)              | Estado  | Andalucía   | Baleares   | Canarias            |
| <b>Delfín Común</b><br><i>Delphinus delphis</i><br>    | En peligro          | En peligro crítico de extinción . | En peligro | Anexo IV            | Vulnerable (población del mediterráneo)<br>De interés espacial, población del atlántico | Vulnerable (población del mediterráneo)<br>De interés espacial, población del atlántico | Vulnerable | De interés especial |
| <b>Delfín Mular</b><br><i>Tursiops truncatus</i><br> | Datos insuficientes | Vulnerable a la extinción         | Vulnerable | Anexo II y Anexo IV | Vulnerable  | Vulnerable  | Vulnerable | Vulnerable          |

|   |                             |                             |                    |          |                     |                     |                     |                     |
|---|-----------------------------|-----------------------------|--------------------|----------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|
| <p><b>Delfin Listado</b><br/><i>Stenella coeruleoalba</i></p>                | Casi amenazada de extinción | Vulnerable a la extinción . | Casi amenazado     | Anexo IV | De interés especial | De interés especial | De interés especial | De interés especial |
| <p><b>Calderón Común o de Aleta Larga</b><br/><i>Globicephala melas</i></p>  | No amenazada.               | Datos insuficientes         | Preocupación menor | Anexo IV | De interés especial | De interés especial | De interés especial | De interés especial |
| <p><b>Calderón Gris</b><br/><i>Grampus griseus</i></p>                     | Datos insuficientes         | Datos insuficientes.        | Preocupación menor | Anexo IV | De interés especial | De interés especial | De interés especial | Vulnerable          |

|   |                             |                         |  |                     |  |                     |  |                     |
|---|-----------------------------|-------------------------|--|---------------------|--|---------------------|--|---------------------|
| <p><b>Calderón tropical</b><br/><i>Globicephala macrorhynchus</i></p>  |                             |                         |  | Anexo IV            | Vulnerable (población Canarias)<br>De Interés Especial (poblaciones del Atlántico peninsular y Mediterráneo) | De Interés Especial |  | Vulnerable          |
| <p><b>Orca</b><br/><i>Orcinus orca</i></p>                             | Casi amenazada de extinción | Datos insuficientes     |  | Anexo IV            | De interés especial  | De interés especial |  | De interés especial |
| <p><b>Marsopa Común</b><br/><i>Phocoena phocoena</i></p>              | Vulnerable a la extinción   | En peligro de extinción |  | Anexo II y Anexo IV | Vulnerable   | Vulnerable          |  |                     |

|   |                           |                             |                |          |                     |                     |            |                         |
|---|---------------------------|-----------------------------|----------------|----------|---------------------|---------------------|------------|-------------------------|
| <p><b>Cachalote</b><br/><i>Physeter macrocephalus</i></p>      | Vulnerable a la extinción | Vulnerable a la extinción   | Vulnerable     | Anexo IV | Vulnerable          | Vulnerable          | Vulnerable | Vulnerable              |
| <p><b>Cachalote pigmeo</b><br/><i>Kogia breviceps</i></p>      |                           |                             |                | Anexo IV | De interés especial | De interés especial |            | De interés especial     |
| <p><b>Rorcual Común</b><br/><i>Balaenoptera physalus</i></p>  | En peligro de extinción   | Casi amenazada de extinción | Casi amenazada | Anexo IV | Vulnerable          | Vulnerable          | Vulnerable | En peligro de extinción |

|  |                             |                             |  |          |            |            |  |                         |
|--|-----------------------------|-----------------------------|--|----------|------------|------------|--|-------------------------|
| <p><b>Rorcual Aliblanco;</b><br/><i>Balaenoptera acutorostrata</i></p>      | Casi amenazada de extinción | Casi amenazada de extinción |  | Anexo IV | Vulnerable | Vulnerable |  | Vulnerable              |
| <p><b>Rorcual Boreal</b><br/><i>Balaenoptera borealis</i></p>               | En peligro de extinción     | Datos insuficientes         |  | Anexo IV | Vulnerable | Vulnerable |  | En peligro de extinción |
| <p><b>Rorcual azul, Ballena azul</b><br/><i>Balaenoptera musculus</i></p>  |                             |                             |  | Anexo IV | Vulnerable | Vulnerable |  | En Peligro de Extinción |

|  |                           |                                  |                     |          |  |  |  |                         |
|--|---------------------------|----------------------------------|---------------------|----------|--|--|--|-------------------------|
| <p><b>Yubarta, Ballena Jorobada</b><br/><i>Megaptera novaengliae</i></p>  | Vulnerable a la extinción | Datos insuficientes              |                     | Anexo IV | Sensible a la alteración de su habitat (todas las poblaciones menos la canaria, de interes especial) | Sensible a la alteración de su habitat |  | De interés especial     |
| <p><b>Ballena de los Vascos</b><br/><i>Eubalaena glacialis</i></p>        | En peligro de extinción   | En peligro crítico de extinción. |                     | Anexo IV | En peligro de extinción  | En peligro de extinción                |  | En peligro de extinción |
| <p><b>Zifio, Ballena de Cuvier</b><br/><i>Ziphius cavirostris</i></p>   | Datos insuficientes       | Datos insuficientes              | Datos Insuficientes | Anexo IV |  | De interés especial                    |  |                         |

Leyenda:

(1). Libros Rojos. Los cetáceos no están incluidos en el Libro Rojo de vertebrados nacional

(2). Anexo II de la Directiva de Habitats, significa que han de designarse, para estas especies, zonas especiales de conservación (Artículo 4). Anexo IV significa "protección estricta" (Artículo 12 Directiva de habitats), es decir, prohibición de captura, sacrificio, perturbación, - especialmente durante los periodos de reproducción, cría, hibernación y migración - , y del deterioro o destrucción de los lugares de reproducción o zonas de descanso.

(3) No se incluyen Cataluña, para la cual "todas las especies " de Cetáceos se encuentran calificadas como "especies protegidas", ni Galicia, que en su Catálogo únicamente recoge el Delfín Mular (*Tursiops truncatus*), en la categoría de "Vulnerable". Las demás CCAA costeras o no tienen Catálogos, o no recogen Cetáceos en ellos.

(4) Los mapas de distribución de esta columna son solo indicativos. La Comunidad de las Islas Canarias ha de entenderse incluida en ellos siempre que en su columna correspondiente aparezca alguna especie clasificada.

