

inodú

PROYECTO FIPA N° 2016 - 53

INFORME FINAL FIPA 2016 – 53 – C

IMPLEMENTACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE ESTIMACIÓN DEL IMPACTO POR SUCCIÓN DE RECURSOS HIDROBIOLÓGICOS PARA PROYECTOS SOMETIDOS AL SEIA

ASPECTOS ASOCIADOS A LA ESTIMACIÓN DEL IMPACTO POR SUCCIÓN Y EL PROCESO DE
VALORIZACIÓN DE LA PÉRDIDA DEL EJEMPLAR ADULTO EQUIVALENTE

PREPARADO PARA:



20 de octubre, 2017



PROYECTO FIPA N° 2016 - 53

INFORME FINAL FIPA 2016 – 53 – C

IMPLEMENTACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE ESTIMACIÓN DEL IMPACTO POR SUCCIÓN DE RECURSOS HIDROBIOLÓGICOS PARA PROYECTOS SOMETIDOS AL SEIA

ASPECTOS ASOCIADOS A LA ESTIMACIÓN DEL IMPACTO POR SUCCIÓN Y EL PROCESO DE
VALORIZACIÓN DE LA PÉRDIDA DEL EJEMPLAR ADULTO EQUIVALENTE

EQUIPO DE TRABAJO:

Jorge Moreno, Jefe de Proyecto, inodú
Donny Holaschutz, Ingeniero de Sistemas, inodú

COLABORADORES:

Tim Hogan, Biólogo Marino Senior Internacional, HDR Inc
Tomas Englert, Experto en Modelación de Efectos de Atrapamiento y Arrastre, HDR Inc
John Burnett, Experto Medioambiental Sistemas de Captación, HDR Inc
Pablo Mackenney, Biólogo Marino Senior Nacional, Costasur Ltda.
Alexander Valdenegro, Oceanógrafo, Costasur Ltda.
Héctor Moreno, Consultor de Ingeniería, Inodú

[Página dejada en Blanco Intencionalmente]

CONTENIDO DEL REPORTE

1	RESUMEN EJECUTIVO DEL INFORME	9
2	OBJETIVOS Y RESULTADOS ESPERADOS DEL PROYECTO	12
2.1	Objetivo General.....	12
2.2	Objetivos Específicos	12
3	INTRODUCCIÓN.....	13
4	IMPACTOS AMBIENTALES PRODUCIDOS POR LA SUCCIÓN DE AGUA EN SISTEMAS INDUSTRIALES.....	15
4.1	Impacto Ambiental por Atrapamiento y Arrastre de Especies y Recursos Hidrobiológicos	17
4.1.1	Susceptibilidad y su Relación a la Capacidad de Nado de los Peces	21
4.1.2	Susceptibilidad de Organismos y su Relación al Tamaño de los Organismos	23
4.1.3	Susceptibilidad de Organismos y su Relación a la Temperatura de Agua.....	24
4.2	Respuesta del Receptor	25
4.3	Métricas de Riesgo.....	27
5	ASPECTOS GENERALES RELACIONADOS A LAS METODOLOGÍAS PARA DETERMINAR EL IMPACTO POR SUCCIÓN DE AGUA DE MAR.....	34
5.1	Breve Contexto Histórico.....	34
5.2	Clasificación de Metodologías para Estimar el Impacto por Succión de Agua.....	36
5.3	Otros Aspectos a Considerar en la Selección del Métodos de Análisis.....	42
6	RESPECTO AL ESTADO DEL SISTEMA DE CAPTACIÓN Y SU INFLUENCIA EN LA EVALUACIÓN DE IMPACTO POR SUCCIÓN	44
6.1	Sistemas de Captación de Agua Existentes – Actividades, Procedimientos y Mejores Prácticas	44
6.1.1	Identificación y Selección de Especies Representativas.....	45
6.1.2	Recolección de Datos	45
6.1.3	Extrapolar Datos de Muestreo a la Capacidad Nominal de la Instalación	48
6.2	Nuevos Sistemas de Captación de Agua – Actividades, Procedimientos y Mejores Prácticas	50
6.2.1	Identificación y Selección de Especies Representativas.....	50
6.2.2	Recolección de Datos	51

6.2.3	Predicción del Desempeño de la Tecnología Utilizada en el Sistema de Captación.....	51
7	METODOLOGÍAS PARA ESTIMAR EL IMPACTO POR SUCCIÓN	61
7.1	Estimación de Pérdida de Adulto Equivalente y “Fecundity Hindcast”	61
7.1.1	Datos, Requerimientos de Medición y Resultados	66
7.1.2	Caso de Estudio – Aplicación de Modelo de Pérdida de Adulto Equivalente	71
7.2	Production (Biomass) Foregone	76
7.2.1	Datos, Requerimientos de Medición y Resultados	77
7.3	Modelos de Transporte Empírico	78
7.3.1	Datos, Requerimientos de Medición y Resultados	79
8	ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS.....	81
9	CONCLUSIONES	84
10	REFERENCIAS.....	86
11	ANEXOS	97
11.1	ANEXO N° 1: Aspectos Fundamentales de un Estudio de Caracterización de Arrastre	97
11.1.1	Revisar Datos Disponibles	97
11.1.2	Involucrar a los Grupos de Interés	98
11.1.3	Diseñar o Planificar el Estudio de Caracterización de Arrastre	99
11.1.4	Desarrollar el Estudio de Caracterización de Arrastre	101
11.1.5	Analizar Datos.....	102
11.1.6	Reportar Resultados	102

INDICE DE FIGURAS

Figura 1: Diagrama de Modelo genérico de riesgo utilizado por la US EPA en desarrollo de la norma 316(b). Fuente: Adaptado de EPRI.....	16
Figura 2: Aspectos de diseño ingenieril y aspectos biológicos que influyen en la mortalidad generada por la succión de agua de mar. Fuente: Elaboración propia.....	19
Figura 3- Velocidades Criticas de Nado de Peces. Fuente: EPRI, 2000b	22
Figura 4: Probabilidad de arrastre de peces a través de una malla de 2,0 mm. Fuente: HDR	23
Figura 5: Diagrama de Modelo genérico de riesgo utilizado por la US EPA en desarrollo de la norma 316(b). Fuente: Adaptado de EPRI.....	31
Figura 6: Central nuclear Indian Point en el Río Hudson. Fuente: http://www.huffingtonpost.com/roger-witherspoon/critical-nuclear-reactor-_b_9585718.html	35
Figura 7: Listado jerarquizado de los distintos modelos de evaluación prospectiva. Se destaca en color naranja los más utilizados. Fuente: Basado en EPRI 1999.....	38
Figura 8: Esquema de un mecanismo de bombeo para realizar muestreos de ictioplancton. Fuente: HDR.....	47
Figura 9: Foto de un mecanismo de bombeo para realizar muestreos de ictioplancton. Fuente: HDR.....	48
Figura 10: Diagrama simplificado que representa como se utiliza la información de densidad de arrastre para determinar la tasa de arrastre por día. Fuente: Elaboración propia	49
Figura 11: Probabilidad de arrastre en una malla pasiva de 2 mm según tipo de organismo. Fuente: HDR.....	52
Figura 12: Clasificación de organismos. Fuente: HDR	53
Figura 13: Identificación de muestras de ictioplancton. Fuente: HDR.....	54
Figura 14: Mediciones morfológicas de muestras de larvas de peces. Fuente: HDR	55
Figura 15: Arrastre estimado en una malla de 2,0 mm para distintas especies en Estados Unidos. Fuente: Alden Lab, en Ministerio de Energía, 2015, Anexo 8.....	57
Figura 16: Comparación visual del método de estimación de pérdida de adulto equivalente y fecundity hindcast. Fuente: Elaboración propia basada en figura de California Desalination Amend	63
Figura 17: Modelo conceptual para el método de estimación de pérdida de adulto equivalente (sección superior) y fecundity hindcast (sección inferior). Fuente: Adaptada de HDR.....	65
Figura 18: Descripción conceptual del modelo production foregone. Fuente: Adaptada de HDR	77

Figura 19: Descripción conceptual del modelo de transporte empírico. Fuente: Adaptada de HDR 79

INDICE DE TABLAS

Tabla 1: Casos de estudio seleccionados. Fuente: Adaptado de EPRI, 2005	36
Tabla 2: Trade-offs entre distintos factores a considerar en la selección de un método prospectivo para la evaluación de impacto de sistemas de captación de agua. Fuente: Adaptado de EPRI, 2002	40
Tabla 3: Descripción de modelos más utilizados en US para determinar el impacto por succión. Fuente: Adaptada de Hogan, 2015.....	43
Tabla 4: Ecuaciones de regresión específicas para distintas especies utilizadas para estimar el diámetro de la parte ósea de la cabeza en función del largo del cuerpo de la especie. Fuente: Alden Lab, en Ministerio de Energía, 2015, Anexo 8.	56
Tabla 5: Tasa de sobrevivencia post-atrapamiento en mallas rotatorias con sistema de retorno de peces (Modified Traveling Water Screens), número de organismos utilizados para estimar la tasa de sobrevivencia post-atrapamiento, y rango de tasa de sobrevivencia observado. Fuente: Alden Lab, en Ministerio de Energía, 2015, Anexo 8	59
Tabla 6: Tasa estimada de sobrevivencia a atrapamiento observada en larvas en mallas (finas) rotatorias con sistema de retorno de peces (Modified Traveling Water Screens). Fuente: Alden Lab, en Ministerio de Energía, 2015, Anexo 8.	60
Tabla 7: Evaluación de alternativas de sistema de captación en función de contabilización de pérdidas de individuos. Fuente: HDR	62
Tabla 8: Evaluación de alternativas de sistema de captación en función de contabilización de pérdidas equivalente de individuos. Fuente: HDR	62
Tabla 9: Ejemplo de una tabla de vida que parametriza las características de dinámica población de un organismo de interés. Fuente: HDR	74
Tabla 10: Resultado de la evaluación del método de pérdida de adulto equivalente. Fuente: HDR	75
Tabla 11: Trade-offs entre distintos factores a considerar en la selección de un método prospectivo para la evaluación de impacto de sistemas de captación de agua. Fuente: Adaptado de EPRI, 2002	82

1 RESUMEN EJECUTIVO DEL INFORME

El presente informe forma parte de los antecedentes relacionados al proyecto FIPA N° 2016 – 53, el cual tiene como objetivo desarrollar una guía para implementar en Chile la metodología de estimación del impacto por succión y la pérdida del ejemplar adulto equivalente para proyectos sometidos al Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental.

El proyecto FIPA N° 2016 – 53 se ha propuesto los siguientes objetivos específicos:

1. Minimizar las brechas de conocimiento desde el punto de vista técnico y metodológico asociado a la estimación del impacto por succión y al proceso de valorización de la pérdida del ejemplar adulto equivalente.
2. Presentar los aspectos que influyen en la mortalidad generada por la succión de agua de mar, desde el punto de vista de diseño ingenieril industrial y biológico.
3. Presentar los aspectos normativos asociados a organismos e instituciones extranjeras dirigidos a regular, estandarizar o normar los procesos de succión de agua de mar.

Este informe (INFORME FINAL FIPA 2016 – 53 – C) presenta una síntesis de las metodologías recomendadas para estimar el impacto ambiental por succión de agua de mar; focalizando la presentación de antecedentes en aquellos aspectos relacionados a la metodología de estimación de pérdida de adulto equivalente.

En primer lugar, se revisa los impactos ambientales de atrapamiento y arrastre producidos por la succión de agua de mar en proyectos de generación termoeléctrica, desalinización, terminal gasífero, proyecto minero, u otro sistema industrial. Se sintetizan los aspectos de diseño ingenieril y aspectos biológicos que influyen en la mortalidad generada por la succión de agua de mar.

En segundo lugar, se presentan aspectos generales relacionados a las metodologías para determinar el impacto por succión de agua de mar. Se presenta un breve contexto histórico y se hace una introducción general a los tipos de modelos que han sido desarrollados: modelos de tipo prospectivos y retrospectivos.

Se indica que los métodos para determinar los impactos de atrapamiento y arrastre derivados del uso de agua en sistemas de captación pueden variar dependiendo del estado del sistema de captación que interesa evaluar. Para sistemas de captación que están construidos y en operación, la estrategia metodológica está bien definida (ver Sección 6.1). Para sistemas de captación en etapas de desarrollo, la metodología para determinar los

impactos presenta algunas particularidades adicionales que son deseables de considerar (ver Sección 6.2).

Dado los antecedentes revisados, la síntesis desarrollada se focaliza en el modelo de estimación de pérdida de adulto equivalente, modelo fecundity hindcast, production biomass foregone, y modelo de transporte empírico. Se presentan los *trade-offs* entre distintos factores a considerar en la selección de un método prospectivo para la evaluación de impacto de sistemas de captación de agua.

Se sintetizan los principales aspectos relacionados a las metodologías para estimar el impacto por succión que posteriormente pueden ser utilizadas para realizar el tipo de análisis costo beneficio necesario para evaluar distintas opciones tecnológicas. Se presenta en detalle la aplicación de la metodología de estimación de pérdida de adulto equivalente con un caso de estudio.

Se debe tener en consideración que no existe un método o protocolo de toma de muestras de atrapamiento, arrastre y caracterización de emplazamiento que se pueda ajustar a las particularidades de todos los emplazamientos ante todas las posibles condiciones. Por ejemplo, la EPA no ha realizado definiciones respecto a método o protocolo de toma de muestras. No obstante, en este reporte se presentan algunas indicaciones generales respecto a los aspectos que se tienen que considerar en el proceso de toma de muestras.

Es posible concluir que uno de los problemas críticos asociados al uso de todos los modelos revisados, y particularmente los sintetizados en este reporte, está relacionado al hecho de que no existe la forma de verificar de manera independiente la precisión de los resultados obtenidos utilizando datos empíricos.

Por definición, tanto la estimación de impacto mediante la pérdida de adulto equivalente, como mediante el modelo de fecundity hindcast, production (biomass) foregone, y el modelo de transporte empírico corresponden a resultados teóricos; y no hay forma de medir directamente los resultados obtenidos o validar con datos empíricos las proyecciones realizadas. No obstante, sí se puede indicar que hay métodos para identificar proyecciones poco realistas definiendo las condiciones de borde del rango posible de los parámetros de entrada utilizados en los modelos.

Como parte de este proyecto se han desarrollado siete documentos técnicos:

- INFORME FINAL FIPA 2016 – 53 – 0: Informe Final, Síntesis de Aspectos Generales.
- INFORME FINAL FIPA 2016 – 53 – A: Aspectos de diseño ingenieril industrial y biológico asociados a la captación de agua en procesos industriales.

- INFORME FINAL FIPA 2016 – 53 – B: Aspectos normativos asociados a organismos e instituciones extranjeras dirigidos a regular, estandarizar o normar los procesos de succión de agua de mar.
- INFORME FINAL FIPA 2016 – 53 – C: Estimación del impacto por succión y proceso de valorización de la pérdida del ejemplar adulto equivalente.
- INFORME FINAL FIPA 2016 – 53 – D: Guía para la estimación del impacto por succión y al proceso de valorización de la pérdida del ejemplar adulto equivalente.
- INFORME FINAL FIPA 2016 – 53 – E: Taller de trabajo asociado a la Actividad 3.
- INFORME FINAL FIPA 2016 – 53 – F: Presentación Final.

2 OBJETIVOS Y RESULTADOS ESPERADOS DEL PROYECTO

2.1 Objetivo General

El proyecto tiene la intención desarrollar una guía para implementar en Chile la metodología de estimación del impacto por succión y la pérdida del ejemplar adulto equivalente para proyectos sometidos al Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental.

2.2 Objetivos Específicos

Este reporte tiene como objetivo minimizar las brechas de conocimiento desde el punto de vista técnico y metodológico asociado a la estimación del impacto por succión y al proceso de valorización de la pérdida del ejemplar adulto equivalente.

3 INTRODUCCIÓN

La posibilidad de utilizar agua de mar, junto al tiempo y complejidad de tramitación de los permisos requeridos para ello, está definiendo la localización y tipo de proyectos de generación termoeléctrica, desalinización, terminal gasífero, proyecto minero, u otro sistema industrial que se desarrolla en el país.

La succión continua de grandes volúmenes de agua de mar, concentrada en regiones específicas, genera una presión adicional en la sostenibilidad de los recursos hidrobiológicos, impacto que debe ser debidamente considerado al momento de definir el emplazamiento, el diseño y la operación de diversos tipos de sistemas industriales usuarios del borde costero. A lo anterior se suma el desafío de informar adecuadamente los riesgos e impactos ambientales a las comunidades usuarias del borde costero de manera de generar las percepciones adecuadas al contexto específico de cada emplazamiento y sistema industrial.

Como parte del proyecto FIPA N° 2016 – 53 se han desarrollado tres documentos con la intención de¹:

1. Presentar los aspectos que influyen en la mortalidad generada por la succión de agua de mar, desde el punto de vista de diseño ingenieril industrial y biológico (INFORME FINAL FIPA 2016 – 53 – A).
2. Presentar los aspectos normativos asociados a organismos e instituciones extranjeras dirigidos a regular, estandarizar o normar los procesos de succión de agua de mar (INFORME FINAL FIPA 2016 – 53 – B).
3. Minimizar las brechas de conocimiento desde el punto de vista técnico y metodológico asociado a la estimación del impacto por succión y al proceso de valorización de la pérdida del ejemplar adulto equivalente (INFORME FINAL FIPA 2016 – 53 – C, INFORME FINAL FIPA 2016 – 53 – D, INFORME FINAL FIPA 2016 – 53 – E, y INFORME FINAL FIPA 2016 – 53 – F).

Particularmente, este documento presenta una síntesis de las metodologías recomendadas para estimar el impacto ambiental por succión de agua de mar; focalizando la presentación de antecedentes en aquellos aspectos relacionados a la metodología de estimación de pérdida de adulto equivalente.

Los insumos presentados en este reporte, han sido utilizados para proponer una guía para implementar en Chile la metodología de estimación del impacto por succión y la pérdida

¹ También se incluye el INFORME FINAL FIPA 2016 – 53 – 0, que para efectos de formalidad presenta una síntesis de los aspectos generales del proyecto.

del ejemplar adulto equivalente para proyectos sometidos al Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental.

4 IMPACTOS AMBIENTALES PRODUCIDOS POR LA SUCCIÓN DE AGUA EN SISTEMAS INDUSTRIALES

Los impactos producto de succión y descarga de agua de procesos industriales no es posible eliminarlos, pero pueden ser minimizados. Es posible identificar ciertos aspectos comunes en distintas industrias (termoeléctrica, desalinización, y otras) que succionan y descargan agua.

En el caso particular de plantas termoeléctricas que realizan retiros de aguas terrestres superficiales y aguas marítimas los principales aspectos que requieren atención han sido ampliamente estudiados² y pueden asociarse tanto al proceso de captación de agua, como a las descargas de las aguas utilizadas en el proceso. Particularmente, si el sistema de captación no es diseñado y gestionado apropiadamente, la operación del sistema de captación de agua puede producir efectos de atrapamiento y arrastre de especies hidrobiológicas con un efecto en la dinámica de la población del hábitat costero.

Existe evidencia que peces, macroinvertebrados nectónicos, plancton, y en menor medida organismos bentónicos, son las comunidades biológicas susceptibles a los efectos de atrapamiento y arrastre de sistemas de captación de agua de diversas instalaciones industriales. La mayoría de otras comunidades eventualmente presentes en cuerpos de agua tienen una baja exposición al sistema de captación (ejemplo: infauna y epifauna, plantas vasculares acuáticas) o tienen una baja sensibilidad a los efectos de dicha exposición (EPRI, 2002)³.

Es importante notar que el proceso de análisis de riesgo e impacto medio ambiental está basado en dos pilares: caracterización de la exposición de los organismos a diversas fuentes de estrés y caracterización de los efectos o impactos producidos en los organismos.

La Figura 1 sintetiza un modelo genérico de riesgo utilizado por la US EPA y EPRI en el contexto de desarrollo de la norma 316(b) en Estados Unidos. Se ilustra la relación entre conceptos de Fuente de Estrés, Estrés, Receptor, Respuesta del Receptor y Métricas de

² (Clark & Brownell, 1973), (US EPA, 1973), (US EPA, 1976), (UNESCO, 1979), (Turnpenny & Coughlan, 1992), (EPRI, 2000), (EPRI, 2003), (California Energy Commission, 2005), (MBC Applied Environmental Sciences, 2005), (Moss Landing Marine Laboratories, 2008), (UCN, 2008), (IFC, 2008), (EPRI, 2011), (Rajagopal, Jenner, & Venugopalan, 2012), (SMA, 2014) y (US EPA, 2014, págs. 76-88).

³ Por su parte, la guía preparada por la Agencia Ambiental del Reino Unido (UK Environmental Agency, 2010) indica que el arrastre afecta todos los tipos de plancton; no obstante, debido al rápido tiempo de reposición, el impacto sobre la población de zooplancton y fitoplancton se puede considerar como mínimo en la mayoría de los casos. La misma guía indica que el efecto de arrastre sobre ictioplancton requiere ciertas consideraciones especiales, mencionando que eso ha sido también indicado de esa forma en la norma 316(b) en Estados Unidos.

Riesgo aplicados al contexto de Sistemas de Captación de Agua, y sintetizados en la presente sección.

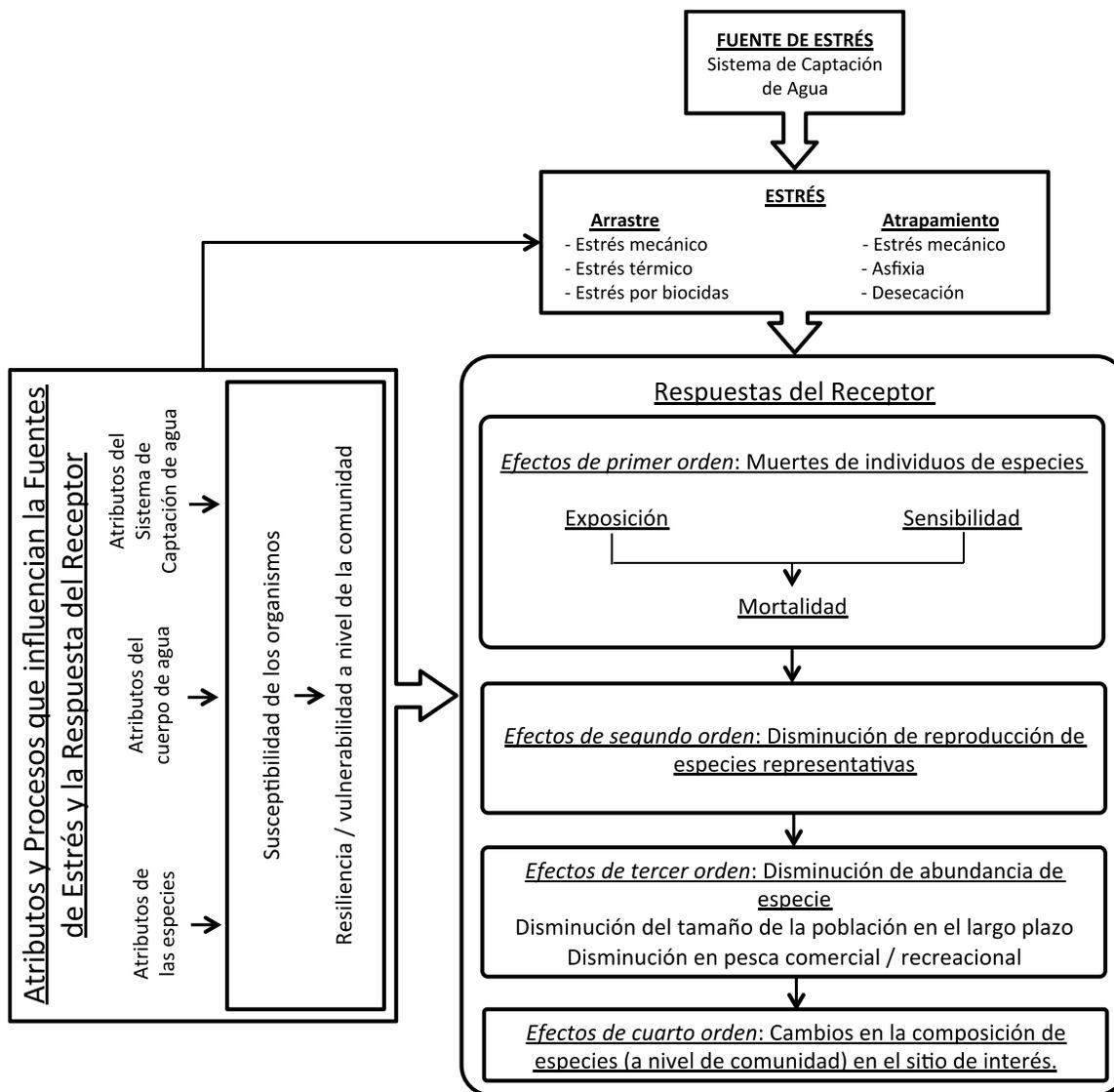


Figura 1: Diagrama de Modelo genérico de riesgo utilizado por la US EPA en desarrollo de la norma 316(b). Fuente: Adaptado de EPRI

La respuesta del Receptor a un Estrés específico está generalmente definida por una combinación de factores que determinan la susceptibilidad de un grupo de Especies Representativas, la que está definida por su nivel de exposición al Estrés, su nivel de sensibilidad a ese nivel de exposición, o ambos factores.

A nivel internacional se han observado dos tendencias para abordar los desafíos asociados al uso de agua en centrales termoeléctricas. La primera tendencia está centrada en la determinación del impacto derivado del desarrollo y operación de una central

termoeléctrica de interés. Reconociendo que puede ser altamente costoso y, en algunos casos, especulativo determinar la ex-ante y/o ex-post la magnitud de dichos impactos; por su parte, la segunda tendencia se centra en definir un conjunto de opciones de ingeniería y de gestión que son reconocidas como buenas prácticas que contribuyen a minimizar los impactos y/o el riesgo de producirlos.

4.1 Impacto Ambiental por Atrapamiento y Arrastre de Especies y Recursos Hidrobiológicos

Como se ilustró en la Figura 1, el atrapamiento y el arrastre corresponden a los dos tipos de efectos – o estrés sobre el medio ambiente – que debieran ser considerados en un sistema de succión de agua.

El esquema regulatorio ambiental vigente en Chile, tanto para Norma Primaria de Calidad Ambiental, Norma Secundaria de Calidad Ambiental y Norma de Emisión, se basa en el concepto del efecto de un contaminante, que de acuerdo a la Ley 19.300 para todos los efectos legales se define como todo elemento, compuesto, sustancia, derivado químico o biológico, energía, radiación, vibración, ruido, o una combinación de ellos, cuya presencia en el ambiente, en ciertos niveles, concentraciones o períodos de tiempo, pueda constituir un riesgo a la salud de las personas, a la calidad de vida de la población, a la preservación de la naturaleza o a la conservación del patrimonio ambiental.

La definición de contaminante, en estricto rigor, difiere del concepto de estrés por atrapamiento y arrastre. Por lo tanto, en el caso particular de los desafíos asociados a los potenciales efectos de sistemas de captación producto de atrapamiento y arrastre de organismos se podría dificultar la aplicación de estos conceptos bajo el esquema vigente en la normativa ambiental al año 2016.

Por su parte, la Ley General de Pesca y Acuicultura indica en el Artículo 1° que “a las disposiciones de esta ley quedará sometida la preservación de los recursos hidrobiológicos, y toda actividad pesquera extractiva, de acuicultura y de investigación, que se realice en aguas terrestres, playa de mar, aguas interiores, mar territorial o zona económica exclusiva de la República y en las áreas adyacentes a esta última sobre las que exista o pueda llegar a existir jurisdicción nacional de acuerdo con las leyes y tratados internacionales.” De la misma manera, en el Artículo 1° B se indica que el objetivo de la ley es la conservación y el uso sustentable de los recursos hidrobiológicos, mediante la aplicación del enfoque precautorio, de un enfoque ecosistémico en la regulación pesquera y la salvaguarda de los ecosistemas marinos en que existan esos recursos.

Si no se tienen precauciones adecuadas, la succión de agua puede arrastrar una cantidad importante de organismos acuáticos (o especies hidrobiológicas) que incluyen organismos tales como microalgas y plancton, y organismos de mayor tamaño como crustáceos, peces, macroalgas entre otros.

Se define el arrastre como el efecto de movilizar organismos presentes en el cuerpo de agua a través del sistema de captación de agua, hacia el proceso industrial, pudiendo incluso pasar a través de ciertos elementos que componen el proceso para ser posteriormente devueltos al cuerpo de agua (por ejemplo: mar).

El arrastre está directamente relacionado con la selección del emplazamiento del punto de succión, el flujo o volumen de agua succionado, la velocidad de succión, la definición de las características de la rejilla de protección del sistema de captación, y ciertas características de los organismos presentes en área de influencia del sistema de captación (Figura 2).

El estrés por arrastre sobre el medio ambiente se produce por los siguientes motivos:

- Mecánico (ej: presión, fuerza de corte)
- Químico (producto del uso de biocidas)
- Térmico (shock térmico debido a la diferencia de temperatura en el condensador)

Para evitar o reducir el arrastre de ciertos organismos y desechos que podrían dañar el sistema de enfriamiento comúnmente se utilizan distintos tipos de rejillas o filtros. Sin embargo, producto de ello se puede producir el efecto de atrapamiento, que se define como el efecto de movilizar organismos presentes en el cuerpo de agua hacia la rejilla o filtro de protección y atraparlos en dicho elemento.

Al igual que el arrastre, el atrapamiento depende de la selección del emplazamiento del punto de succión, el flujo o volumen de agua succionado, la velocidad de succión, la definición de las características de la rejilla de protección del sistema de captación, y características de los organismos presentes en área de influencia del sistema de captación (Figura 2).

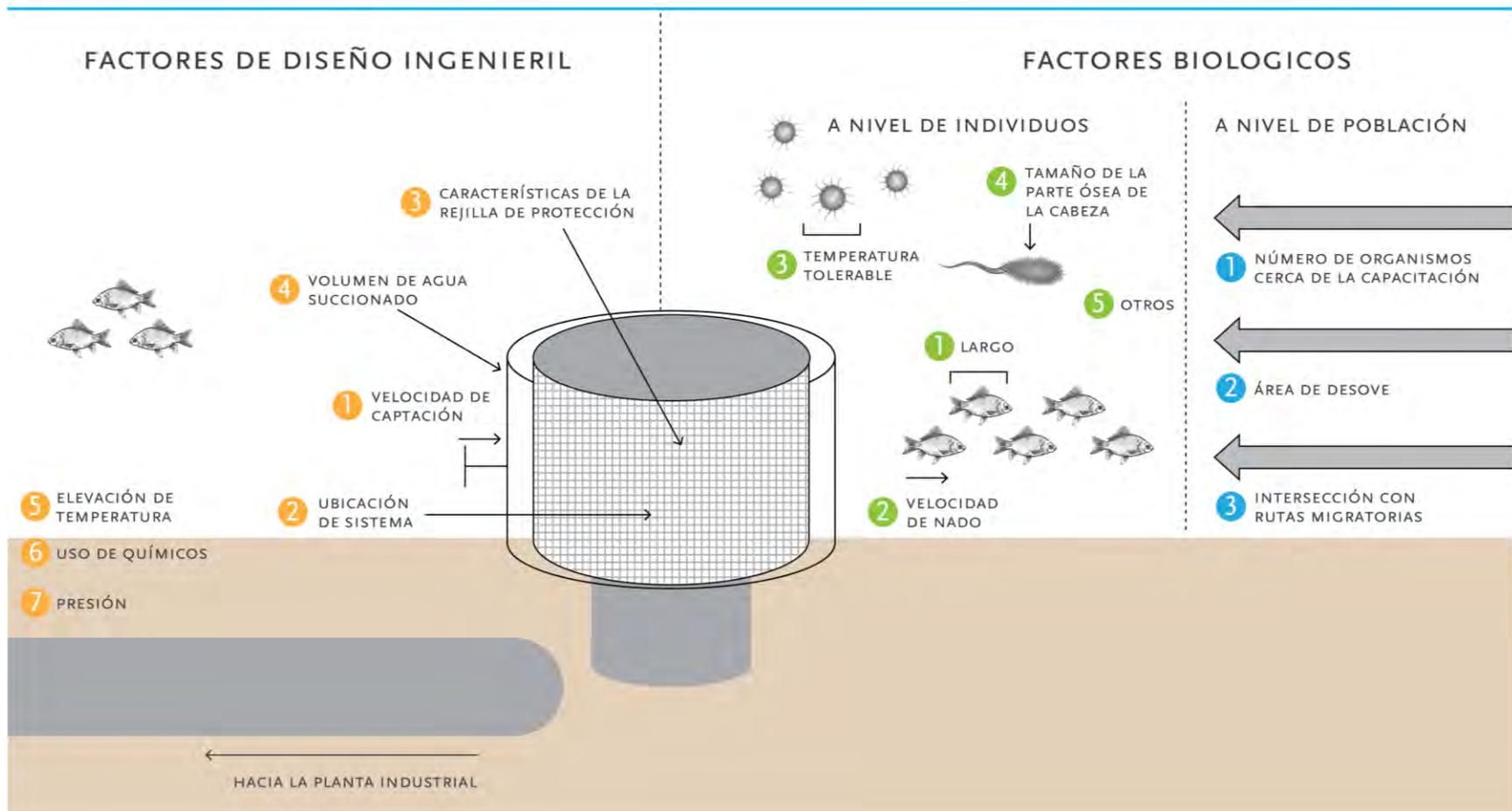


Figura 2: Aspectos de diseño ingenieril y aspectos biológicos que influyen en la mortalidad generada por la succión de agua de mar. Fuente: Elaboración propia.

El efecto de atrapamiento puede exponer a los organismos a estrés de naturaleza mecánica, asfixia, y desecación. En algunos casos después de un tiempo los organismos pueden ser liberados y retornados a su medio natural. El atrapamiento de organismos se evita con una adecuada velocidad de succión.

Con el fin de evaluar los efectos de atrapamiento y arrastre, es posible definir especies representativas entre los organismos que residen en el cuerpo de agua. En general el proceso de selección de especies representativas es cualitativo y requiere de la formación y coordinación de un grupo técnico en conjunto con grupos de interés en el proyecto específico que se desea evaluar.

Las especies pueden ser escogidas dependiendo si ellas son importantes en términos comerciales, recreacionales, ecológicos, culturales, o si se trata de especies protegidas. El criterio de selección de especies representativas también está influenciado por la susceptibilidad de las especies de interés a los efectos de atrapamiento y arrastre; de manera que las especies representativas pueden tener un nivel de susceptibilidad más alto que el promedio de otras poblaciones de peces o macroinvertebrados en el área de influencia biológica.

La susceptibilidad de las especies representativas está definida por el nivel de exposición al estrés, la sensibilidad a un nivel de exposición determinado, o ambos factores.

Las características del ecosistema y cuerpo de agua que potencialmente influyen el nivel de exposición de cada especie, en su ciclo de vida, son las siguientes:

- Abundancia relativa de especies en la vecindad del sistema de captación.
- Funcionalidad del área en la vecindad del sistema de captación para fines de reproducción de organismos.
- Tamaño, edad, y capacidad de nado de los organismos presentes en la vecindad del sistema de captación.
- Patrones y rutas migratorias de los organismos.
- Patrones estacionales, por ejemplo, de variación de temperatura en el agua o presencia de especies.
- Presencia de otras Fuentes de Estrés en el ecosistema que pueden predisponer a los organismos a los efectos de atrapamiento y arrastre.
- Hidrología del cuerpo de agua.
- Presencia de desechos en el agua.

Como se indicó en el INFORME FINAL FIPA 2016 – 53 – A, los atributos del sistema de captación de agua que afectan la naturaleza y la magnitud del *estrés* por atrapamiento y

arrastre producido sobre los organismos hidrobiológicos durante la operación del sistema son los siguientes:

- Emplazamiento del sistema de captación y punto de succión,
- Magnitud de agua retirada desde el cuerpo de agua.
- Patrones estacionales en el flujo de agua retirada.
- Velocidad en el primer punto de contacto⁴ de la entrada al sistema de captación,
- Profundidad del punto de entrada al sistema de captación de agua.
- Características hidrológicas del sistema de captación de agua que afectan la zona de influencia biológica del agua retirada.
- Barreras en el sistema de captación de agua.
- Diseño de la cámara de carga.
- Diseño y operación del sistema de bombeo.
- Tiempo de tránsito en el sistema de enfriamiento del sistema industrial.
- Aumento de temperatura en el condensador del sistema de enfriamiento del sistema industrial.
- Elevación de presión en el agua de uso industrial.
- Diseño y operación de la descarga.
- Mecanismos de tratamiento de incrustación.
- Diseño y operación de mecanismo de retorno de peces.

4.1.1 Susceptibilidad y su Relación a la Capacidad de Nado de los Peces

Existe amplia evidencia científica respecto de la capacidad de nado de distintas especies de peces (U.S. Army Corps of Engineers, 1990), (EPRI, 2000), y (Turnpenny A. W., 1988). Para la mayoría de las especies de peces el atrapamiento depende tanto de la capacidad de nado del organismo y su condición de salud⁵, como de la velocidad del agua.

La EPRI ha tabulado el patrón de velocidad de nado prolongado o crítico de peces sanos en Estados Unidos, el cual varía principalmente de acuerdo con el tamaño del pez y la temperatura del agua. En la Figura 3 se presentan los datos para distintas especies evaluadas en Estados Unidos, clasificadas por el tipo del cuerpo de agua donde habitan.

⁴ La velocidad en el primer punto de contacto corresponde a la velocidad percibida en lugar donde los organismos podrían tener la primera, y probablemente la mejor, oportunidad de detectar y evitar la estructura de toma de agua (Tetra Tech Inc, 2008).

⁵ El estado de salud de los organismos puede depender de la temperatura del cuerpo de agua y de la calidad del cuerpo de agua. En este contexto, la cantidad de oxígeno disuelto, el pH y la presencia de otros contaminantes en el agua puede afectar la capacidad de nado de los peces.

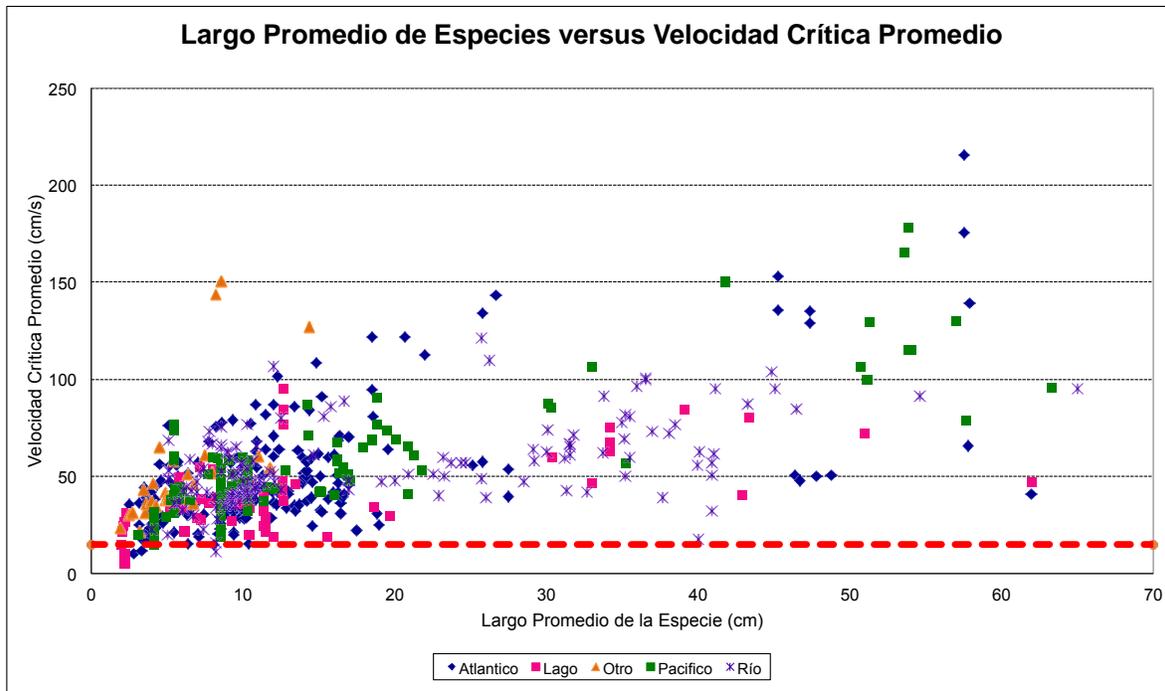


Figura 3- Velocidades Críticas de Nado de Peces. Fuente: EPRI, 2000b

Al observar la capacidad de nado de las distintas especies analizadas en Estados Unidos, se puede inferir que aumenta la probabilidad de atrapamiento cuando el agua es captada a una velocidad superior a $0,15 \text{ m/s}^6$ (US EPA, 2014, pág. 108; US EPA, 2014, pág. 6_66; EPRI, 2000; Tetra Tech Inc, 2008)⁷. La velocidad mencionada anteriormente tiene relación con el concepto de “approach velocity” utilizado en Estados Unidos y difiere del concepto de velocidad a través de la malla de protección o “through-screen velocity.”

El “approach velocity” es la velocidad medida justo en el frente de la malla o en la entrada del sistema de captación de agua, y desde el punto de vista biológico es la velocidad más importante (66 Fed. Reg. 65,274). De acuerdo a la EPRI, el “approach velocity” se considera de manera paralela a la dirección del flujo de agua principal, en una zona definida entre 3 pulgadas (7,5 cm) y 1 pies (30 cm) antes de la malla de protección o abertura de captación (EPRI, 2002).

⁶ Velocidad en el primer punto de contacto o “approach velocity”. Es importante notar que para desarrollar un umbral que pueda ser aplicable de manera estandarizada a nivel nacional (en Estados Unidos), y que sea efectivo para prevenir el atrapamiento de la mayoría de las especies de peces en sus distintas etapas de su ciclo de vida, la EPA aplicó un factor de seguridad igual a dos (2,0) sobre umbral de 1,0 pies por segundo para definir un requerimiento de velocidad equivalente a 0,5 pies por segundo (15 cm/segundo).

⁷ Antecedentes similares han sido levantados en Europa.

4.1.2 Susceptibilidad de Organismos y su Relación al Tamaño de los Organismos

La exclusión física en el sistema de captación es el factor principal a considerar al evaluar la efectividad biológica de sistemas de protección pasivos. Dado que hay diferencias importantes en las características morfológicas de distintas especies, la exclusión física es una métrica que depende de las especies de interés.

Cuando se evalúa la exclusión física de un sistema de captación el factor principal que se debe considerar corresponde a la relación entre el tamaño de los organismos que se desea proteger y la separación de las mallas de protección. En el caso de larvas, se utiliza como métrica el tamaño de la parte ósea de la cabeza (Head Capsule Depth – HCD), porque es el elemento del cuerpo no comprimible de mayor diámetro, y el largo del organismo.

La siguiente figura ilustra como la componente morfológica afecta la métrica de arrastre de distintos organismos ante una malla cilíndrica con alambre de forma trapezoidal o triangular de 2 mm de separación.

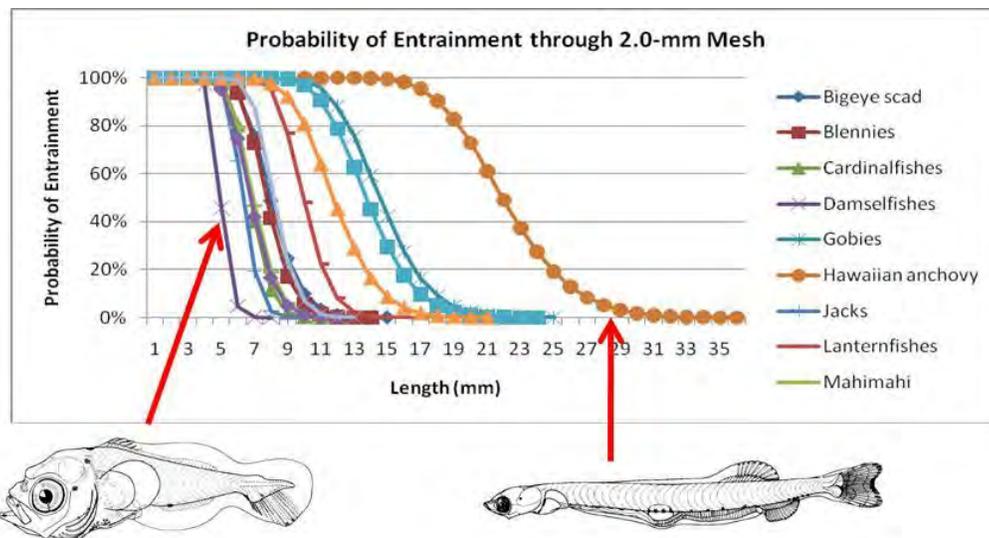


Figura 4: Probabilidad de arrastre de peces a través de una malla de 2,0 mm. Fuente: HDR

A medida que el largo de las especies aumenta, la probabilidad de arrastre disminuye. (Turnpenny A. W., 1988). Como se puede observar en la Figura 4, ante una malla específica (por ejemplo, de 2 mm de separación), aquellas larvas caracterizadas por una mayor razón entre el diámetro de la parte ósea de la cabeza y su longitud, son excluidas a largos inferiores en comparación con aquellas larvas caracterizadas por una menor razón entre el diámetro de la parte ósea de la cabeza y su longitud.

Es comúnmente aceptado que el efecto de atrapamiento en mallas pasivas que utilizan una baja velocidad de captación a través de la malla es prácticamente eliminado, por lo tanto,

se prescinde de la necesidad de determinar el potencial de sobrevivencia al efecto de atrapamiento.

De acuerdo a lo indicado por Alden Lab, existen limitaciones prácticas para prevenir el arrastre de fitoplancton y zooplancton. La EPA no se habría pronunciado respecto a esta materia en el proceso de definición de la norma 316(b) (Ministerio de Energía, 2015, Anexo 12).

4.1.3 Susceptibilidad de Organismos y su Relación a la Temperatura de Agua

Como se mencionó anteriormente, el arrastre puede producir estrés térmico en los organismos arrastrados debido a la diferencia entre la temperatura del agua donde estos habitan y la temperatura del agua al interior del condensador. Adicionalmente, también existe el riesgo sobre el medio ambiente por el efecto de mayor temperatura en la zona de mezcla de la descarga.

Los efectos de la temperatura en distintos organismos también han sido revisados en procesos para determinar límites máximos aceptables, concluyéndose que es posible encontrar un amplio rango de sensibilidad térmica entre las distintas especies (U.S. Army Corps of Engineers, 1990, p. Cap 11), (EPRI, 2011), (EPRI, 2012), (British Energy Estuarine & Marine Studies, 2011), y (Wither, et al., 2012).

Generalmente se diferencian distintos niveles de tolerancia para distintas especies: temperatura óptima, temperatura superior (o inferior) tolerable y temperatura superior (o inferior) letal.

Los peces pueden experimentar un shock térmico cuando pasan rápidamente desde un agua de menor temperatura a un agua de mayor temperatura. De acuerdo con el US Army Corps of Engineers, los peces son capaces de detectar cambios de temperatura menores a 0,5 °F y no existe evidencia que indique fehacientemente si ciertas especies de peces optan por entrar a zonas de temperatura mayor a su temperatura óptima (hasta el punto de alcanzar su temperatura superior tolerable) o son capaces de optar por evitarlas sin afectar su metabolismo. Lo anterior es particularmente válido para especies de aguas cálidas.

En el contexto de ambientes marinos del Reino Unido, el panel de expertos BEEMS⁸ ha indicado en sus estudios que los peces tienen una habilidad importante para regular su comportamiento para permanecer en áreas de temperatura más comfortable (British Energy Estuarine & Marine Studies, 2011).

⁸ BEEMS: British Energy Estuarine & Marine Studies

En el caso particular de Chile, donde las corrientes marinas tienen patrones de temperatura más fríos, se debiera poner especial atención a la sensibilidad de especies de agua fría, particularmente en zonas cercanas a la costa que sirvan como hábitat de reproducción. Un desafío pendiente es realizar un levantamiento y sistematización de dichos antecedentes para especies representativas.

4.2 Respuesta del Receptor

La respuesta del Receptor, indicada en la Figura 1 (página 16) corresponde a un cambio medible en un atributo de un Objetivo de Evaluación en respuesta a su exposición a un Estrés. Asociar la respuesta de un receptor a una o más causas puede ser particularmente complejo cuando múltiples Fuentes de Estrés impactan a un cuerpo de agua.

De acuerdo a estudios realizados por EPRI, no siempre sería posible concluir que existe una afectación directa entre el daño a la población de organismos en una localidad y el volumen de agua retirado por un sistema de captación, siendo otros factores tales como el nivel total de sólidos disueltos, el uso de biocidas, características ecológicas de la zona, la estacionalidad del uso del agua, y el ciclo de vida de las especies afectadas factores relevantes en explicar la afectación (EPRI, 2003) (EPRI, 2011). La Comisión de Energía de California ha realizado una afirmación similar (California Energy Commission, 2005). En el contexto de estudios realizados en ríos y lagos en Estados Unidos, la EPRI indica que podría haber una relación entre la población afectada de organismos en casos donde las tasas de retiro de agua son altas comparadas con el volumen de agua disponible (mayor a 2-4%) y los tiempos de residencia son cortos (menor a 25 – 50 días) (EPRI, 2003).

La capacidad de identificar elementos de Estrés de manera precisa y defender evidencias que fundamenten dicha identificación es un paso crítico en el desarrollo de estrategias para mejorar la calidad de los cuerpos de agua (EPA, 2000).

Al realizar un análisis de riesgo, la relación causa efecto entre el Estrés, el Receptor y el Objetivo de Evaluación es utilizada para establecer y caracterizar las hipótesis de riesgo ambiental. Para representar el riesgo ambiental en el contexto de sistemas de captación de agua para enfriamiento, las hipótesis de riesgo pueden ser jerarquizadas de la siguiente forma:

- *Efectos de primer orden*: Muertes directas de individuos de especies representativas.
- *Efectos de segundo orden*: Disminución de capacidad de reproducción de especies representativas.

- *Efectos de tercer orden:* Disminución de abundancia de especie representativa en el largo plazo.
- *Efectos de cuarto orden:* Cambios en la composición de especies (a nivel de comunidad) en el sitio de interés.

Estudios en Europa han indicado que la mortalidad relacionada al atrapamiento de larvas de peces es mayor que la mortalidad en el arrastre (European Commission, 2001). El atrapamiento de organismos comúnmente puede ser minimizado, o en algunos casos prácticamente eliminado, cuando se utiliza una localización adecuada, en conjunto con definiciones de diseño y operación adecuadas.

El arrastre de organismos en etapas tempranas de su ciclo de vida corresponde a un desafío mayor debido a la naturaleza pasiva de huevos y larvas, y debido al supuesto conservador de 100% de mortalidad por arrastre. Por lo tanto, los reguladores generalmente han puesto más énfasis al impacto por arrastre. No obstante, dependiendo del proceso industrial utilizado (desalación, central termoeléctrica con sistema de enfriamiento cerrado mediante torre de enfriamiento o central termoeléctrica con sistema de enfriamiento abierto), es posible encontrar cierta tasa de sobrevivencia de los organismos arrastrados⁹.

Estudios realizados por la EPRI en California indican que centrales termoeléctricas que utilizan sistemas de enfriamiento abiertos, emplazados en ambientes costeros abiertos, tienen un efecto significativamente menor sobre la población de organismos que centrales termoeléctricas similares cuya captación y descarga está localizada en lagunas costeras o bahías¹⁰. En las centrales termoeléctricas cuya captación y descarga se encuentra en ambientes costeros abiertos la fuente de agua para enfriamiento y los organismos se distribuyen en una extensión geográfica de cientos de kilómetros a lo largo de la costa (EPRI, 2007).

Una conclusión similar se ha obtenido de estudios realizados para analizar el uso de sistemas de enfriamiento abierto en centrales termoeléctricas en Inglaterra (Bamber & Turnpenny, 2012) y Japón (EPRI, 2012). M. Kiyono y un equipo de investigadores del Marine

⁹ Para sistemas de desalinización o centrales termoeléctricas con sistema de enfriamiento cerrado se puede utilizar 100% de mortalidad por arrastre. Para centrales termoeléctricas con sistema de enfriamiento abierto se ha observado una tasa de sobrevivencia, que depende del contexto medioambiental, de diseño y operacional de la planta.

¹⁰ No obstante, debido a facilidades constructivas y operativas en el manejo de embarcaciones que transportan combustible, las centrales termoeléctricas ubicadas en ambientes costeros marinos generalmente se han emplazado en zonas más cubiertas (bahías), situación que también se refleja en las centrales instaladas en Chile. En estos casos, con requerimientos regulatorios adecuados, y medidas de protección de succión y sistemas de descarga diseñados, operados y mantenidos apropiadamente se puede minimizar el impacto ambiental.

Ecology Research Institute de Tokyo indican que, en el contexto de diseño, emplazamiento y operación de plantas termoeléctricas japonesas, estudios científicos han mostrado que el impacto de atrapamiento y arrastre en recursos pesqueros es relativamente pequeño, comparado con el impacto de actividades pesqueras y la mortalidad natural de huevos y larvas. Se indica además que se han reportado cambios en la composición de especies de algas sólo cerca de la descarga, zona que la mayor parte del tiempo está cubierta por un efluente térmico 2 a 3 °C superior a la temperatura normal del medio marino (EPRI, 2012).

4.3 Métricas de Riesgo

Es posible identificar una variedad de métricas para estimar el riesgo derivado de mortalidad asociada a los efectos de atrapamiento y arrastre en sistemas de captación de agua. Las métricas se utilizan para caracterizar los efectos ecológicos potenciales u observados de acuerdo a distintos tipos de categorías: individuos, ciclo de desarrollo y población.

De acuerdo con la EPRI, las métricas pueden ser agrupadas en las siguientes cuatro categorías, que representan un nivel creciente de organización biológica (EPRI 1999a y EPRI 2002a):

- *Métrica de Pérdidas de Individuos*: Se utiliza para estimar la pérdida anual de individuos debido a atrapamiento y arrastre, y las *pérdidas anuales equivalentes*. Pueden ser determinadas directamente mediante observaciones en terreno. Se requiere realizar una caracterización de las tasas de mortalidad de aquellas especies sujetas a estrés por atrapamiento y arrastre. Esta métrica presenta menos incertidumbre que las otras métricas planteadas posteriormente en esta sección.

Es importante establecer metodologías de medición para cuantificar el atrapamiento y el arrastre de organismos para asegurar que esta información sea científicamente válida en términos de representar apropiadamente tanto la operación de la central de interés como aquellos factores ecológicos y sociales relevantes para los grupos de interés. Se debe tener en consideración que no existe un método que se pueda ajustar a las particularidades de todos los sitios ante todas las posibles condiciones. A modo de referencia es posible mencionar las guías elaboradas en el Reino Unido (British Energy Estuarine & Marine Studies, 2011) y (British Energy Estuarine & Marine Studies, 2011b); Estados Unidos (Fish and Wildlife Service, 1978) y (EPRI, 2004), entre otras.

No se ha identificado la elaboración de un estándar nacional con requerimientos de alto nivel respecto a los procedimientos de muestreo de arrastre y atrapamiento.

La estimación de pérdidas de individuos no entrega información de contexto, necesaria para evaluar que tan adverso es el sistema de captación como Fuente de Estrés, que en definitiva está relacionado al riesgo a que se exponen las especies hidrobiológicas. Dado que el nivel de pérdida de individuos, por etapa de su ciclo de vida (huevo, larva, juveniles), varía entre distintos tipos de sistemas de captación, la estimación de dichas pérdidas no provee una base común de comparación de riesgo entre las distintas opciones de gestión posibles. Por este motivo, las pérdidas directas de individuos – en etapas específicas de su ciclo de vida – es una medida que se utiliza generalmente con fines prospectivos para evaluar las pérdidas anuales equivalentes.

Para ilustrar el efecto del arrastre de organismos asociado al retiro de agua, y la importancia del contexto y la selección del emplazamiento donde se realiza la succión, se pueden mencionar resultados de diferentes estudios. De esta manera, un estudio sobre los efectos de una central térmica en una ría de Canadá determinó que el retiro de agua para enfriamiento tiene efectos importantes en el fitoplancton arrastrado, produciéndose la destrucción de cerca del 50% de esta biomasa arrastrada principalmente como consecuencia del uso de biocida (cloro). Sin embargo, debido a que las aguas son captadas a mayores profundidades (10 metros¹¹), donde la biomasa de fitoplancton es más baja, y el flujo de las mareas es alto, en el estudio se indicó que la pérdida diaria de fitoplancton implica un efecto poco significativo, representando menos del 1% de la biomasa de fitoplancton presente en la ría (Henry, 2005)¹².

Mientras las pérdidas de huevos y larvas derivadas del efecto de arrastre podría ser un número alto, la medición de dicha pérdida no considera la tasa de sobrevivencia natural de especies hidrobiológicas en una etapa temprana del ciclo de vida; por lo tanto, es necesario considerar la conversión del número (medido) de organismos arrastrados y atrapados en un número equivalente de adultos.

La Métrica de Pérdidas Equivalentes a Adulto se utiliza para referenciar las pérdidas de individuos a una edad equivalente específica dentro del ciclo de vida de las especies hidrobiológicas de interés (por ejemplo, de un año). Para hacer una comparación con

¹¹ De acuerdo a los antecedentes revisados, para el caso de estudio coincide que esa profundidad es bajo la picnoclina. La picnoclina es aquella capa en el cuerpo de agua donde se alcanza el máximo diferencial de densidad por unidad de profundidad. En ecosistemas marinos el cambio de densidad puede ser causado por cambios en la temperatura como por cambios en la salinidad del agua. Durante el desarrollo del estudio, no se encontró una referencia estandarizada para definir específicamente la magnitud del cambio de densidad por metro.

¹² Una ría es equivalente a una ensenada amplia en la que vierten al mar aguas profundas. (www.rae.es)

mayor fundamento en términos del riesgo de afectación de la especie de interés se extrapola las pérdidas por atrapamiento y arrastre de especies hidrobiológicas en etapas tempranas de su ciclo de vida a un equivalente de una etapa posterior.

Un aspecto a considerar es que este tipo de métrica no permite tener en consideración los efectos sinérgicos derivados de la densidad poblacional sobre el crecimiento y la tasa de sobrevivencia de una especie determinada. Sin embargo, a pesar de ello, es una de las métricas recomendadas en el contexto de la norma 316(b) de la US EPA. Para más detalle se recomienda revisar (EPRI, 2002) y (EPRI, 1999).

- *Métrica de Pérdidas Porcentuales*: Se utiliza para estimar la proporción de especies significativas perdidas por ciclo de desarrollo tomando como base la población o comunidad disponible en el cuerpo de agua receptor en su área de influencia. En este caso es relevante levantar y monitorear la línea de base para caracterizar las condiciones del emplazamiento, específicamente se requiere información de la abundancia y distribución de organismos en el cuerpo de agua.

Un desafío relevante consiste en establecer los bordes que definirán la comunidad disponible en el cuerpo de agua del receptor. A medida que es más amplia esta definición, menor puede ser la razón entre los organismos afectados por el sistema de captación y la totalidad de organismos considerados.

Dado que tanto la abundancia como la distribución de organismos en cada etapa de su ciclo de vida varía a lo largo del año, se requiere realizar un muestreo con una frecuencia suficiente para caracterizar las variaciones apropiadamente. Además, se requiere contar con una caracterización de las tasas de mortalidad de aquellas especies sujetas a estrés por atrapamiento y arrastre. Para más detalle se recomienda revisar (EPRI, 2002) y (EPRI, 1999).

Este tipo de métrica no permite tener en consideración los efectos sinérgicos derivados de la densidad poblacional sobre el crecimiento y la tasa de sobrevivencia de una especie determinada.

- *Métrica de Efectos en la Población*: Se utiliza para estimar cambios en la abundancia o estructura de la población de especies representativas; por lo tanto, permitiría evaluar la hipótesis de riesgo de disminución de la población. Los cambios mencionados anteriormente pueden ser potenciales (prospectivos) u observados (retrospectivos). A diferencia de las métricas descritas anteriormente, esta métrica considera de manera

explícita o implícita los efectos sinérgicos derivados de la densidad poblacional sobre el crecimiento y la tasa de sobrevivencia de una especie determinada. Dicho lo anterior, es importante definir el contexto utilizado en términos de: 1) el grado de incertidumbre asociado a la estimación y 2) la evidencia causa-efecto asociada a la disminución de la población de especies hidrobiológicas derivada de la operación del sistema de captación de agua. Para más detalle se recomienda revisar (EPRI, 2002) y (EPRI, 1999).

- *Métrica de Efectos en la Comunidad:* Se puede utilizar para estimar cambios a nivel de la estructura de la comunidad de individuos, tales como composición y diversidad de especies. Se utilizan para evaluar la hipótesis de riesgo en términos de si los efectos de atrapamiento y arrastre sobre especies susceptibles altera la estructura de la comunidad en el cuerpo de agua receptor. De acuerdo a la EPRI, actualmente no hay un método de proyección confiable producto de la inherente complejidad de interacciones a nivel de comunidad, por lo tanto, son escasamente utilizadas para realizar una comparación directa de las alternativas de gestión posible para mejorar sistemas de captación de agua. Para más detalle se recomienda revisar (EPRI, 2002) y (EPRI, 1999).

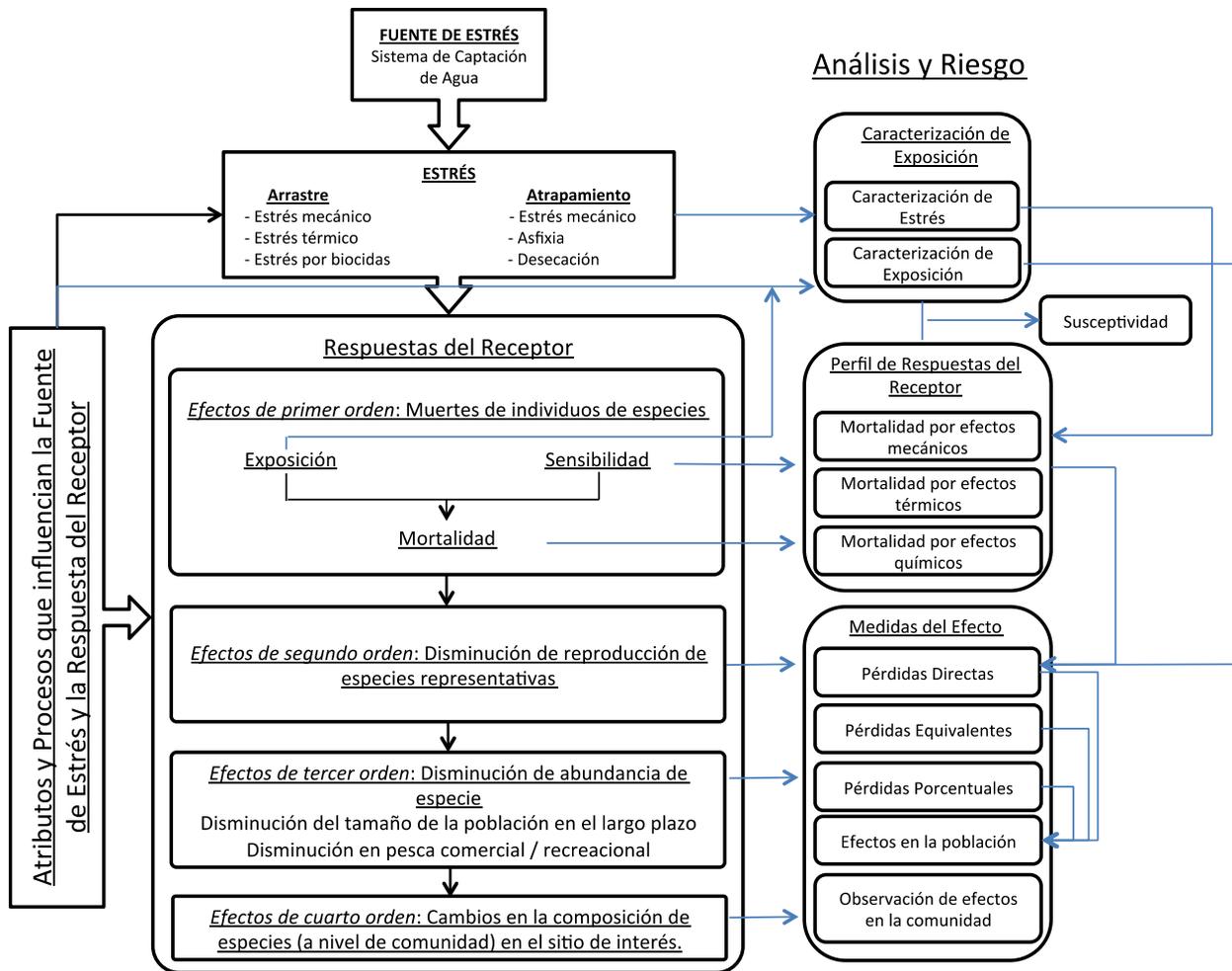


Figura 5: Diagrama de Modelo genérico de riesgo utilizado por la US EPA en desarrollo de la norma 316(b). Fuente: Adaptado de EPRI.

Al evaluar las métricas de riesgo definidas anteriormente es importante considerar los siguientes indicadores (EPA, 1998) :

- **Naturaleza e Intensidad de la Respuesta del Receptor:** Este indicador se refiere tanto al tipo de efecto esperado como al grado de afectación, específicamente en la posición en la cadena biológica que caracteriza al ecosistema Receptor. Por ejemplo, una Fuente de Estrés que produce un efecto letal podría representar un riesgo ecológico mayor que una Fuente de Estrés que produce un cambio en la tasa de crecimiento o metabolismo de ciertas especies. De manera similar, la afectación de una especie clave en la cadena biológica se le podría asignar un riesgo mayor que el riesgo de afectación asignado una especie que cumple un rol relativamente menor en el ecosistema. La magnitud de variaciones o patrones estacionales naturales en el ecosistema también debe ser considerada cuando se caracterizan los efectos en el Receptor. Cambios importantes

que naturalmente ocurren en el ecosistema podría dificultar la observación de efectos adversos.

- *Escala Espacial de la Respuesta del Receptor:* Este indicador es importante al momento de determinar la afectación potencial, especialmente en aquellas Fuentes de Estrés cuyos efectos están dispersos geográficamente. De esta forma es importante considerar la extensión espacial y la importancia del área para las Especies Representativas del ecosistema que interesa proteger. Manteniendo otros parámetros constantes, una Fuente de Estrés que afecta un área importante de un hábitat crítico tendrá un mayor riesgo que una Fuente de Estrés que sólo afecta un área acotada considerada como no crítica.

La EPRI define *zona de influencia biológica* como el área espacial ocupada por especies representativas – en distintas etapas de su ciclo de vida – que están sujetas a riesgo de atrapamiento y arrastre. Asimismo, define la *zona de influencia hidrológica* como el área espacial desde la cual partículas de agua pueden ser captadas por el sistema de captación de agua.

- *Escala Temporal de la Respuesta del Receptor:* Dado que los efectos sobre el medio Receptor pueden tener retardos importantes, se suele hacer una distinción entre impactos de largo plazo e impactos inmediatos. En este contexto es importante diferenciar la escala temporal de los efectos adversos que la fuente de estrés pueda introducir en el medio ambiente.
- *Potencial de Recuperación del Receptor:* Corresponde a la tasa de retorno de una población o comunidad a un estado previo a la introducción de la Fuente de Estrés. Si bien esta definición está relacionada al potencial asociado al proceso de recuperación natural, acciones de mitigación de riesgo pueden incluir actividades de restauración para facilitar y acelerar el proceso de recuperación. Dado que los ecosistemas son dinámicos, e incluso ante condiciones naturales están permanentemente cambiando en respuesta a cambios en el medio ambiente u otros factores, no es realista esperar que un ecosistema permanecerá de manera estática o retornará a un punto inicial similar después que sea afectado. Por lo tanto, al momento de evaluar el riesgo se debe considerar si los efectos sobre el medio Receptor son irreversibles para ciertos elementos estructurales del ecosistema.

Cuando se analiza el arrastre y atrapamiento también es importante poder distinguir entre las condiciones de productividad biológica que predominan en un determinado sitio con respecto de las condiciones que ocurren en presencia de algunos fenómenos estacionales

que pueden generar una proliferación de organismos. Por ejemplo, se pueden mencionar registros de eventos particulares en la Bahía Coronel, donde en el periodo entre diciembre de 2012 y marzo de 2013 se produjo un fenómeno natural llamado surgencia, la cual provocó el desplazamiento de biomasa bentónica profunda hacia aguas someras, lo que trajo como consecuencias el varamiento de dichos organismos en diversas playas del Golfo de Arauco. Como consecuencia del aumento ocasional de la densidad de organismos y la ausencia de medidas de mitigación efectivas para un evento de estas características, las unidades de generación ubicadas en la zona succionaron una cantidad de organismos mayor a la habitual, registrándose para una de ellas un ingreso de entre 4 a 11,5 toneladas/mes durante ese periodo (SMA, 2014b) y (SMA, 2013).

5 ASPECTOS GENERALES RELACIONADOS A LAS METODOLOGÍAS PARA DETERMINAR EL IMPACTO POR SUCCIÓN DE AGUA DE MAR

5.1 Breve Contexto Histórico

El desarrollo de modelos para estimar el impacto de retiro de agua en especies hidrobiológicas comenzó seriamente después promulgación del Clean Water Act en 1972 en Estados Unidos. La Sección 316(b) de la ley requiere que la localización, diseño, construcción y capacidad de sistemas de captación de agua para enfriamiento refleje la mejor tecnología disponible para minimizar impactos medioambientales adversos. El esfuerzo para definir el alcance del término “impacto ambiental adverso” requirió gran parte del periodo comprendido entre la segunda mitad de la década de los 70s y la década de los 80s en Estados Unidos.

La mayoría de los trabajos influyentes asociados a la elaboración de modelos fueron realizados como parte de los desafíos asociados al desarrollo de centrales térmicas en *Hudson River* en el estado de New York durante la década de los 70s y comienzo de los años 80s. Durante ese periodo, diversas centrales fueron construidas y puestas en servicio en el Estuario del *Hudson River*¹³, lo que motivó a la comunidad medioambiental a preocuparse por el potencial impacto del retiro y descarga de agua en los organismos hidrobiológicos en etapas tempranas de su ciclo de vida que estaban presentes en el lugar debido a que correspondía a un área de desove y desarrollo de diversas especies (Barntouse *et al.*, 1988).

¹³ Indian Point, Bowline, Roseton, Danskammer, Albany.



Figura 6: Central nuclear Indian Point en el Río Hudson. Fuente: http://www.huffingtonpost.com/roger-wITHERSPOON/critical-nuclear-reactor-b_9585718.html

Debido al énfasis de la norma 316(b) en cuantificación de impacto, los métodos iniciales se focalizaron en desarrollar estimaciones cuantitativas de la reducción porcentual de la población de peces causada por los efectos de atrapamiento y arrastre de organismos en sistemas de captación de agua.

Métodos del tipo Modelo de Transporte Empírico (Empirical Transport Model – ETM) se utilizaron para determinar la mortalidad condicional (tasa porcentual de reducción en la abundancia de organismos en el primer año del ciclo de vida); luego comúnmente se utilizaron modelos de stock poblacional para proyectar efectos de largo plazo en las poblaciones de peces.

Sin embargo, recientemente se ha dado un mayor énfasis al uso de modelos de pérdida de adulto equivalente debido a que el uso de modelos de transporte empírico tiene asociado una mayor complejidad en los datos de entrada; y era habitual tener desacuerdos en los supuestos utilizados.

Recientemente, el rol de los modelos se ha expandido y han sido utilizados como parte de una evaluación más integral para explicar no sólo la necesidad de, sino también el tipo de tecnología requerida en el sistema de captación de agua para minimizar el impacto por

atrapamiento y arrastre. En la siguiente tabla se presenta un resumen de ciertos casos históricos estudiados en el contexto de Estados Unidos (EPRI, 2005).

Tabla 1: Casos de estudio seleccionados. Fuente: Adaptado de EPRI, 2005

Estudio	Tipo de Cuerpo de Agua	Número de Especies Analizadas	Tipo de Modelo	Objeto de Uso del Modelo
Brunswick Steam Electric Plant	Estuario Cape Fear	7	Equivalente Adulto (madurez sexual)	Comparación con captura de pesca
Chalk Point Station	Río Patuxent	1	Equivalente Adulto (30 mm)	Comparación a pérdida de biomasa del predador al sector pesquero
Diablo Canyon Power Plant	Océano Pacífico	8	Equivalente Adulto (madurez sexual) Fecundity Hindcast (madurez sexual)	Comparación con captura de pesca
Salem Generating Station	Estuario Delaware	12	Equivalente Adulto (1 año) Production Foregone Yield Foregone	Entrada a análisis económico de beneficio
EPA 316(b) casos de estudio	Estuario Delaware Bahía Narragansett Océano Atlántico Bahía Tampa Océano Pacífico Río Ohio Lago Erie	50	Equivalente Adulto (1 año) Production Foregone Yield Foregone	Entrada a análisis económico de beneficio

5.2 Clasificación de Metodologías para Estimar el Impacto por Succión de Agua

En sistemas de captación de agua existentes, la cuantificación del número de organismos arrastrados y atrapados se realiza mediante estudios de campo en el sistema de captación de agua. Los estudios de campo proveen estimaciones del número de organismos perdidos por unidad de volumen de flujo de agua en el sistema de captación.

La estimación de pérdida anual usualmente es convertida en un número que contextualiza el impacto, ya sea para el sector pesquero (comercial o recreacional) o para la población local de organismos marinos.

En la actualidad se cuenta con una variedad de modelos bien establecidos para estimar el impacto por arrastre. Los modelos pueden ser categorizados en (EPRI, 1999):

- Modelos de Tipo Prospectivo: Aquellos que pronostican el impacto del retiro de agua en el medio ambiente marino, y
- Modelos de Tipo Retrospectivo: Aquellos que hacen uso de datos empíricos del cuerpo de agua para determinar si la succión de agua ha impactado negativamente la abundancia u otras métricas del estado de salud de la población de organismos hidrobiológicos de interés.

La evaluación del impacto ambiental asociado a un sistema de captación de agua típicamente se realiza mediante modelos de tipo prospectivo. El Electric Power Research Institute (EPRI, 2002) indica que los modelos prospectivos de evaluación de impacto de menor complejidad corresponden a aquellos que definen las pérdidas en términos del número de individuos o biomasa perdida. Adicionalmente, la EPRI indica que los métodos de evaluación que definen las pérdidas en términos relativos (o fracciones) son más difíciles de evaluar. Finalmente, aquellos métodos que definen las pérdidas en términos de cambios poblacionales, derivados de la exposición de largo plazo a estrés por arrastre en el sistema de captación, son los más complejos y son escasamente utilizados.

La Figura 7 presenta una jerarquización de los distintos modelos prospectivos; se indica en color naranja los más utilizados. Entre los modelos demográficos que han sido utilizados para estimar el impacto por uso de agua se encuentra: *Pérdida de Adulto Equivalente*, *Fecundity Hindcast*, y *Production Foregone*. El modelo de mortalidad condicional que ha sido utilizado en aplicaciones prácticas de estimación de impacto corresponde al *Modelo de Transporte Empírico*.

La Tabla 2 indica los factores a considerar al momento de considerar la mejor alternativa de modelo prospectivo para evaluar el impacto producido por sistemas de captación de agua.

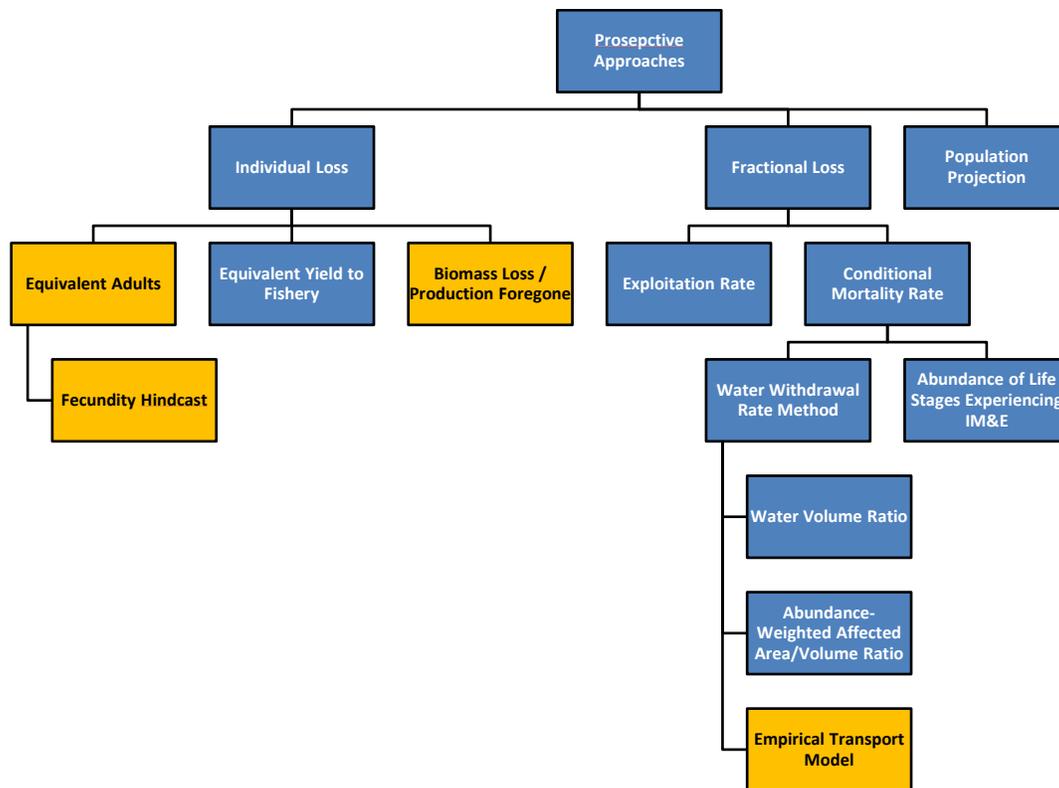


Figura 7: Listado jerarquizado de los distintos modelos de evaluación prospectiva. Se destaca en color naranja los más utilizados. Fuente: Basado en EPRI 1999.

Pérdida de Adulto Equivalente (Adult Equivalent Loss): Método de evaluación demográfica que iguala el número de organismos perdidos por efectos de atrapamiento y arrastre a un número equivalente de adultos (u otra etapa del ciclo de vida). Se tiene en consideración tasas de mortalidad específicas para cada etapa del ciclo de vida. Se obtienen resultados que son fácilmente entendibles en el contexto de gestión de poblaciones de organismos marinos, y son fácilmente incorporados en un análisis de costo beneficio.

Production (Biomass) Foregone: Método de evaluación demográfica que iguala el número de organismos perdidos por efectos de atrapamiento y arrastre a la pérdida de biomasa que podría haber sido incorporada en la cadena alimenticia por predadores. La salida del modelo puede ser una estimación de la pérdida de biomasa del predador; por lo tanto, se requiere conocer la eficiencia de conversión de la cadena trófica. La pérdida de biomasa del predador, como resultado de los efectos de mortalidad del sistema de captación, puede ser comparada con la pérdida de predadores derivada de otras fuentes

de estrés (por ejemplo, la pesca). Los resultados pueden ser fácilmente utilizados para realizar análisis de costo beneficio.

Fecundity Hidcast: Corresponde a un método demográfico de evaluación, similar al método de pérdida de adulto equivalente. No obstante, el resultado del modelo corresponde al número equivalente de hembras requerido para reemplazar el número de huevos perdidos. Este método es raramente utilizado en Estados Unidos.

Modelos de Transporte Empírico (Empirical Transport Model): Corresponde a un modelo de mortalidad condicional que estima el número de organismos que podrían haber sido arrastrados relativo a la población en riesgo de ser arrastrada. Este método de evaluación requiere relativamente pocos parámetros relacionados a las características de los ciclos de vida de los organismos de interés; no obstante, requiere una estimación de la distribución espacio temporal de los organismos en el cuerpo de agua, el flujo de agua en la captación, y la razón de pérdida de aquellos organismos que son arrastrados.

Tabla 2: *Trade-offs* entre distintos factores a considerar en la selección de un método prospectivo para la evaluación de impacto de sistemas de captación de agua. Fuente: Adaptado de EPRI, 2002

Nivel De Análisis Biológico	Individuo		Comunidad		Población	
Tipo de Método para Estimar	Pérdidas Absolutas		Pérdidas en Términos Relativos (Fracciones)		Proyecciones de Población	
Método	Número de Muertes	Pérdidas Equivalentes	Área de Producción Perdida	Probabilidad de Mortalidad Condicional	Modelo Basado en Edad y Etapa	Modelo Basado en Individuos
Complejidad Conceptual	Baja → Alta					
Requerimientos de Información	Baja → Alta					
Dificultad de Medir	Baja → Alta					
Esfuerzo y Experiencia Requerida	Bajo → Alto					
Escala de Tiempo	Corta → Larga					
Incertidumbre	Baja → Alta					
Relevancia a la Población	Baja → Alta					
Capacidad de Entendimiento por Personas No-Expertas	Alto → Bajo					
Tendencia a Considerar Dependencia en Densidad Poblacional	No				Si	
Típicamente Considera Varias Fuentes de Estrés (ej. Pesca)	No				Si	

En Estados Unidos, los modelos más utilizados para la determinación de impacto por succión de agua han sido de tipo prospectivos. Particularmente se ha preferido utilizar aquellos que definen el impacto como el número de individuos perdidos (también conocidos como métodos demográficos); o aquellos métodos que determinan el impacto relativo a una población de individuos (como una fracción de ésta), también conocidos como métodos de mortalidad condicional.

Es importante notar sin embargo que la aplicación de la norma 316(b) en Estados Unidos es particular en cada Estado; es decir, la US EPA delega a cada Estado la facultad de establecer requerimientos específicos para la aplicación de la norma e indicar el método preferido para realizar las evaluaciones (US EPA, 2014, p. 48313). Por ejemplo, en el Estado de California, para evaluar el impacto de centrales termoeléctricas y sistemas de desalinización se han utilizado modelos de transporte empírico (California Environmental Protection Agency, 2015) y (Raimondi, 2011).

La Tabla 3 presenta un resumen comparativo de los métodos demográficos y de mortalidad condicional más utilizados en Estados Unidos.

Probablemente la mayor diferencia entre los modelos demográficos y los modelos de mortalidad condicional tiene relación con el hecho que los modelos demográficos requieren datos que parametrizan las características de los ciclos de vida de los organismos de interés; mientras los modelos de mortalidad condicional requieren datos de distribución espacio temporal de la abundancia de organismos y datos de hidrodinámicos / oceanográficos.

La norma 316(b) promulgada el año 2014 indica que la US EPA considera apropiado utilizar el modelo de pérdida de adulto equivalente - definido a 1 año - debido a que la información disponible indica que una porción significativa de huevos, larvas y juveniles no sobrevive hasta etapas adultas, y la equivalencia a 1 año contribuye a ajustar diferencias por sobrevivencia entre distintas especies y tasas de mortalidad específicas para cada etapa del ciclo de vida de los organismos de interés (Norma 316(b), Federal Register 48403).

La estimación de impacto por succión requiere del desarrollo preliminar de cierta información. La calidad de los datos de entrada a los modelos es un factor determinante de la calidad de las estimaciones que se realizan debido a que los modelos escalan información de densidades de arrastre muestreadas para cuantificar el arrastre anual de organismos.

Se puede tener un mayor grado de confianza en la precisión de la evaluación del impacto por succión a medida que mayor es la calidad de los esfuerzos preliminares que se realizan para recolectar información. Las actividades y procedimientos para determinar la información preliminar que se utilizará como base en cada modelo se describen más adelante en este reporte. El primer paso en la recolección de datos de entrada consiste en

identificar y seleccionar especies objetivo (representativas) antes de iniciar la campaña de recolección de datos.

Generalmente, en la práctica se selecciona el método que es capaz de proveer la mayor certeza con el menor nivel de esfuerzo (Ferry-Graham, Dorin, & Lin, 2008) y (Dey, 2002).

Si las especies representativas en la vecindad del sistema de captación son comunes, una estrategia simple para la evaluación de impacto es apropiada. Si en la vecindad del sistema de captación es posible identificar especies protegidas, métodos más complejos podrían ser justificados o necesarios. Un proceso más complejo para la selección del modelo puede depender de requerimientos regulatorios, que pueden variar sustancialmente dependiendo de cómo se implementa el proceso de obtención de permisos en distintas regiones.

Los modelos para contabilizar la pérdida de individuos como el modelo de estimación de pérdida de adulto equivalente y el *Production (Biomass) Foregone* pueden ser utilizados para traducir pérdidas de atrapamiento y arrastre en kilos perdidos de recurso pesquero. Han sido los métodos principales para generar la información requerida por análisis de costo – beneficio.

5.3 Otros Aspectos a Considerar en la Selección del Métodos de Análisis

El método de análisis de impacto por succión debe ser seleccionado considerando el objetivo de la evaluación (EPRI, 2002). Como se ha mencionado anteriormente, en Estados Unidos se han utilizado los modelos para múltiples objetivos, lo que ha ido cambiando con el contexto histórico y con la experiencia de la aplicación práctica. Por una parte, los modelos pueden ser utilizados para obtener una métrica del impacto ambiental. No obstante, un supuesto clave de los modelos demográficos está relacionado a una población en equilibrio por lo que variaciones a nivel poblacional no son un resultado directo de los modelos. Por otra parte, los modelos pueden ser utilizados para hacer un análisis de costo beneficio de diversas alternativas de diseño del sistema de captación de agua para determinar si el beneficio de reducción de pérdidas de atrapamiento y arrastre compensa los mayores costos de instalar una alternativa tecnológica. Finalmente, la EPRI recomienda realizar análisis en fases, comenzando por el método más simple (EPRI, 2002).

Tabla 3: Descripción de modelos más utilizados en US para determinar el impacto por succión. Fuente: Adaptada de Hogan, 2015

	Pérdida de Adulto Equivalente	Fecundity Hindcast	Modelo de Transporte Empírico
Descripción del Modelo	Utiliza pérdidas por arrastre para evaluar el número equivalente de adultos perdidos para el recurso pesquero.	Utiliza pérdidas por arrastre para estimar el número de hembras sexualmente maduras requerido para reemplazar el número de huevos perdidos.	Estima la proporción de organismos perdidos en el cuerpo de agua debido a atrapamiento considerando distribución espacial y temporal, y la vulnerabilidad de cada especie al retiro de agua.
Requiere datos biológicos de los organismos arrastrados	Si	Si	No
Requiere muestras de organismos en el cuerpo de agua	No	No	Si
Se requiere de datos hidrodinámicos de Corrientes en la vecindad del Sistema de Captación	No	No	Si
Requiere datos que caracteriza el ciclo de vida de las especies	Si	Si	Limitado
Ventaja	El número de adultos equivalente es comprendido fácilmente en el contexto de gestión de recurso pesquero.		El resultado del modelo permite calcular medidas de mitigación en términos de área de producción perdida – común para desalinización en California.
	No requiere de muestreo de organismos en el cuerpo de agua.		Requiere información limitada de la caracterización del ciclo de vida de las especies. Se requiere solo información limitada de la duración del periodo en que los organismos son vulnerables de ser arrastrados.
Desventaja	Requiere de datos históricos que caracterizan el ciclo de vida de las especies que en algunas oportunidades no está disponible, está incompleto, o es incierto.		Requiere recolección de datos oceanográficos (Corrientes) como entrada al modelo (en caso de no estar disponibles).
	Se requiere información del estado de la población adulta de organismos para evaluar el impacto en la pérdida de adultos.		Requiere muestreo biológico del cuerpo de agua

6 RESPECTO AL ESTADO DEL SISTEMA DE CAPTACIÓN Y SU INFLUENCIA EN LA EVALUACIÓN DE IMPACTO POR SUCCIÓN

Los métodos para determinar los impactos de atrapamiento y arrastre derivados del uso de agua en sistemas de captación pueden variar dependiendo del estado del sistema de captación que interesa evaluar. Para sistemas de captación que están construidos y en operación, la estrategia metodológica está bien definida (ver Sección 6.1). Para sistemas de captación en etapas de desarrollo, la metodología para determinar los impactos es distinta (ver Sección 6.2).

Es posible clasificar el estado del sistema de captación de agua en tres categorías:

1. Proyectos existentes con sistema de captación de agua existente (por ejemplo: centrales termoeléctricas o plantas desaladoras que han estado en operación durante varios años).
2. Proyectos existentes con sistemas de captación de agua nuevos o modificados (por ejemplo: central termoeléctrica que está en proceso de aumentar su capacidad mediante una nueva unidad, o una planta termoeléctrica que está en proceso de decomisionamiento y está siendo transformada en un sistema para desalinización)
3. Nuevos proyectos con nuevos sistemas de captación de agua.

Las alternativas indicadas en los numerales 1 y 2 pueden ser agrupadas dentro de la categoría de sistemas de captación de agua existentes (descrita en la Sección 6.1), que incluyen aquellos sistemas que se encuentran en expansión o re-desarrollo en el emplazamiento existente.

6.1 Sistemas de Captación de Agua Existentes – Actividades, Procedimientos y Mejores Prácticas

La evaluación de impacto en un sistema de captación de agua existente requiere el desarrollo de cierta información preliminar. Mientras mayor es la calidad del trabajo preliminar requerido, mayor es la confianza que se puede esperar en la precisión del resultado de las actividades posteriores del proceso de evaluación de impacto.

A continuación, se indican las actividades y procedimientos para desarrollar la información preliminar necesaria para el proceso de evaluación.

6.1.1 Identificación y Selección de Especies Representativas

Toda evaluación de impacto de un sistema de captación debe comenzar con la identificación de especies objetivo o representativas.

No es práctico estudiar todas las especies que pueden ser directa o indirectamente afectadas por la operación de un sistema de captación de agua. El concepto de organismos críticos o especies representativas es definido en el documento de desarrollo de la norma 316(b). Generalmente se seleccionan entre 5 y 15 organismos representativos para realizar un análisis específico caso a caso.

En general el proceso de selección de organismos representativos es cualitativo y requiere la formación y coordinación de un grupo técnico en conjunto con grupos de interés en el proyecto específico que se desea evaluar. El grupo de trabajo puede estar formado por representantes de la Autoridad competente nacional / regional, organizaciones medio ambientales sin fines de lucro, representantes de la comunidad y expertos técnicos. Las especies pueden ser escogidas dependiendo si ellas son importantes en términos comerciales, recreacionales, ecológicos, culturales, o si se trata de especies protegidas¹⁴.

6.1.2 Recolección de Datos

Una vez que las especies objetivo o representativas han sido identificadas, el siguiente paso en la evaluación del impacto del sistema de captación de agua es recolectar datos empíricos de atrapamiento y arrastre mediante muestras.

En sistemas de captación de agua existentes o nuevos sistemas de captación de agua propuestos en instalaciones industriales existentes, puede darse el caso que los datos estén disponibles y el ejercicio consista simplemente en localizarlos y realizar un chequeo de control de calidad. No obstante, lo anterior depende en gran medida de si el operador de la planta cuenta con un sistema de gestión de atrapamiento y arrastre. Para sistemas de captación construidos recientemente, podría ser necesario recolectar las muestras.

En los casos donde no se cuenta con datos, o los datos han sido recolectados hace mucho tiempo como para reflejar con confianza las condiciones presentes en el medio ambiente, se debe realizar un estudio de caracterización de atrapamiento y arrastre. En el Anexo 1 se presentan detalles relacionados a la definición de un estudio de caracterización de arrastre.

¹⁴ El Apéndice E, Sección 2.4, página 415 (de 1303), del Desal Amendment de California presenta una descripción respecto a cómo las especies representativas son seleccionadas.

Un estudio de caracterización de atrapamiento y arrastre mide directamente muestras de atrapamiento y arrastre mediante la recolección de datos en el sistema de captación de agua que se desea evaluar.

Los requerimientos de frecuencia de muestreo y la magnitud de la campaña de muestreo pueden variar dependiendo de objetivos específicos (Fish and Wildlife Service, 1978) (Ferry-Graham, Dorin, & Lin, 2008, Sección 2) (EPRI, 2004) y (Ministerio de Energía, 2015, Anexo 15). No se ha encontrado un estándar nacional de buenas prácticas o norma de tipo ISO (o similar) respecto a este objetivo.

Típicamente los estudios son desarrollados durante un periodo suficiente como para caracterizar variaciones naturales de abundancia de organismos debido a estaciones, hora del día, marea, etc (por ejemplo: mínimo 12 meses). Sin embargo, un periodo de muestreo de dos años es comúnmente utilizado para contabilizar variaciones interanuales en la población de organismos.

El tipo de tecnología de protección (mallas) utilizado en el sistema de captación de agua define cómo se recolectan las muestras. Para efectos ilustrativos, esta sección asume que se utiliza una malla móvil convencional (*traveling water screen*) en un sistema de captación de agua hipotético ubicado en la ribera (línea de la costa).

Respecto a la Recolección de Muestras de Atrapamiento:

La recolección de muestras de atrapamiento de organismos en mallas móviles es un proceso relativamente directo (Hogan, 2015). Los desechos y organismos atrapados en la malla son posteriormente removidos de esta mediante un sistema de limpieza (enjuague); luego se depositan en un sistema de recolección de muestras. Generalmente el sistema de recolección de muestras corresponde a un canastillo con una malla o red en un conducto de retorno, no obstante, puede ser un sistema más elaborado en caso que no sea posible instalar el sistema de muestreo de atrapamiento en la estructura de la malla rotatoria. Los organismos y residuos atrapados son recolectados, clasificados y contados.

La tasa de atrapamiento se determina en base al número de organismos atrapados que son recolectados, clasificados y contados, y la duración (tiempo) del muestreo realizado. Por su parte, la concentración de organismos atrapados se determina basado en el número de organismos atrapados que son recolectados, clasificados y contados, y el flujo de agua retirada durante el periodo. Se recomienda también guardar registro de la calidad del cuerpo de agua durante el periodo de muestreo y los datos ambientales, ya que estos pueden impactar las tasas de atrapamiento (EPRI, 2004).

Respecto a la Recolección de Muestras de Arrastre:

Respecto al proceso de toma de muestras para determinar el arrastre de organismos, el tipo de proceso industrial definirá el punto donde se puede realizar la toma de muestras.

Por ejemplo, en una central termoeléctrica las muestras pueden realizarse en un punto cercano aguas arriba de las mallas de protección, en un punto aguas abajo de las mallas de protección (dentro de la estructura del sistema de captación), o en la descarga de la central.

En contraste, el proceso de realizar muestras para un estudio de caracterización de arrastre en una planta de desalinización mediante osmosis inversa se debería realizar en algún punto aguas arriba de las bombas, dado que todos los organismos son filtrados del agua y descargados junto al efluente de la planta.

El agua muestreada generalmente es filtrada mediante un sistema de recolección con una malla suficientemente fina (por ejemplo: 330- μm); la medida específica está basada en los organismos objetivos que se desea analizar. Se utiliza un medidor de flujo para registrar el volumen de agua muestreada.

Posteriormente se remueven los organismos arrastrados, atrapados en la malla, mediante un sistema de limpieza (enjuague), para luego ser recolectados y preservados. Las muestras son clasificadas, identificadas (desde la clasificación taxonómica más baja practicable) y contabilizadas.

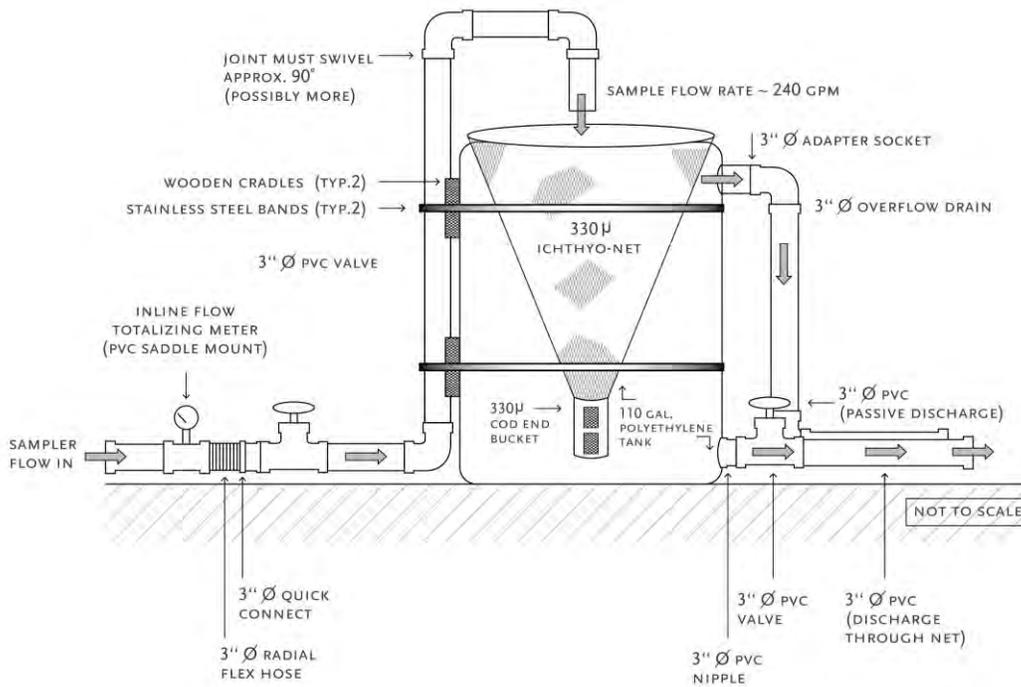


Figura 8: Esquema de un mecanismo de bombeo para realizar muestreos de ictioplancton. Fuente: HDR



Figura 9: Foto de un mecanismo de bombeo para realizar muestreos de ictioplancton. Fuente: HDR

Se determina la densidad de organismos arrastrados basado en la abundancia de organismos identificados estandarizado por el volumen de agua medido (por ejemplo: número de organismos por metro cúbico de agua muestreada).

6.1.3 Extrapolar Datos de Muestreo a la Capacidad Nominal de la Instalación

Los datos recolectados durante el estudio de caracterización de atrapamiento y arrastre representan apropiadamente los organismos afectados durante el periodo de muestreo.

Los datos (sin procesar) son extrapolados para derivar estimaciones de pérdidas anuales por atrapamiento y arrastre. Estas proyecciones se realizan multiplicando las densidades (número por unidad de volumen muestreado) por el volumen de agua retirado por la instalación industrial (como se ilustra en la Figura 10).

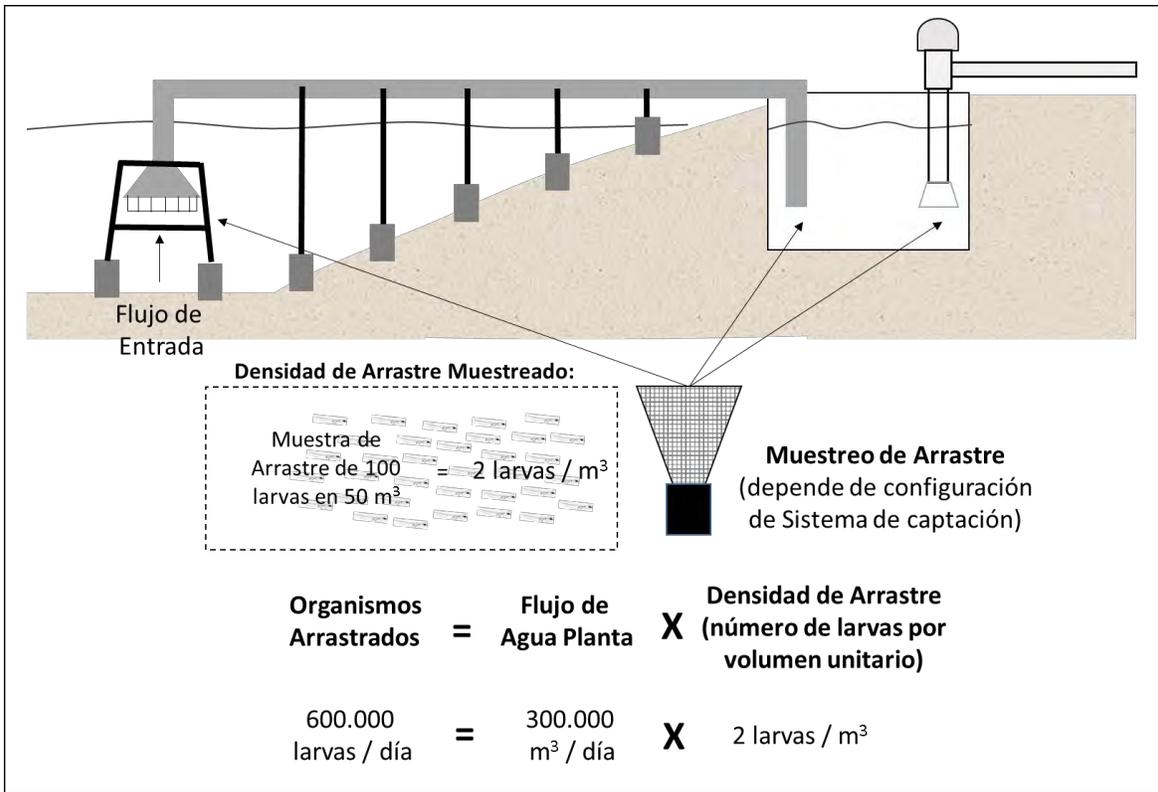


Figura 10: Diagrama simplificado que representa como se utiliza la información de densidad de arrastre para determinar la tasa de arrastre por día. Fuente: Elaboración propia

6.2 Nuevos Sistemas de Captación de Agua – Actividades, Procedimientos y Mejores Prácticas

La evaluación del potencial impacto que podría producir la operación de un nuevo sistema de captación de agua requiere el desarrollo de un estudio robusto y especializado en la identificación de la comunidad zooplanctónica. Mientras mayor es la calidad del trabajo preliminar requerido, mayor es la confianza que se puede esperar en la precisión del resultado de las actividades posteriores del proceso de evaluación del potencial impacto ambiental¹⁵.

A continuación, se indican las actividades y procedimientos para desarrollar la información preliminar necesaria para el proceso de evaluación.

6.2.1 Identificación y Selección de Especies Representativas

Como se describió antes para sistemas de agua existentes, toda evaluación de impactos potenciales de un sistema de captación de agua debe comenzar con la identificación de especies objetivo o representativas.

No es práctico estudiar todas las especies que pueden ser directa o indirectamente afectadas por la operación de un sistema de captación de agua. El concepto de organismos críticos o especies representativas es definido en el documento de desarrollo de la norma 316(b). Generalmente se seleccionan entre 5 y 15 organismos representativos para realizar un análisis específico caso a caso; focalizándose en el estudio de los componentes meroplanctónicos o estadios larvales de invertebrados bentónicos y peces de importancia comercial.

En general el proceso de selección de organismos representativos es cualitativo y requiere la formación y coordinación de un grupo técnico en conjunto con grupos de interés en el proyecto específico que se desea evaluar. El grupo de trabajo puede estar formado por representantes de la Autoridad competente nacional / regional, organizaciones medio ambientales sin fines de lucro, representantes de la comunidad y expertos técnicos. Las especies pueden ser escogidas dependiendo si ellas son importantes en términos comerciales, recreacionales, ecológicos, culturales, o si se trata de especies protegidas¹⁶.

¹⁵ Verificando y obteniendo una trazabilidad en cuanto a la calidad de la información y las competencias de los profesionales especialistas que participen del estudio.

¹⁶ El Apéndice E, Sección 2.4, página 415 (de 1303), del Desal Amendment de California presenta una descripción respecto a cómo las especies representativas son seleccionadas.

6.2.2 Recolección de Datos

Una vez que las especies objetivo o representativas han sido identificadas, el siguiente paso en predecir los impactos derivados de la operación de un nuevo sistema de captación de agua consiste en recolectar datos de muestreos de campo. Para nuevos sistemas de captación de agua estos datos deben ser obtenidos mediante trabajo en terreno con el objeto de caracterizar las especies, en su distinta etapa de ciclo de vida, que podrían estar en riesgo de atrapamiento y arrastre por el sistema de captación.

La estrategia general que se utiliza para predecir el potencial impacto de un nuevo sistema de captación de agua requiere de la recolección no sólo de datos de la población de organismos en el cuerpo de agua, sino también del subconjunto de organismos que podrían considerarse en riesgo de atrapamiento y arrastre por el sistema de captación. Este proceso es efectivo para llegar a determinar apropiadamente los impactos potenciales derivados del arrastre de organismos en el nuevo sistema de captación, pero es menos efectivo para predecir los potenciales impactos de atrapamiento.

Por ejemplo, diversos estudios a escala piloto para caracterización de arrastre han sido desarrollados en California para sistemas de desalinización de agua (Tenera 2007, 2010a, 2010b, 2014). Estos estudios están diseñados para caracterizar la línea de base para identificar las especies, en distintas etapas de su desarrollo, que podrían estar en riesgo de arrastre (relativo al total de especies presentes en el cuerpo de agua).

Los antecedentes presentados en el Anexo 1 pueden ser utilizados para definir un estudio de caracterización de emplazamiento.

6.2.3 Predicción del Desempeño de la Tecnología Utilizada en el Sistema de Captación

Para evaluar el potencial impacto de atrapamiento y arrastre de nuevos sistemas de captación de agua (propuestos) se puede desarrollar una predicción teórica de la efectividad biológica del sistema de protección (mallas) propuesto. Estos estudios tienen dos objetivos:

1. Predecir la exclusión física de organismos, y
2. Predecir la tasa de sobrevivencia de organismos arrastrados y atrapados.

Para mallas pasivas¹⁷, que basan su funcionamiento en una baja velocidad de captación de agua¹⁸, se puede obtener una predicción del arrastre potencial de organismos evaluando qué organismos serán excluidos del sistema de captación, y comparando dicha predicción con la abundancia relativa de dichos organismos en el cuerpo de agua.

La relación entre el tamaño de los organismos y el tamaño de la apertura entre mallas en el sistema de captación de agua es un factor clave en determinar la exclusión física (Hogan, 2015). La dimensión limitante para definir si un organismo será excluido por el sistema de protección es el tamaño de la parte ósea de la cabeza (Head Capsule Depth – HCD) porque es el elemento del cuerpo no comprimible de mayor diámetro.

Para una malla específica (por ejemplo de 2 mm de separación), aquellas larvas caracterizadas por una mayor razón entre el diámetro de la parte ósea de la cabeza y su longitud, son excluidas a largos inferiores en comparación con aquellas larvas caracterizadas por una menor razón entre el diámetro de la parte ósea de la cabeza y su longitud (Figura 11).

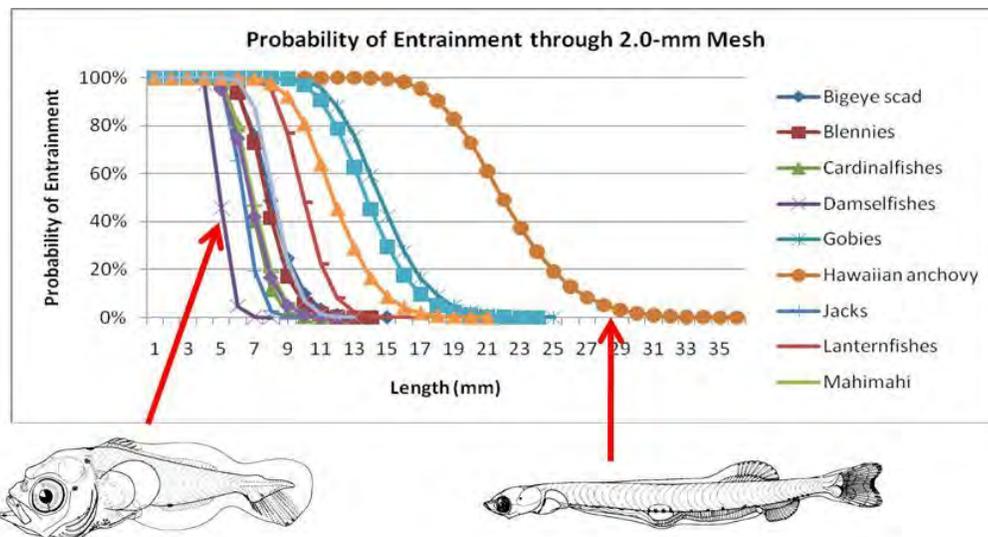


Figura 11: Probabilidad de arrastre en una malla pasiva de 2 mm según tipo de organismo. Fuente: HDR

De acuerdo a la experiencia de Alden Lab, la relación entre el diámetro de la parte ósea de la cabeza de las larvas y el largo de su cuerpo puede ser obtenida mediante dos alternativas (Ministerio de Energía 2015, Anexo 8):

¹⁷ Como por ejemplo las Mallas Cilíndricas con Alambre de Forma Trapezoidal o Triangular (Cylindrical wedgewire screens).

¹⁸ Ya sea velocidad en el primer punto de contacto o a través de la malla.

Alternativa 1

La primera alternativa consiste en utilizar mediciones reales. Para ello, la caracterización de las muestras de organismos, recolectadas durante el estudio de la línea de base, debería incluir mediciones morfométricas de los organismos o especies objetivo de manera de desarrollar una distribución de las medidas evaluadas (largo del cuerpo y diámetro de la parte ósea).

Por ejemplo, en evaluaciones realizadas para la central de generación de Salem, en el río Delaware en New Jersey, se realizaron regresiones utilizando el largo del cuerpo y el diámetro de la parte ósea de la cabeza para diversas especies utilizando muestras representativas de diversas clases de larvas (PSEG, 2002). Las siguientes figuras sintetizan el proceso de clasificación de organismos, identificación y medición.



Figura 12: Clasificación de organismos. Fuente: HDR

Identificación de Muestras de Ictioplancton



Figura 13: Identificación de muestras de ictioplancton. Fuente: HDR

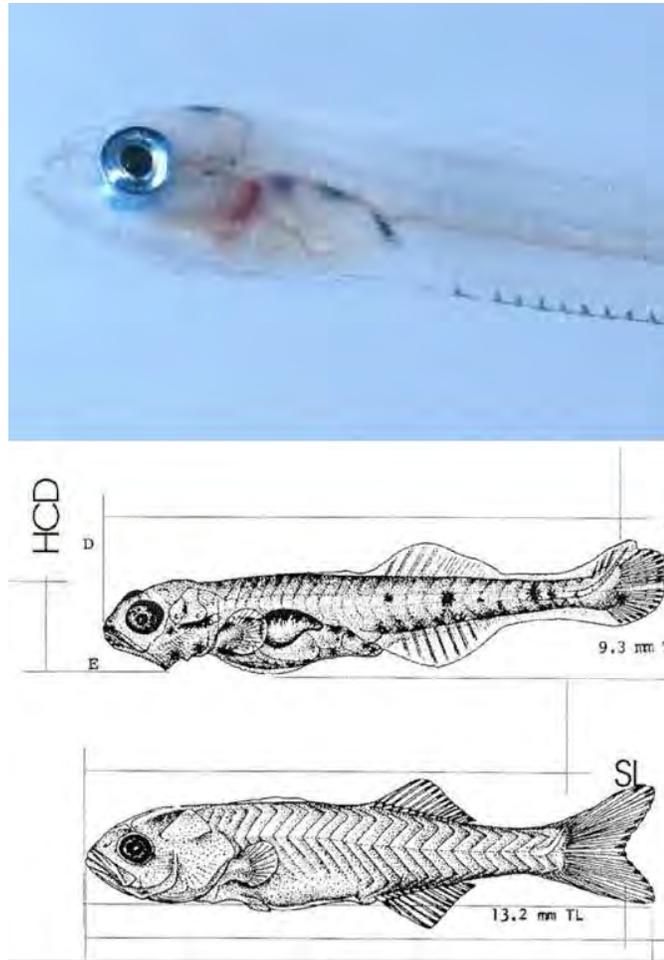


Figura 14: Mediciones morfológicas de muestras de larvas de peces. Fuente: HDR

Alternativa 2

La segunda alternativa se utiliza cuando no se dispone de mediciones empíricas. En este escenario la relación entre el diámetro de la parte ósea de la cabeza de la larva y su largo se puede obtener mediante otras fuentes de información como: estudios de línea de base de un sistema de captación de agua existente en la vecindad del emplazamiento que se desea evaluar; revistas científicas (Ditty, Shaw, & Fuiman, 2005); recursos on-line (ej: www.fishbase.org); e imágenes a escala (Wang & Kernehan, 1979), (Moser, 1996) y (Auer, 1982).

Con los datos mencionados anteriormente se obtienen, para cada especie de interés, regresiones que se utilizan para obtener una estimación de la relación entre el diámetro de la parte no comprimible de la cabeza para un organismo y su largo, como ejemplo se ilustra en la Tabla 4.

Tabla 4: Ecuaciones de regresión específicas para distintas especies utilizadas para estimar el diámetro de la parte ósea de la cabeza en función del largo del cuerpo de la especie. Fuente: Alden Lab, en Ministerio de Energía, 2015, Anexo 8.

Family	Common Name	Scientific Name	Regression Equation	R ² Value	Source
Sciaenidae	Queenfish	<i>Seriplus politus</i>	Depth = -0.0569 + (0.212 * Length)	0.942	MBC <i>et al.</i> 2010
Engraulidae	Northern Anchovy	<i>Engraulis mordax</i>	Depth = -0.0151 + (0.0845 * Length)	0.908	MBC <i>et al.</i> 2010
Atherinopsidae	Topsmelt	<i>Atherinops affinis</i>	HCD = -0.1572939 + 0.1361715 length	0.921	Scale-drawings
Clupeidae	Atlantic Menhaden	<i>Brevoortia tyrannus</i>	In HCD = -2.588 + 1.051 Length + (Length - 3.285)(0.645(SIGN(Length-3.285)))	0.315	PSEG 2002
Atherinopsidae	Atlantic Silverside	<i>Menidia menidia</i>	In HCD = -2.490 + 1.134 Length + (Length - 2.625)(0.121(SIGN(Length - 2.625)))	0.966	PSEG 2002
Pleuronectidae	Winter Flounder	<i>Pseudopleuronectes americanus</i>	HCD = 0.1777 * Length) + 0.0473	0.692	EPRI 2005
Sciaenidae	Weakfish	<i>Cynoscion regalis</i>	In HCD = -1.180+0.925Length+(Length-2.305)(-0.047(SIGN(Length-2.305)))	0.970	PSEG 2002
Moronidae	White Perch	<i>Morone americana</i>	In HCD = -1.937+1.094Length+(Length-2.720)(-0.144(SIGN(Length-2.720)))	0.964	PSEG 2002
Centrarchidae	Bluegill	<i>Lepomis macrochirus</i>	HCD = -0.4324962 + 0.2164779 Length	0.969	Scale-drawings
Sciaenidae	Atlantic Croaker	<i>Micropogonias undulatus</i>	In HCD = -1.427+0.979Length+(Length-2.726)(-0.174(SIGN(Length-2.727)))	0.982	PSEG 2002
Engraulidae	Bay Anchovy	<i>Anchoa mitchilli</i>	In HCD = -3.004+1.217Length+(Length-2.498)(0.523(SIGN(Length-2.498)))	0.953	PSEG 2002
Achiridae	Hogchoker	<i>Trinectes maculatus</i>	HCD = -0.4075561 + 0.3870033 length	0.914	Scale-drawings

El siguiente paso para determinar la exclusión de organismos es utilizar las regresiones mencionadas anteriormente y obtener la integral bajo la curva normal para una dimensión específica (largo) de una especie.

A modo de ejemplo, basado en la información de regresiones indicada en la Tabla 4, la Figura 15 presenta el arrastre estimado en una malla de 2,0 mm para diversas especies en Estados Unidos.

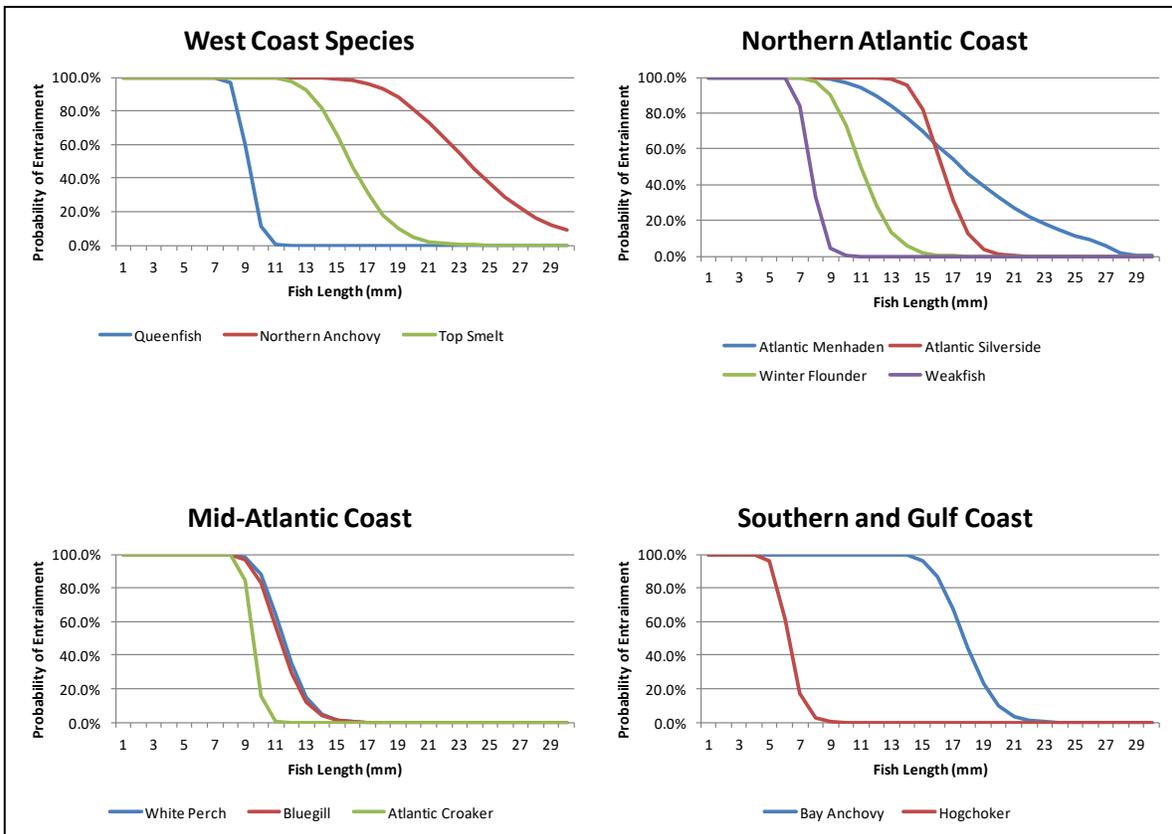


Figura 15: Arrastre estimado en una malla de 2,0 mm para distintas especies en Estados Unidos. Fuente: Alden Lab, en Ministerio de Energía, 2015, Anexo 8

El largo del cuerpo de las especies en un sitio específico tendrá, por lo tanto, un impacto significativo en la determinación del potencial de exclusión de una tecnología específica.

El paso final en la determinación de la efectividad de exclusión consiste en aplicar las eficiencias de exclusión (dependientes del largo) determinadas anteriormente (Figura 15) a la distribución específica de especies caracterizadas (por longitud) en el emplazamiento de interés. Si no se cuenta con una caracterización específica del largo de las especies presentes en el emplazamiento es posible asumir una distribución uniforme.

Mediante el método descrito se puede estimar la efectividad biológica de la malla de protección en función de caracterizaciones de organismos específicas del sitio de interés. La estimación específica indicada anteriormente es valiosa debido a que la distribución del tamaño de los organismos puede cambiar significativamente desde un lugar a otro. Es probable que en aquellos sitios donde los organismos susceptibles son más pequeños las tasas de arrastre de organismos sean mayores que en aquellos sitios donde los organismos susceptibles son de mayor tamaño.

Es común asumir que la tasa de mortalidad de los organismos arrastrados es 100%. No obstante, la tasa de sobrevivencia de organismos al arrastre es específica de cada proceso. Por ejemplo, en sistemas de desalinización y centrales termoeléctricas con sistema de enfriamiento cerrado mediante torres de enfriamiento, la tasa de mortalidad es 100%; pero en centrales termoeléctricas con sistemas de enfriamiento abierto se han encontrado tasas de sobrevivencia cercanas al 50%, lo que depende del proceso específico y los organismos afectados.

Para tecnologías de mallas de protección activas que cuentan con sistema de recolección y retorno de organismos atrapados (como por ejemplo mallas rotatorias), la tasa de sobrevivencia de los organismos atrapados, recolectados y retornados al cuerpo de agua también debe ser considerada, en conjunto con la métrica de exclusión física. En estos casos, mientras la estimación de la métrica de exclusión física se utiliza para determinar los efectos de arrastre de organismos, se requiere contar con datos para determinar la tasa de sobrevivencia de organismos atrapados y retornados al cuerpo de agua.

En Estados Unidos, se cuenta con información de tasas de sobrevivencia de diversas especies que comúnmente son atrapadas en las mallas de protección de los sistemas de captación de agua de plantas termoeléctricas (EPRI, 2003). En caso que los datos de un organismo específico no estén disponibles, se pueden utilizar datos de organismos sustitutos bajo el supuesto que dicho organismo tiene ciertas similitudes con el organismo que interesa evaluar.

La Tabla 5 presenta estimaciones de tasas de sobrevivencia a atrapamiento de juveniles y adultos de especies seleccionadas en Estados Unidos. La Tabla 6 presenta los datos estimados para larvas.

Cuando la velocidad de captación de agua es menor o igual a 15 cm/seg, se asume mortalidad por atrapamiento igual a cero.

Tabla 5: Tasa de sobrevivencia post-atrapamiento en mallas rotatorias con sistema de retorno de peces (Modified Traveling Water Screens), número de organismos utilizados para estimar la tasa de sobrevivencia post-atrapamiento, y rango de tasa de sobrevivencia observado. Fuente: Alden Lab, en Ministerio de Energía, 2015, Anexo 8

Region	Common Name	Surrogate	N	Range	Weighted Mean	Normal Approximation (\pm 95% CI)	
						Lower	Upper
West Coast	Queenfish	Atlantic croaker	40,624	49.5 - 99.0%	77.0%	76.6%	77.5%
	Northern Anchovy	Bay anchovy	21,435	0.0 - 94.0%	32.1%	31.5%	32.8%
	Topsmelt	Atlantic silverside	1,290	0.0 - 99.1%	85.7%	83.8%	87.7%
Northeastern Coastal	Winter Flounder	Not used	383	0.0-97.2%	96.9%	95.0%	98.7%
	Blue Crab	Not used	59,743	85.4 - 100.0%	96.7%	96.5%	96.8%
	Weakfish	Not used	33,131	39.1 - 100.0%	59.7%	59.2%	60.2%
	White Perch	Not used	38,228	30.0 - 100.0%	83.6%	83.3%	84.0%
	Blue Crab	Not used	59,743	85.4 - 100.0%	96.7%	96.5%	96.8%
Mid-Atlantic Coastal	Bluegill	<i>Lepomis</i> sp.	2,011	54.0 - 100.0%	95.9%	95.0%	96.8%
	Gizzard Shad	Not used	5,323	0.4 - 100.0%	81.0%	80.0%	82.1%
	Atlantic Croaker	Not used	40,624	49.5 - 99.0%	76.1%	76.6%	77.5%
	White Shrimp	Penaeid shrimp	3,076	33.3 - 100.0%	90.6%	89.6%	91.7%
	Blue Crab	Not used	59,743	85.4 - 100.0%	96.7%	96.5%	96.8%
Southern Coastal and Gulf	Pink Shrimp	Penaeid shrimp	3,076	33.3 - 100.0%	90.6%	89.6%	91.7%
	Bay Anchovy	Not used	21,435	0.0 - 93.8%	32.1%	31.5%	32.8%
	Hogchoker	Not used	8,032	83.7 - 100.0%	94.2%	93.7%	94.7%

Tabla 6: Tasa estimada de sobrevivencia a atrapamiento observada en larvas en mallas (finas) rotatorias con sistema de retorno de peces (Modified Traveling Water Screens). Fuente: Alden Lab, en Ministerio de Energía, 2015, Anexo 8.

Common Name	Scientific Name	BPJ Larval Survival Estimate
Queenfish	<i>Seriplus politus</i>	20%
Northern Anchovy	<i>Engraulis mordax</i>	0%
Topsmelt	<i>Atherinops affinis</i>	20%
Atlantic Menhaden	<i>Brevoortia tyrannus</i>	1%
Atlantic Silverside	<i>Menidia menidia</i>	23%
Winter Flounder	<i>Pseudopleuronectes americanus</i>	9%
Weakfish	<i>Cynoscion regalis</i>	14%
White Perch	<i>Morone americana</i>	23%
Bluegill	<i>Lepomis macrochirus</i>	80%
Gizzard Shad	<i>Dorosoma cepedianum</i>	0%
Atlantic Croaker	<i>Micropogonias undulatus</i>	21%
Bay Anchovy	<i>Anchoa mitchilli</i>	0%
Hogchoker	<i>Trinectes maculatus</i>	46%

7 METODOLOGÍAS PARA ESTIMAR EL IMPACTO POR SUCCIÓN

La versión promulgada de la norma 316(b) prescribe tecnologías (entre otras opciones) para reducir el impacto de atrapamiento. Por su parte, para evaluar el impacto por arrastre, si el flujo de agua retirado supera los 19.715 m³/hora (125 MGD), el dueño de la instalación o proyecto debe realizar estudios de campo para documentar las especies (tipo de organismos y cantidad por etapa de ciclo de vida) afectadas o potencialmente afectadas. Los operadores o promotores de dichas instalaciones también deben realizar análisis de tipo costo beneficio para demostrar que la localización, diseño, construcción y capacidad de sistemas de captación de agua para enfriamiento refleje la mejor tecnología disponible para minimizar impactos por arrastre; para ello se debe comparar el costo social de la reducción de arrastre con su beneficio económico.

A continuación, se presentan los principales aspectos relacionados a las metodologías para estimar el impacto por succión que posteriormente pueden ser utilizadas para realizar el tipo de análisis costo beneficio necesario (EPRI, 2006).

7.1 Estimación de Pérdida de Adulto Equivalente y “Fecundity Hindcast”

La metodología de estimación de pérdida de adulto equivalente se utiliza para obtener una de las métricas recomendadas en el contexto de aplicación de la norma 316(b) de la US EPA (40 CFR Parts 122 and 125, p.48402). El método cumple la función de referenciar las pérdidas de individuos – en etapas tempranas de su ciclo de vida – a una edad equivalente específica dentro de su ciclo de vida, por ejemplo: un año (EPRI, 2005).

La estimación de pérdida de adulto equivalente es importante porque, bajo el contexto en que la mortalidad de organismos aumenta significativamente en etapas tempranas de su ciclo de vida, permite evaluar distintas alternativas de diseño del sistema de captación bajo una métrica común. Por ejemplo, la Tabla 7 presenta la evaluación de cuatro alternativas de sistemas de captación para una planta dada (evaluación base y tres alternativas). Para cada una de las alternativas se presenta la estimación de individuos afectados por etapa de ciclo de vida. Bajo una evaluación de contabilización simple de organismos, se podría inferir que la mejor alternativa de diseño corresponde a la opción número 2. No obstante, al aplicar la metodología de pérdida de adulto equivalente, por ejemplo a una edad de 4 años, se puede concluir que la mejor opción de diseño correspondería a la opción 3 (Tabla 8).

Tabla 7: Evaluación de alternativas de sistema de captación en función de contabilización de pérdidas de individuos.
Fuente: HDR

LIFE TABLE			Pérdidas				
Etapa	t (días)	Zd	Alternativa				
Caso Base	1	2	3				
Egg	2	1.5500	50,000	60,000	40,000	90,000	
YSL	5	0.2500	12,300	15,000	12,500	12,600	
PYSL	30	0.0500	57,000	56,000	56,000	55,000	
YOY	180	0.0100	14,500	14,000	14,000	13,500	
1+	365	0.0025	1,500	1,400	1,400	1,100	
2+	365	0.0010	650	600	600	500	
3+	365	0.0010	80	70	70	60	
4+	365	0.0010	10	5	5	4	
Pérdidas Totales			136,040	147,075	124,575	172,764	
Adulto a 4+							
% de Reducción				-8.1%	8.4%	-27.0%	

Mejor Opción ?

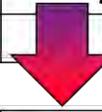


Tabla 8: Evaluación de alternativas de sistema de captación en función de contabilización de pérdidas equivalente de individuos. Fuente: HDR

LIFE TABLE			Pérdidas				
Etapa	t (días)	Zd	Alternativa				
Caso Base	1	2	3				
Egg	2	1.5500	50,000	60,000	40,000	90,000	
YSL	5	0.2500	12,300	15,000	12,500	12,600	
PYSL	30	0.0500	57,000	56,000	56,000	55,000	
YOY	180	0.0100	14,500	14,000	14,000	13,500	
1+	365	0.0025	1,500	1,400	1,400	1,100	
2+	365	0.0010	650	600	600	500	
3+	365	0.0010	80	70	70	60	
4+	365	0.0010	10	5	5	4	
Pérdidas Totales			136,040	147,075	124,575	172,764	
Adulto a 4+			1,569	1,497	1,490	1,358	
% de Reducción				4.6%	5.0%	13.5%	

Mejor Opción !



Para una parte importante de los sistemas de captación de agua, el uso del modelo de estimación de pérdida de adulto equivalente puede ser todo lo que se requiera para comparar el nivel de pérdidas de individuos en el sistema de captación con niveles aceptables de pesca comercial o recreacional (Dey, 2002).

El método fecundity hindcast utiliza el mismo principio que el modelo de pérdida de adulto equivalente, pero resultado del modelo corresponde al número equivalente de hembras requerido para reemplazar el número de huevos perdidos. La Figura 16 presenta una comparación visual de ambos métodos.

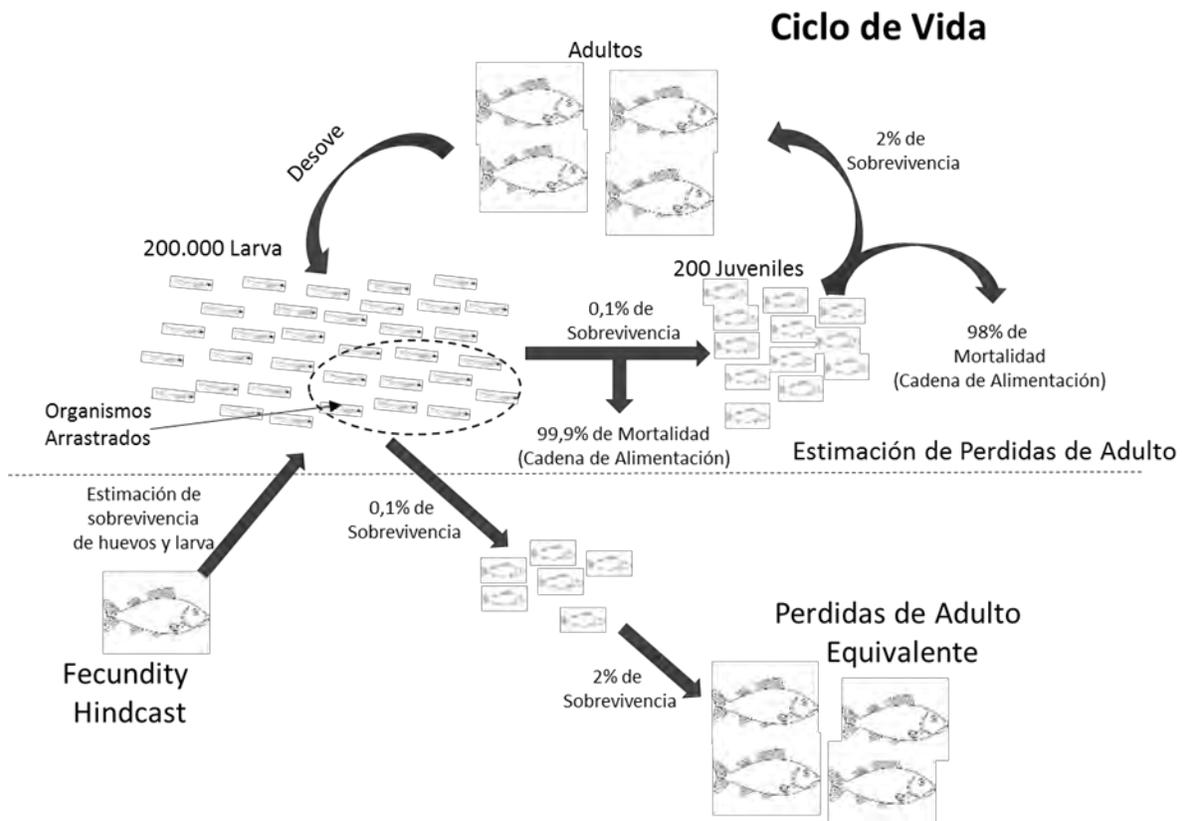


Figura 16: Comparación visual del método de estimación de pérdida de adulto equivalente y fecundity hindcast.
Fuente: Elaboración propia basada en figura de California Desalination Amend

Mientras ciertos grupos de interés indican que los métodos demográficos como la estimación de pérdida de adulto equivalente corresponde al mejor procedimiento para evaluar impacto por succión y realizar definiciones de gestión, otros grupos de interés indican que la evaluación de riesgo ecológico debería estar basada en evaluaciones a nivel de población o comunidad (EPRI, 2005). Una de las ventajas distintivas del método de estimación de pérdida de adulto equivalente es su simplicidad – el valor estimado de individuos perdidos puede ser puesto fácilmente en contexto de gestión medioambiental y de recurso pesquero.

El modelo de pérdida de adulto equivalente es altamente dependiente de dos tipos de información:

1. La estimación del número de organismos arrastrados y atrapados
2. Parámetros que caracterizan los ciclos de vida de los organismos de interés desde la etapa en que son arrastrados o atrapados hasta la etapa de equivalencia evaluada (ej: 1 año). En particular:
 - Tasas de mortalidad
 - Duración estimada de cada etapa del ciclo de vida

Se debe tener precaución en recolectar y compilar la información indicada anteriormente. Los factores a considerar en el levantamiento de datos de arrastre y atrapamiento son: el diseño del proceso de muestreo, la selección de los puntos donde se realizará el muestreo, la eficiencia en la recolección de muestras, el tamaño de la malla con que se realiza la muestra u otros equipos, los procedimientos para procesar las muestras y datos (Fish and Wildlife Service, 1978). Por su parte, entre los factores a considerar en el desarrollo de tablas con parámetros que caracterizan los ciclos de vida de los organismos de interés se tiene la verificación de una población estable de organismos (población en equilibrio), y el asegurar que los parámetros cumplen con reglas o expectativas generales tales como que las tasas de mortalidad disminuyan con la edad.

Para la aplicación del modelo de pérdida de adulto equivalente se utiliza la siguiente expresión:

$$EqA_{k, 1 \text{ año}} = \sum_{\text{etapa } j}^{1 \text{ año}} L_j * S_{j,1}$$

Donde:

$EqA_{1 \text{ año}}$: Número total de individuos tipo k , equivalentes a 1 año, derivados de pérdidas contabilizadas para todas las edades (o etapas de ciclo de vida).

L_j : Número de individuos perdidos durante la etapa del ciclo de vida j .

$S_{j,1}$: Tasa acumulada de sobrevivencia para individuos desde la etapa del ciclo de vida j hasta la edad de 1 año. Definida por:

$$S_{j,1} = S_j^* * \prod_{i=j+1}^{j_{max}} S_i$$

- S_i : Tasa de sobrevivencia para individuos desde la etapa i a i+1.
 S_j^* : Tasa de sobrevivencia ajustada en la etapa de ciclo de vida (i).
 Detalles en siguiente sección.
 j_{max} : La etapa de ciclo de vida del individuo inmediatamente anterior al año 1.

La Figura 17 sintetiza el modelo conceptual para la aplicación de la metodología de estimación de pérdida de adulto equivalente (sección superior de la imagen) y fecundity hindcast (sección inferior de la imagen). Como se ha indicado anteriormente, el modelo de fecundity hindcast es muy similar al modelo de estimación de pérdida de adulto equivalente, pero opera en modo inverso. Es decir, el modelo de estimación de pérdida de adulto equivalente utiliza tasas de sobrevivencia específica para cada etapa del ciclo de vida de los organismos de interés para predecir el número de organismos que sobrevivirían hasta una cierta edad (ej: 1 año); en cambio, el modelo de fecundity hindcast utiliza tasas de sobrevivencia de organismos desde la etapa de huevo hasta la etapa en que son atrapados o perdidos.

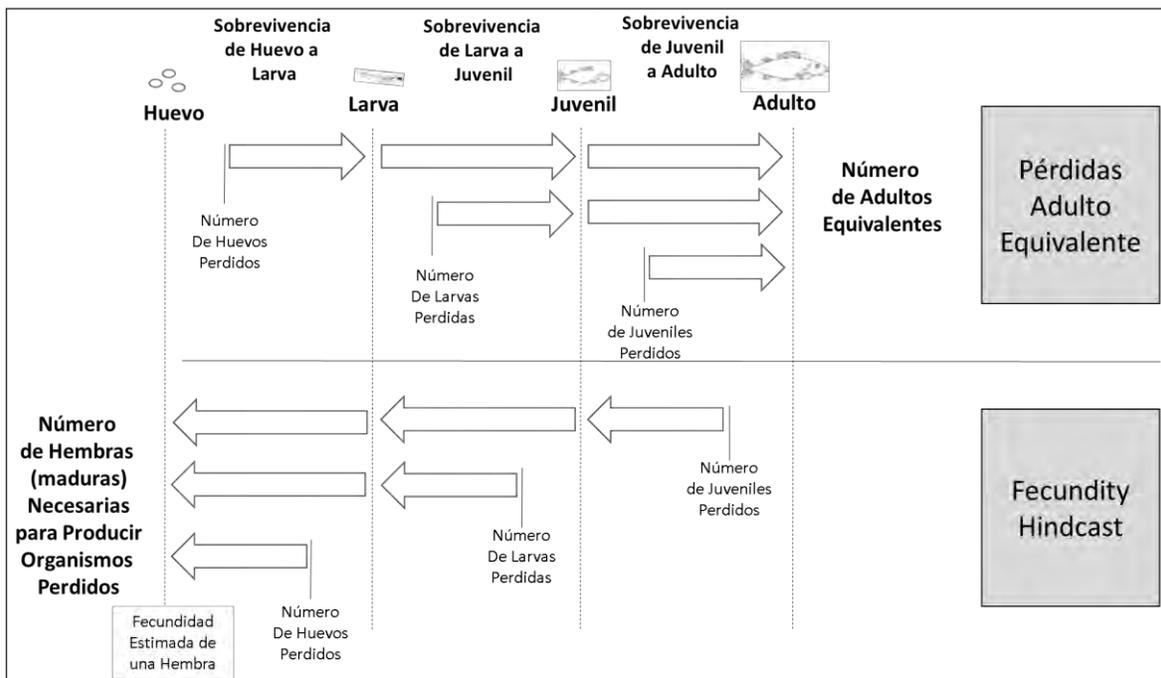


Figura 17: Modelo conceptual para el método de estimación de pérdida de adulto equivalente (sección superior) y fecundity hindcast (sección inferior). Fuente: Adaptada de HDR

Al utilizar el modelo de estimación de pérdida de adulto equivalente generalmente se tienen los siguientes supuestos:

- La población de especies evaluadas está en equilibrio.
- Los parámetros que caracterizan el ciclo de vida de los organismos, obtenidos de la literatura, son representativos de la población de organismos analizados en el año en que se realiza la evaluación y en el lugar donde se encuentra el sistema de captación de agua industrial evaluado.
- Si se utilizan valores de tasa de sobrevivencia obtenidos de la literatura, basados en una observación, se asume que los valores de tasa de sobrevivencia son constantes a través del tiempo.
- No se contabilizan efectos de compensación debido a la mortalidad por atrapamiento (Rose, Cowan, Winemiller, Myers, & Hilborn, 2001) (EPRI, 2002).
- Las tasas de sobrevivencia utilizadas en los cálculos son representativas del organismo en la etapa de interés (huevo, larva o adulto).

7.1.1 Datos, Requerimientos de Medición y Resultados

Tanto el modelo de estimación de pérdida adulto equivalente como el modelo fecundity hindcast requieren parámetros mínimos que caracterizan el ciclo de vida de organismos como datos de entrada para realizar una evaluación. Dichos datos pueden estar disponibles para especies de valor comercial o recreacional dado que la gestión de la población de dichas especies requiere de la misma información. Por ejemplo, la EPRI ha compilado tasas de crecimiento y mortalidad específicas para distintas especies comúnmente atrapadas y arrastradas en centrales termoeléctricas en Estados Unidos (EPRI, 2012b).

La experiencia de aplicación en Estados Unidos indica que una vez que se levanta información característica de una especie en una zona, esta información puede ser utilizada de manera directa en la evaluación de otros sistemas de captación de agua en la misma región.

No obstante, la falta disponibilidad de parámetros para caracterizar a organismos en distintas etapas de su ciclo de vida puede ser un factor que limite la aplicación del método de estimación de pérdida de adulto equivalente o fecundity hindcast en procesos de evaluación de impacto ambiental o en la evaluación de costo beneficio de alternativas tecnológicas para proteger los sistemas de captación de agua. Generalmente es posible identificar organismos sustitutos caracterizados apropiadamente que permitan suplir la falta de información para una especie específica; no obstante, la falta de información es difícil de suplir para especies protegidas o raras.

Para determinar las pérdidas equivalentes o fecundity hindcast, se requiere la siguiente información (Dey, 2002).:

- Estimaciones de pérdidas por atrapamiento y arrastre de organismos: Contabilización de muestras de organismos atrapados y arrastrados, extrapoladas a pérdidas anuales basadas en el flujo de agua succionado por la instalación industrial. En términos generales este cálculo se realiza de la siguiente forma:

$$L_i = \sum_{s=1}^t \left[\frac{D_{s,j} * FA_s}{ER_{s,j}} * M_{s,j} \right]$$

Donde:

L_j : Número estimado de individuos perdidos durante la etapa del ciclo de vida j .

$D_{s,j}$: Densidad de organismos arrastrados o atrapados durante la etapa del ciclo de vida j , durante el periodo de muestreo s .

$ER_{s,j}$: Eficiencia de recolección de organismos arrastrados o atrapados durante la etapa del ciclo de vida j , durante el periodo de muestreo s .

$M_{s,j}$: Mortalidad de organismos arrastrados y atrapados en la instalación industrial en la etapa del ciclo de vida j , durante el periodo de muestreo s .

FA_s : Flujo de agua en el sistema de captación de la planta en el periodo de muestreo s .

t : número total de periodos de muestreo s en el periodo de evaluación.

- Tasas de sobrevivencia o mortalidad específicas de cada organismo en distintas edades o etapas de su ciclo de vida para estimar la fracción de peces que se espera que sobrevivan desde la edad/etapa en que son atrapados y arrastrados hasta la edad o etapa en que se calcula la equivalencia.

La tasa de mortalidad se refiere a la probabilidad de muerte de un individuo. Las tasas de mortalidad generalmente se refieren a tasas instantáneas. La tasa de mortalidad instantánea total combina el efecto de mortalidad tanto debido a la pesca como a factores naturales (Ricker, 1975). Por lo tanto, se tiene:

$$Z_i = F_i + M_i$$

Donde Z_i representa la tasa de mortalidad instantánea total para una especie en determinada etapa de su ciclo de vida (i) (tasa de mortalidad diaria); F_i representa la

mortalidad instantánea de un organismo en la etapa (i) de su ciclo de vida debido a pesca; y M_i es la tasa instantánea de mortalidad natural de un organismo en la etapa (i) de su ciclo de vida. Para especies o organismos en ciclo de vida específicos que no son objetos de pesca, F_i es cero.

Cuando la tasa de mortalidad es constante, el número de individuos vivos puede representarse como una función exponencial en función del tiempo, de modo de:

$$S_i = e^{-Z_i * t_i}$$

Donde S_i es la sobrevivencia de un organismo en la etapa de ciclo de vida (i), y t_i es la duración (en días) de la etapa de ciclo de vida (i).

Para especies de valor comercial o recreacional, estimaciones de tasas de mortalidad específicas para especies en distintas etapas de su ciclo de vida o edad, particularmente para las etapas más adultas, generalmente están disponibles en la literatura científica.

No obstante, es común que no se cuente con tasas de mortalidad para todas las edades o ciclos de vida de los organismos de interés. En este caso, depende del profesional que realiza la evaluación el seleccionar una tasa de mortalidad apropiada. Para ello, generalmente se utiliza una tabla que sintetiza los parámetros de dinámica poblacional de una especie o tabla de vida (*life table*) (Krebs, 1985). Una tabla de vida también integra todos los parámetros para representar su efecto en la dinámica de la población (generalmente se asume que la población está en equilibrio). Un aspecto relevante es que la tabla de vida esté balanceada.

- Distribución por edad o etapa del ciclo de vida de los organismos arrastrados y atrapados. Es importante determinar la edad de los organismos perdidos debido a atrapamiento y arrastre; particularmente para organismos en etapas larvales con altas tasas de mortalidad natural ya que la estimación de pérdidas equivalentes puede ser muy distinta si las larvas evaluadas están a un comienzo de dicha etapa de desarrollo, en la mitad o en el final.

Se han utilizado tres alternativas metodológicas para determinar la edad de un organismo dentro de una etapa específica de su ciclo de vida. 1) Análisis Otolith para determinar las edades reales de los organismos evaluados; no estante este método tiene altos requerimientos de capital humano y no es utilizado en la práctica; 2) Análisis de distribución de la longitud de los organismos para una etapa específica

de ciclo de vida¹⁹; y 3) Se puede asumir que todos los individuos dentro de una etapa de su ciclo de vida son igualmente vulnerables, por lo que se puede determinar la mediana de la edad de los organismos que mueren dentro de una etapa o ciclo de vida²⁰.

La mediana de la edad indicada anteriormente es función de la tasa de mortalidad dentro de una etapa y se determina de la siguiente forma:

$$me_i = \frac{\ln 2 - \ln(1 + e^{-Z_i * t_i})}{Z_i}$$

En donde me_i corresponde a la mediana de la edad de los organismos en la etapa del ciclo de vida (i) que mueren, t_i es la duración de la etapa del ciclo de vida (i), y Z_i representa la tasa de mortalidad instantánea total para una especie en determinada etapa de su ciclo de vida (i).

Independiente del método utilizado para estimar la edad de los individuos dentro de una etapa de su ciclo de vida, para efectos de determinar las pérdidas equivalentes, se asume que los individuos atrapados o arrastrados son expuestos a su tasa de mortalidad correspondiente sólo desde la edad estimada para el individuo hasta el final de la etapa del ciclo de vida respectivo, es decir, $t_i - me_i$.

Cuando se asume que todos los individuos dentro de una etapa de su ciclo de vida son igualmente vulnerables, por lo que se determina la mediana de la edad de los organismos que mueren dentro de una etapa o ciclo de vida, se determina la tasa de sobrevivencia ajustada, S_i^* , en la etapa de ciclo de vida (i) de acuerdo a²¹:

$$S_i^* = e^{-Z_i * (t_i - me_i)}$$

¹⁹ La edad representativa se obtiene dividiendo el largo promedio de las larvas arrastradas – menos el largo al nacer – por la tasa de crecimiento de la larva, que puede ser obtenida de la literatura.

²⁰ La mediana de la edad de los organismos que mueren se define como el tiempo requerido para que el 50% de los organismos que se espera que mueran en la etapa correspondiente de su ciclo de vida, desaparezcan de la población.

²¹ Es posible utilizar expresiones de mayor complejidad para determinar las tasas de sobrevivencia ajustadas (Dreas Nielsen & Ginn, 2005), no obstante, se debe tener presente que:

- Estos métodos no han sido utilizados por la US EPA en el proceso de definición de la norma 316(b).
- En algunos casos, se requiere conocer tanto la tasa de mortalidad natural como la tasa de mortalidad por arrastre. En parte importante de los casos, no se tiene certeza de la tasa de mortalidad por arrastre, lo que utilizar un supuesto agrega más incertidumbre a la evaluación y complejiza el entendimiento de los resultados por distintos grupos de interés (técnicos y no técnicos).

$$S_i^* = 2 * S_i * e^{-\ln(1+S_i)}$$

- Estimación de la duración de cada etapa del ciclo de vida de los organismos arrastrados y atrapados. Para los efectos de determinar las pérdidas de adulto equivalente se utilizan duraciones promedio para las distintas etapas del ciclo de vida de una especie específica.

El resultado del modelo de pérdida de adulto equivalente o fecundity hindcast es simple de transmitir a un grupo ampliado y diverso de grupos de interés (científicos, reguladores, economistas, y personas no técnicas). La ventaja de estos modelos radica no sólo en su simplicidad de aplicación, sino también en que su resultado (número de individuos adultos perdidos) puede ser fácilmente utilizado en análisis de costo-beneficio de diversas opciones de protección o selección de emplazamiento del sistema de captación. Adicionalmente, como herramienta de trabajo no se requiere más que una planilla Excel simple.

Los datos y muestras requeridas para evaluar un nuevo sistema de captación de agua (propuesto) fueron descritos en la Sección 6 y consisten principalmente es estimaciones de atrapamiento y arrastre por especie y edad. Debido a que las muestras directas de atrapamiento y arrastre no son factibles de obtener para una instalación nueva planificada (o aún no operativa), las estimaciones de atrapamiento y arrastre deben ser obtenidas mediante otras fuentes de información.

Las estimaciones de atrapamiento específicas para el emplazamiento de interés de un nuevo sistema de captación pueden ser desarrolladas mediante la toma de muestras con redes de arrastre o redes de enmalle en el cuerpo de agua en la vecindad planificada para su emplazamiento. De manera alternativa, en caso de estar disponible, se pueden utilizar datos provenientes de una instalación industrial existente en la vecindad del emplazamiento de interés.

Una vez que se dispone de estimaciones de la densidad de atrapamiento y densidad de arrastre para especies objetivo o representativas, la estimación total de organismos afectados por el nuevo sistema de captación de agua se obtiene multiplicando dichas densidades por el flujo de agua proyectado.

El método de pérdida de adulto equivalente se aplica sobre la estimación total de organismos afectados de la misma forma tanto para una instalación nueva, como para una existente.

7.1.2 Caso de Estudio – Aplicación de Modelo de Pérdida de Adulto Equivalente

El método de estimación de pérdida de adulto equivalente ha sido aplicado en diversos estudios asociados a la norma 316(b) en Estados Unidos. Uno de los estudios más detallados y completos que involucran la aplicación de la metodología de estimación de pérdida de adulto equivalente se desarrolló en la Central Nuclear de Salem ubicada en el estuario Delaware en New Jersey. La instalación tiene dos unidades de generación que de manera combinada requieren un flujo de agua para enfriamiento de 3 billones de galones por día (473.176 m³/hora).

Debido al importante requerimiento de flujo de agua para enfriamiento y su emplazamiento en uno de los estuarios más productivos en el centro de la costa del Atlántico de Estados Unidos, los estudios realizados para la obtención de los permisos fueron tratados con una atención especial por parte de autoridades estatales, federales y distintos grupos de interés. El dueño y operador de la instalación (PSEG) ha sido proactivo en el desarrollo y aplicación de técnicas de modelamiento y análisis que se encuentran en el estado del arte no solo para investigar la magnitud del impacto por atrapamiento y arrastre en ecosistema acuático, sino también para evaluar diversas tecnologías para minimizar los impactos de la central.

El modelo de estimación de pérdida de adulto equivalente es una de las herramientas de análisis que ha tenido un rol importante en los estudios asociados a la norma 316(b) realizados en la central de Salem desde su inicio en los años 80. Se han desarrollado estimaciones anuales de atrapamiento y arrastre en base a muestras realizadas en los sistemas de captación de agua de la central durante más de 30 años. La estimación de pérdida de adulto equivalente ha sido utilizada para evaluar los beneficios que se podrían obtener mediante la adopción de 1) medidas operacionales, por ejemplo, la reducción de flujo de agua captado y la programación de mantenimiento anual; y 2) la instalación de nuevas tecnologías de protección del sistema de captación de agua y de enfriamiento, como por ejemplo nuevas mallas o un sistema de enfriamiento cerrado mediante torres de enfriamiento.

Durante los años en que se han realizado estudios en la Central de Salem, el número de especies objetivas o representativas evaluadas se ha incrementado a quince (15).

El primer paso que se desarrolló para la aplicación del modelo de estimación de pérdida de adulto equivalente fue utilizar los datos de densidad de atrapamiento y densidad de arrastre, obtenidos mediante muestras tomadas en el sistema de captación, para determinar el número de especies objetivo o representativas, y, para cada especie, el número de organismos afectados.

La evaluación consideró estimaciones de la proporción de los organismos arrastrados y atrapados que podrían sobrevivir a su paso por el sistema de enfriamiento de la central (tasas de sobrevivencia a atrapamiento y arrastre).

El siguiente paso en la aplicación de la metodología consistió en la determinación de parámetros característicos de los ciclos de vida de los organismos de interés (datos de dinámica poblacional) que estén validados desde el punto de vista científico.

Los datos de dinámica poblacional generalmente son derivados de publicaciones científicas que presentan información sobre tasas de mortalidad / sobrevivencia para distintas edades o etapas de ciclo de vida del organismo – junto a la duración de cada etapa. Es crítico que los parámetros de dinámica poblacional consideren en una población en equilibrio.

Se utilizó el modelo de estimación de pérdida de adulto equivalente para comparar diversas condiciones de operación y diseño. Para ello, se obtuvo la diferencia entre la estimación de pérdidas de organismos en la condición vigente de la central al momento de realizar el análisis, y la estimación de pérdida de organismos en el estado particular que se deseaba evaluar. El resultado de esta diferencia representa la estimación de la reducción de pérdida de peces producto de la implementación de la opción de gestión o diseño evaluada (medida de beneficio).

Posteriormente, la estimación del número de organismos rescatados fue utilizada en el modelo de pérdida de adulto equivalente para estimar el número de peces rescatados que habrían sobrevivido (hasta 1 año) y estarían disponibles para pesca comercial o fines recreacionales.

Multiplicando las estimaciones indicadas anteriormente por el peso estimado de cada unidad adulta se obtiene la evaluación del valor económico que se podría obtener por la implementación de las alternativas evaluadas.

Luego, se comparó la estimación de beneficios de cada alternativa con el costo de implementación de cada una de ellas para determinar su justificación económica.

Hasta el día de hoy, los estudios realizados en la central de Salem no han encontrado una alternativa a la condición de diseño y operación vigente que pueda ser justificada económicamente. No obstante, a mediados de los años 90 se reemplazó las mallas giratorias convencionales que protegían el sistema de captación de agua de la central por mallas giratorias amigables con los peces, lo que incrementó sustancialmente la tasa de sobrevivencia de los organismos atrapados.

La aplicación de la metodología de estimación de pérdida de adulto equivalente se sintetiza en los siguientes pasos:

1. Se formó un grupo consultivo técnico, el que desarrolló una lista de especies objetivo o representativas a evaluar. Para seleccionar las especies de interés se realizó una consulta a autoridades regulatorias y grupos de interés asociados al proyecto.
2. Desde 1978 se desarrolló, anualmente, en las instalaciones de la central de Salem un proceso de toma de muestras de atrapamiento y arrastre. Durante el desarrollo de los estudios se midió la densidad de arrastre dos veces al mes, durante los meses en que ocurre arrastre. Además, se contabilizó el número de organismos atrapados en las mallas giratorias durante periodos de muestreo especificados para cada mes.
3. Se obtuvo el número total de organismos afectados / perdidos. Dependiendo del escenario que se desee evaluar, la información recolectada de las muestras de atrapamiento y arrastre fue escalada (extrapolada) multiplicando las densidades muestreadas por el flujo de agua real en el sistema de captación o el flujo de diseño.
4. Se aplicó el modelo de estimación de pérdida de adulto equivalente utilizando las estimaciones de pérdidas por atrapamiento y arrastre en diversos escenarios o condiciones de la central.

$$EqA_{k, 1 \text{ año}} = \sum_{\text{etapa } j}^{1 \text{ año}} L_j * S_{j,1}$$

Donde:

$EqA_{1 \text{ año}}$: Número total de individuos tipo k , equivalentes a 1 año, derivados de pérdidas contabilizadas para todas las edades (o etapas de ciclo de vida).

L_j : Número de individuos perdidos durante la etapa del ciclo de vida j .

$S_{j,1}$: Tasa acumulada de sobrevivencia para individuos desde la etapa del ciclo de vida j hasta la edad de 1 año.

Notas:

* Se asume que la tasa de sobrevivencia de huevos y larvas se contabiliza desde la edad promedio de los individuos en la etapa respectiva.

** El modelo proporciona una evaluación conservadora ya que no incorpora compensación.

- Como se indica en la ecuación del cuadro anterior, las tasas de sobrevivencia de los organismos desde la etapa en que son afectados por el sistema de succión hasta adulto (equivalente a 1 año) son parámetros muy importantes en la aplicación de la metodología de pérdida de adulto equivalente. Estas tasas de sobrevivencia son desarrolladas utilizando tablas que caracterizan el ciclo de vida de las especies de interés, obteniendo parámetros de la literatura científica.

Como se muestra en el ejemplo de la tabla siguiente, un aspecto importante de la tabla es que debe ser consistente con una población en equilibrio, es decir, la tabla de vida debe estar balanceada.

Tabla 9: Ejemplo de una tabla de vida que parametriza las características de dinámica población de un organismo de interés. Fuente: HDR

Stage	Duration	Start		End	Weight (g)	Daily Instantaneous Natural Mortality Rates			Survival	Start N(t)	End N(t)	% Mature	% Female	Fecundity	Total Eggs
		FL (mm)	FL (mm)			M	F	Z							
Egg	3.6		3.5			0.151000	0.000000	0.151000	0.580654	1,000,000,000	580,654,130	0.0%	50.0%	0	0
YSL	12.4	3.5	8			0.267000	0.000000	0.267000	0.036499	580,654,130	21,193,343	0.0%	50.0%	1	0
PYSL	32.9	8.0	20.0			0.066500	0.000000	0.066500	0.112500	21,193,343	2,384,246	0.0%	50.0%	13	0
YOY	316.1	20.0	77.2		2.17	0.008140	0.000000	0.008140	0.076270	2,384,246	181,847	0.0%	50.0%	862	0
1	365	77.2	145.1		20.07	0.002839	0.000000	0.002839	0.354781	181,847	64,516	0.0%	50.0%	12,910	0
2	365	145.1	190.5		63.03	0.002839	0.000000	0.002839	0.354781	64,516	22,889	0.0%	50.0%	48,414	0
3	365	190.5	220.8		119.72	0.002839	0.000000	0.002839	0.354781	22,889	8,121	50.0%	50.0%	92,853	359,916,408
4	365	220.8	241.0		175.24	0.002839	0.000000	0.002839	0.354781	8,121	2,881	100.0%	50.0%	134,364	369,555,005
5	365	241.0	254.4		221.89	0.002839	0.000000	0.002839	0.354781	2,881	1,022	100.0%	50.0%	168,040	163,972,046
6	365	254.4	263.4		257.80	0.002839	0.000000	0.002839	0.354781	1,022	363	100.0%	50.0%	193,320	66,926,181
7	365	263.4	269.4		284.05	0.002839	0.000000	0.002839	0.354781	363	129	100.0%	50.0%	211,448	25,970,632
8	365	269.4	273.4		302.64	0.002839	0.000000	0.002839	0.354781	129	46	100.0%	50.0%	224,084	9,764,518
9	365	273.4	278.1		315.52	0.002839	0.000000	0.002839	0.354781	46	16	100.0%	50.0%	232,736	3,598,029
Total Eggs															999,702,818
ratio															1.000

Life stage
Duration

Weight

Instantaneous
Mortality Rate

'Balanced'
Life Table

- La aplicación de las tasas de sobrevivencia, indicados en la Tabla 9, al número de organismos perdidos debido a atrapamiento y arrastre produce la estimación del número de adultos perdidos para cada especie objetivo o representativa, como se ilustra en la Tabla 10. Esta información, en conjunto con datos de explotación

pesquera y vulnerabilidad de especies comerciales y recreacionales permite traducir el número de equivalente adulto en kilos perdidos de recurso pesquero.

Tabla 10: Resultado de la evaluación del método de pérdida de adulto equivalente. Fuente: HDR

Species	Losses		Equivalent Recruits (Age 1)			Pounds lost to Fishery	Biomass at Death (lbs)		
	Entrainment	Impingement	Entrainment	Impingement	Total		Entrainment	Impingement	Total
Atlantic Croaker	71,500,213	116,192	68,240	1,161	69,401	18,723	1,509	433	1,942
Atlantic Menhaden	4,383,150	22,334	520,566	5,171	525,737	50,214	1,953	380	2,333
Atlantic Silverside	3,464,932	42,941	24,341	11,728	36,069	155 ²	82	124	206
American Shad	9,665	15,536	400	643	1,043	236	5	7	12
Alewife	4,845,863	16,302	5,817	2,465	8,282	84	37	132	169
Bay Anchovy	381,763,086	316,076	8,202,122	4,280,221	12,482,343	2,420 ²	7,795	990	8,785
Blueback Herring	1,788,373	47,151	1,704	3,868	5,572	37	11	160	171
Bluefish	0	7,035	0	3,833	3,833	22,221	0	6,171	6,171
Mummichog	190,070	3,203	2,161	1,185	3,346	7 ²	8	6	14
Naked Goby	1,145,982,766	3,871	12,872,302	94	12,872,396	9,663 ²	2,421	1	2,422
Sheepshead Minnow	0	3,203	0	2,570	2,570	1 ²	0	2	2
Striped Bass	36,208,865	161,032	149,839	6,944	156,783	224,719	5,328	364	5,692
Spot	10,141	742	486	157	643	90	1	21	22
Weakfish	9,252,768	2,055,427	7,880	3,823	11,703	9,291	106	266	372
White Perch	13,413,849	695,250	40,884	155,892	196,776	642	461	3,216	3,677

¹based on 2003 plant operating and entrainment and impingement data
²10% of production foregone

7. En el estudio realizado para la central de Salem, para cada especie se estimó los kilos de recurso pesquero perdido en cada uno de los escenarios de operación o de diseño de la central (ej: mallas cilíndricas con alambre triangular o trapezoidal, mallas móviles modificadas, sistema de enfriamiento cerrado mediante torre de enfriamiento, reducción de flujo de agua captado estacional, entre otros), y en la condición base del sistema de captación de agua (operando en condiciones de diseño). El beneficio de cada alternativa fue determinado como la reducción de kilos de recurso perdido en comparación a la condición base de operación.
8. El beneficio de cada alternativa tecnológica o condición de operación (o una combinación de ellas) fue evaluado como kilos de peces rescatados valorizados económicamente (pérdidas ahorradas) en función de información oficial del regulador u otras fuentes validadas de información para valorizar el recurso pesquero.
9. Finalmente, se estimó el costo de las tecnologías y condiciones de operación, el cual fue comparado con el valor económico del beneficio estimado por reducción de pérdidas de adulto equivalente.

En el caso de la central de Salem se determinó que el costo de las alternativas disponibles para reducir pérdidas de organismos era más de 10 veces mayor que los beneficios proyectados y no se justificó la instalación de nuevas tecnologías, más

que una malla rotatoria amigable con los peces (malla rotatoria modificada o malla Ristroph). La recomendación fue como parte de los estudios relacionados a la norma 316(b) y fue considerada como la mejor tecnología disponible por la agencia regulatoria del Estado.

Dentro de lo prácticamente realizable, es deseable considerar la incertidumbre en los parámetros de entrada mediante análisis de sensibilidad o simulaciones de Montecarlo.

En Chile el método de estimación de pérdida de adulto equivalente ha sido utilizado en al menos dos oportunidades. La primera oportunidad está asociada a una evaluación realizada por el proyecto GNL Quintero (Innovamar, 2011). Un segundo caso está asociado al desarrollo del estudio de impacto ambiental del Desarrollo Minera Centinela (Bitecma, 2015).

7.2 Production (Biomass) Foregone

Al igual que el método de estimación de pérdida de adulto equivalente, el método Production Foregone es una herramienta para evaluar el impacto de los sistemas de captación de agua cuyo resultado final corresponde a organismos que pueden ser valorizados en análisis tecno-económicos (EPRI, 2005). Su arquitectura es similar a otros métodos demográficos en la medida que se construye sobre la base de pérdidas de individuos producto de atrapamiento y arrastre en los sistemas de captación de agua.

No obstante, a diferencia del método de estimación de pérdida de adulto equivalente y fecundity hindcast, el modelo de Production Foregone permite hacer una equivalencia entre la contabilización de organismos perdidos producto de atrapamiento y arrastre, y la pérdida de biomasa que podría haber estado disponible para sus depredadores. La pérdida de presa para sus depredadores es posteriormente convertida a una pérdida de biomasa de especies depredadoras; por lo tanto, el método de production foregone indirectamente relaciona las pérdidas de atrapamiento y arrastre en pérdidas de biomasa de organismos depredadores. Este método de evaluación es valioso en la medida que el resultado pueda ser convertido en un valor cuantificable económicamente.

La siguiente figura ilustra de manera conceptual el procedimiento de production foregone y pone en contexto su resultado (biomasa de predadores valorizable).

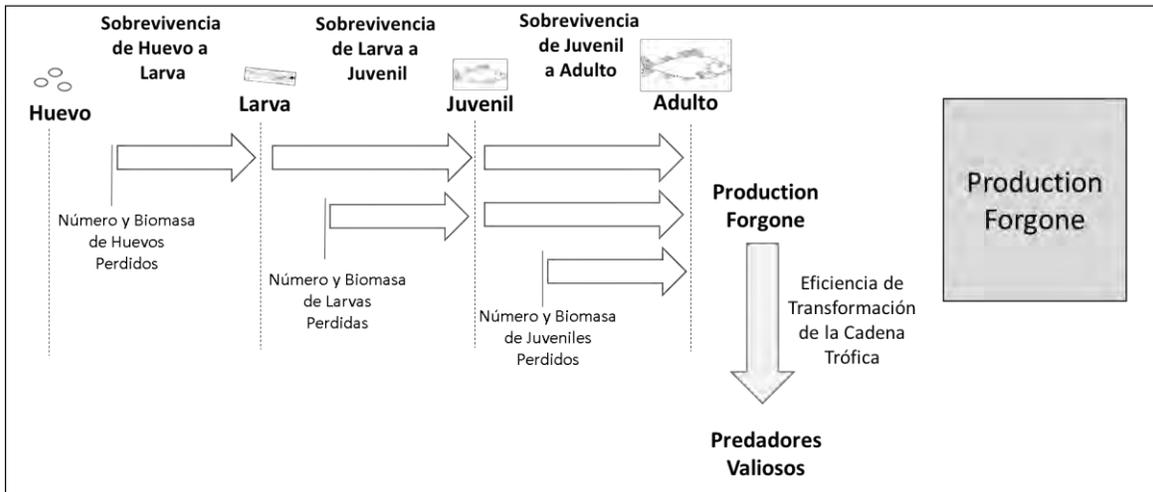


Figura 18: Descripción conceptual del modelo production foregone. Fuente: Adaptada de HDR

7.2.1 Datos, Requerimientos de Medición y Resultados

Mientras el método de estimación de pérdida de adulto equivalente se focaliza en la valorización de impacto en especies de valor comercial y recreacional impactadas por atrapamiento y arrastre en los sistemas de captación de agua, el método de production foregone corresponde a un modelo de tipo demográfico que tiene mayor sentido cuando las pérdidas de atrapamiento y arrastre afecta a especies de peces forrajeros. Dado que no es posible estimar directamente un valor comercial o recreacional de las especies forrajeras, el método de production foregone permite una valorización indirecta de las especies predatoras que si tienen un valor comercial o recreacional.

Al igual que el método de estimación de pérdida de adulto equivalente, la aplicación del método de production foregone comienza con la estimación de pérdidas directas de individuos atrapados y arrastrados en el sistema de captación de agua. Utilizando datos demográficos, como aquellos utilizados en el modelo de pérdida de adulto equivalente, el modelo de production foregone se utiliza para determinar la pérdida de biomasa de la especie depredadora. No obstante, a diferencia del modelo de estimación de pérdida de adulto equivalente, el procedimiento de production foregone requiere como dato de entrada la eficiencia de transformación de biomasa al siguiente nivel de la cadena trófica (eficiencia con la cual la energía de un nivel más bajo en la cadena trófica es transformada en energía en un nivel más alto de la cadena). En definitiva, para utilizar el modelo de production foregone se requiere de la siguiente información:

- Estimaciones de pérdidas por atrapamiento y arrastre de organismos (contabilización de muestras de organismos atrapados y arrastrados, extrapoladas

a pérdidas anuales basadas en el flujo de agua succionado por la instalación industrial).

- Tasas de sobrevivencia o mortalidad específicas de cada organismo en distintas edades o etapas de su ciclo de vida para estimar la fracción de peces que se espera que sobrevivan desde la edad/etapa en que son atrapados y arrastrados hasta la edad o etapa en que se calcula la equivalencia.
- Distribución por edad o etapa del ciclo de vida de los organismos arrastrados y atrapados.
- Estimación de la eficiencia de transferencia en la cadena trófica. Generalmente se asume 10% por nivel en la cadena (EPRI, 2005).
- Estimación de la fracción de las presas que son consumidas por predadores, considerados como especies de valor pesquero. Típicamente se asume que el 100% de las especies es consumida por especies de valor pesquero.

El resultado del modelo de production foregone – pérdida de biomasa de valor pesquero – no es simple de transmitir a un grupo ampliado y diverso de grupos de interés (científicos, reguladores, economistas, y personas no técnicas).

El método de production foregone es una medida de evaluación de impacto efectiva cuando las especies afectadas (perdidas) no son de valor comercial o recreacional directo (ej: peces forrajeros).

7.3 Modelos de Transporte Empírico

El modelo de transporte empírico tiene una ventaja sobre los otros modelos descritos en la medida que no requiere de datos detallados de tablas que caracterizan el ciclo de vida de las especies de interés o representativas. No obstante, se requiere un esfuerzo mayor de recolección de datos iniciales mediante muestras en una zona ampliada del cuerpo de agua. Además, se requiere de datos hidrodinámicos y oceanográficos. El objetivo del modelo de transporte empírico es caracterizar la abundancia y composición de la población de organismos, particularmente en etapa larval, en el cuerpo de agua. También se requiere caracterizar las condiciones hidrodinámicas y oceanográficas que podrían impactar el riesgo de la exposición de larvas a estrés por atrapamiento en el sistema de captación de agua. Se debe considerar las condiciones dinámicas del cuerpo de agua en condiciones ambientales normales y el área de influencia de la captación de agua.

La siguiente figura ilustra el esquema operativo del modelo de transporte empírico.

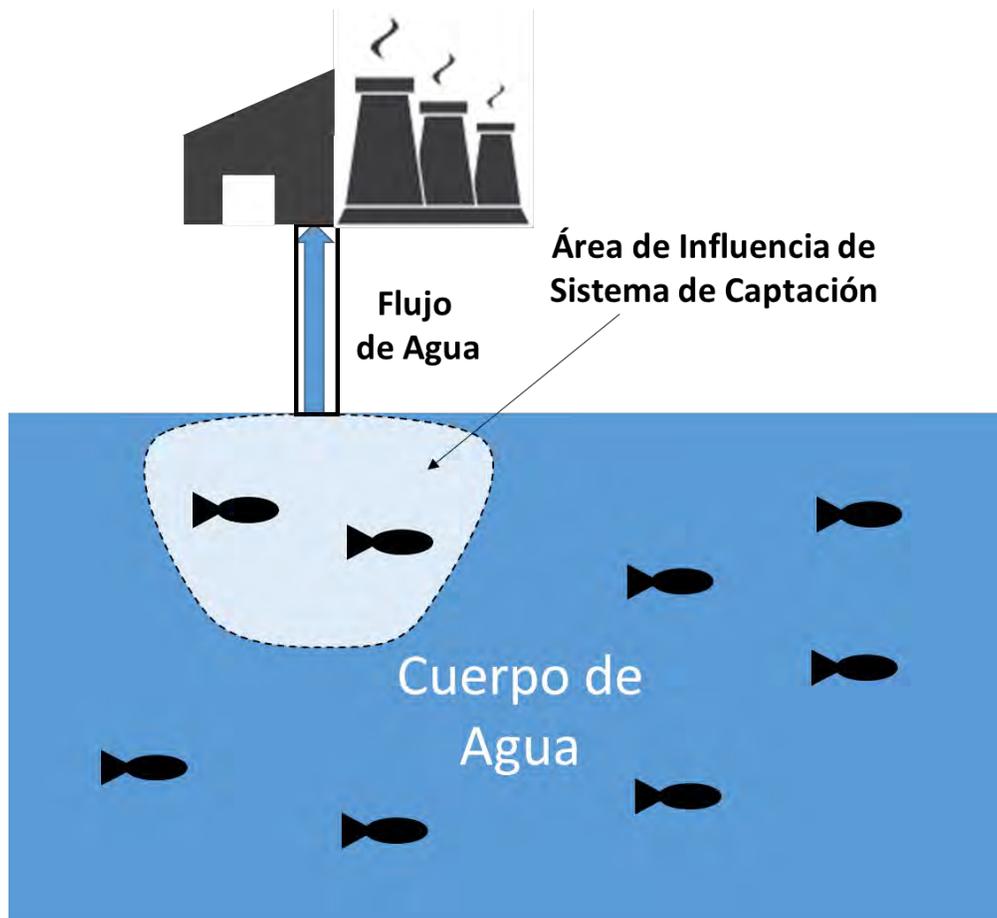


Figura 19: Descripción conceptual del modelo de transporte empírico. Fuente: Adaptada de HDR

7.3.1 Datos, Requerimientos de Medición y Resultados

Dado que el modelo de transporte empírico representa una estrategia distinta para la evaluación de impacto del sistema de captación de agua, se requieren datos de entrada de una naturaleza distinta a aquellos utilizados en los modelos demográficos descritos anteriormente.

El modelo de transporte empírico determina una medida del número de organismos que son arrastrados relativos a la población de organismos en un área definida en el cuerpo de agua. Por lo tanto, el modelo de transporte empírico tiene una menor dependencia de datos demográficos que caracterizan el ciclo de vida de las distintas especies, pero requiere un mayor esfuerzo en caracterizar la abundancia y distribución de organismos en el medio ambiente, tanto en espacio como en tiempo. También requiere determinar el área de influencia del sistema de captación.

En particular, se requieren la siguiente información para utilizar un modelo de transporte empírico:

1. Caracterización acotada de datos demográficos de especies de interés. Sólo se requiere conocer el periodo de duración de las especies en estado larval para estimar la duración del periodo en que dichas especies son vulnerables a ser arrastradas.
2. Abundancia de organismos en el cuerpo de agua. Se requiere muestreo con el objeto de determinar la distribución espacial y temporal de los organismos.
3. Flujo de agua en el sistema de captación.
4. Datos hidrodinámicos y oceanográficos. Se necesita conocer las corrientes y batimetría para determinar la susceptibilidad de las larvas y el volumen total de agua en la sección del cuerpo de agua evaluado.

Mientras el resultado del modelo de estimación de pérdida de adulto equivalente, fecundity hindcast y production foregone son apropiados para determinar análisis de costo beneficio, el resultado de un modelo de transporte empírico tiene utilidad para evaluar esfuerzos de restauración. Por ejemplo, la pérdida proporcional de un grupo de especies puede ser utilizada para estimar el tamaño del área a restaurar o proteger para compensar las pérdidas producidas por el sistema de captación.

8 ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

Se presentó una síntesis de las metodologías recomendadas para estimar el impacto ambiental por succión de agua de mar; focalizando la presentación de antecedentes en aquellos aspectos relacionados a la metodología de estimación de pérdida de adulto equivalente.

Los métodos para determinar los impactos de atrapamiento y arrastre derivados del uso de agua en sistemas de captación pueden variar dependiendo del estado del sistema de captación que interesa evaluar. Para sistemas de captación que están construidos y en operación, la estrategia metodológica está bien definida (ver Sección 6.1). Para sistemas de captación en etapas de desarrollo, la metodología para determinar los impactos es distinta (ver Sección 6.2).

Se presentaron los *trade-offs* entre distintos factores a considerar en la selección de un método prospectivo para la evaluación de impacto de sistemas de captación de agua (Tabla 11). En Estados Unidos, los modelos más utilizados para la determinación de impacto por succión de agua han sido de tipo prospectivos. Particularmente se ha preferido utilizar aquellos que definen el impacto como el número de individuos perdidos (también conocidos como métodos demográficos); o aquellos métodos que determinan el impacto relativo a una población de individuos (como una fracción de ésta), también conocidos como métodos de mortalidad condicional.

Es importante notar sin embargo que la aplicación de la norma 316(b) en Estados Unidos es particular en cada Estado; es decir, la US EPA delega a cada Estado la facultad de establecer requerimientos específicos para la aplicación de la norma e indicar el método preferido para realizar las evaluaciones (US EPA, 2014, p. 48313). Por ejemplo, en el Estado de California, para evaluar el impacto de centrales termoeléctricas y sistemas de desalinización se han utilizado modelos de transporte empírico (California Environmental Protection Agency, 2015) y (Raimondi, 2011).

Es posible concluir que uno de los problemas críticos asociados al uso de todos los modelos revisados, y particularmente los sintetizados en este reporte, está relacionado al hecho de que no existe la forma de verificar de manera independiente la precisión de los resultados obtenidos utilizando datos empíricos. Por definición, tanto la estimación de impacto mediante la pérdida de adulto equivalente, como mediante el modelo de fecundity hindcast, production (biomass) foregone, y el modelo de transporte empírico corresponden a resultados teóricos; y no hay forma de medir directamente los resultados obtenidos o validar con datos empíricos las proyecciones realizadas. No obstante, sí se puede indicar

que hay métodos para identificar proyecciones poco realistas definiendo las condiciones de borde del rango posible de los parámetros de entrada.

Tabla 11: Trade-offs entre distintos factores a considerar en la selección de un método prospectivo para la evaluación de impacto de sistemas de captación de agua. Fuente: Adaptado de EPRI, 2002

Nivel De Análisis Biológico	Individuo		Comunidad		Población	
Tipo de Método para Estimar	Pérdidas Absolutas		Pérdidas en Términos Relativos (Fracciones)		Proyecciones de Población	
Método	Número de Muertes	Pérdidas Equivalentes	Área de Producción Perdida	Probabilidad de Mortalidad Condicional	Modelo Basado en Edad y Etapa	Modelo Basado en Individuos
Complejidad Conceptual	Baja → Alta					
Requerimientos de Información	Baja → Alta					
Dificultad de Medir	Baja → Alta					
Esfuerzo y Experiencia Requerida	Bajo → Alto					
Escala de Tiempo	Corta → Larga					
Incertidumbre	Baja → Alta					
Relevancia a la Población	Baja → Alta					
Capacidad de Entendimiento por Personas No-Expertas	Alto → Bajo					
Tendencia a Considerar Dependencia en Densidad Poblacional	No				Si	
Típicamente Considera Varias Fuentes de Estrés (ej. Pesca)	No				Si	

Aspectos que deben ser evaluados en el futuro tienen relación con:

1. Definir el objetivo de la aplicación de metodologías para evaluar impacto por succión.

- Evaluación de Impacto Ambiental,
- Determinación de recursos hidrobiológicos afectados para realizar una comparación con la afectación producida por otras áreas de la actividad económica.
- Determinación de recursos hidrobiológicos afectados para realizar análisis de costo beneficio de diversas opciones de diseño y operación.
- Determinación de proporción de recursos hidrobiológicos afectados para determinar compensaciones con objeto de restauración ambiental o compensación de grupos de interés afectados
- Otra opción

2. Brechas de información existentes en Chile para aplicar metodologías de estimación de impacto por succión; particularmente aquellas relacionadas a caracterización de la dinámica poblacional de organismos en etapas tempranas de su ciclo de vida (huevos y larvas). Se recomienda definir un objetivo y plan de trabajo para disminuir dichas brechas, por ejemplo, determinar las tablas de vida para especies de interés.

3. Brechas de definición de requerimiento de alto nivel para realizar muestreos de densidad de atrapamiento y densidad de arrastre. Dada la importancia de estos datos en la estimación de metodologías de impacto por succión, es importante definir requerimientos mínimos de trabajo para tener mayor certeza de la calidad de trabajo en etapas tempranas que es relevante para la definición de los resultados. No obstante, durante la revisión bibliográfica a nivel internacional que se ha realizado, no se ha encontrado una estandarización de estos protocolos de trabajo que pueda servir como referencia.

4. Brechas de capital humano para realizar evaluaciones y estudios de recursos hidrobiológicos en etapas tempranas de su ciclo de vida (huevo – larva).

9 CONCLUSIONES

Este documento puede ser utilizado por distintos grupos de interés en Chile como herramienta para minimizar las brechas de conocimiento desde el punto de vista técnico y metodológico asociado a la estimación de impacto por succión y al proceso de valorización de la pérdida del ejemplar adulto equivalente. Posteriormente, como parte de las actividades comprometidas en el proyecto, se realizará una capacitación a distintos actores.

Se concluye que los métodos para determinar los impactos de atrapamiento y arrastre derivados del uso de agua en sistemas de captación pueden variar dependiendo del estado del sistema de captación que interesa evaluar. Para sistemas de captación que están construidos y en operación, la estrategia metodológica está bien definida (ver Sección 6.1). Para sistemas de captación en etapas de desarrollo, la metodología para determinar los impactos es distinta (ver Sección 6.2).

La US EPA delega a cada Estado la facultad de establecer requerimientos específicos para la aplicación de la norma e indicar el método preferido para realizar las evaluaciones (US EPA, 2014, p. 48313). Por ejemplo, en el Estado de California, para evaluar el impacto de centrales termoeléctricas y sistemas de desalinización se han utilizado modelos de transporte empírico (California Environmental Protection Agency, 2015) y (Raimondi, 2011).

Se presentó los principales aspectos relacionados a las metodologías para estimar el impacto por succión, particularmente al proceso de valorización de la pérdida del ejemplar adulto equivalente, que posteriormente pueden ser utilizadas para realizar el tipo de análisis costo beneficio necesario para evaluar distintas opciones tecnológicas. Un supuesto clave está relacionado al hecho que la aplicación de la metodología considera una población en equilibrio, por lo que variaciones a nivel poblacional no son un resultado directo de la metodología de estimación de pérdida de adulto equivalente.

Se debe tener en consideración que no existe un método o protocolo de toma de muestras que se pueda ajustar a las particularidades de todos los emplazamientos ante todas las posibles condiciones. Los aspectos más relevantes a considerar se han presentado en el Anexo N° 1 de este reporte.

Se concluye que uno de los problemas críticos asociados al uso de todos los modelos revisados, y particularmente los sintetizados en este reporte, está relacionado al hecho de que no existe la forma de verificar de manera independiente la precisión de los resultados obtenidos utilizando datos empíricos. Por definición, tanto la estimación de impacto mediante la pérdida de adulto equivalente, como mediante el modelo de fecundity hindcast, production (biomass) foregone, y el modelo de transporte empírico corresponden

a resultados teóricos; y no hay forma de medir directamente los resultados obtenidos o validar con datos empíricos las proyecciones realizadas. No obstante, sí se puede indicar que hay métodos para identificar proyecciones poco realistas definiendo las condiciones de borde del rango posible de los parámetros de entrada.

Durante el desarrollo del proyecto se ha contribuido a minimizar las brechas de conocimiento desde el punto de vista técnico y metodológico en los grupos de interés de este informe, como parte de este proceso se han desarrollado dos talleres con grupos de interés.

10 REFERENCIAS

- British Energy Estuarine & Marine Studies. (2011). *Thermal Standards for Cooling Water from New Build Nuclear Power Stations*. British Energy Estuarine & Marine Studies.
- Alden (m1). (2015). *Memo on Fish Protection Technologies for Reducing Entrainment Commesurate with Closed Cycle Cooling*. Holden: Alden Research Laboratory.
- Alden (m5). (2015). *Memo Providing Responses to Questions Posed by Inodu on October 29th 2015*. Holden: Alden Research Laboratory.
- Alden. (2003). *Evaluation of fish protection alternatives for the canal generating station*.
Web:
[http://yosemite.epa.gov/oa/eab_web_docket.nsf/Filings%20By%20Appeal%20Number/3A9A9A7F6C643181852574E200727865/\\$File/Ex.%207%20Alden%202003%20Report...19.pdf](http://yosemite.epa.gov/oa/eab_web_docket.nsf/Filings%20By%20Appeal%20Number/3A9A9A7F6C643181852574E200727865/$File/Ex.%207%20Alden%202003%20Report...19.pdf) (Accedido por última vez en Octubre de 2014).
- Alden Research Laboratory Inc. (2004). Field Evaluation of Wedge Wire Screens. *EPRI Clean Water Act §316(b) Fish Protection Technology Workshop Presentations*.
- Alsaffar, A., & Zheng, Y. (2007). *Water Intakes - Sitting and Design Approached*. Bechtel Corporation.
- Alstom. (2009). *Clean Combustion Technologies*. Connecticut: Alstom.
- Anderson, D. (2004). Rotatory Screens. *FGS Acoustic Fish Barrier Technology*. EPRI.
- ASME. (2003). *PTC 23 - 2003: Atmospheric Water Cooling Equipment*.
- Auckland Regional Council. (2010). *"Mixing Zones" and "Reasonable Mixing" in Receiving Waters*. Auckland Regional Council.
- Auer, N. (1982). *Identification of Larval Fishes of the Great Lakes Basin with Emphasis on the Lake Michigan Drainage*. Great Lakes Fisheries Commission, Special Publication 82-3.
- Bamber, R. N., & Turnpenny, A. W. (2012). Entrainment of Organisms Through Power Station Cooling Water Systems. *Operational and Enviromental Concequences of Large Industrial Cooling Systems*, 339.
- Barnthouse, L., Klauda, R., Vaughan, D., & Kendall, R. (1988). *Sciencce, LAw, and Hudson River Power Plants: a Case Study in Environmental Impact Assessment*. Bethesda,

- Maryland, USA: American Fisheries Society Monograph 4. American Fisheries Society.
- Bechtel. (2012). *Offshore Modular Wedge Wire Screens for San Onofre Nuclear Generating Station*. State Water Resources Control Board Nuclear Review Committee.
- Bitecma. (2015). *Informe de Estimación del Impacto por Succión, Anexo 36, Adenda 1 - EIA Desarrollo Minera Centinela*.
- Brandt, J. (2004). Hendrick Water Intake Screens. *EPRI Clean Water Act §316(b) Fish Protection Technology Workshop Presentations*. EPRI.
- British Energy Estuarine & Marine Studies. (2011). *Methodology for the measurement of entrainment, edition 2*. Scientific Advisory Report Series 2010 No 005 Ed 2.
- British Energy Estuarine & Marine Studies. (2011b). *Methodology for the measurement of impingement*. Scientific Advisory Report Series 2010 No 006 Ed 2.
- Brown, R. (2004). Aquatic Guidance Lighting. *EPRI Clean Water Act §316(b) Fish Protection Technology Workshop Presentations*. EPRI.
- Brujis, M. C., & Taylor, C. J. (2012). Fish Impingement and Prevention Seen in the Light of Population Dynamics. In *Operational and Environmental Consequences of Large Industrial Cooling Water Systems* (pp. 391-409). New York: Springer.
- California Energy Commission. (2005). *ISSUES AND ENVIRONMENTAL IMPACTS ASSOCIATED WITH ONCE-THROUGH COOLING AT CALIFORNIA'S COASTAL POWER PLANTS*. CEC-700-2005-013.
- California Environmental Protection Agency. (2015). *Amendment to the Water Quality Control Plan For Ocean Waters of California - Desalination Facility Intake, Brine Discharges, and the Incorporation of other Non-Substantive Changes*. Sacramento: California Water Boards.
- Clark, J., & Brownell, W. (1973). *Electric power plants in the coastal zone : environmental issues*. American Littoral Society; no. 7.
- Comision Chilena del Cobre. (2014). *Proyeccion del consumo de agua en la mineria del cobre 2014-2015*. Santiago: Comision Chilena del Cobre.
- Costa Sur. (2015). *Memo - Termoclina y velocidades de captación*. Santiago: Costa Sur.
- Council of the European Communities. (1992). *Council Directive on the Conservaton of Natural Habitats and of Wild Fauna and Flora*. European Council.

- Craig, K. (2015). Sydney and Gold Coast Desalination Plant Intake Design, Construction, and Operating Experience. In *Intakes and Outfalls for Seawater Reverse-Osmosis Desalination Facilities* (pp. 39-56). Springer International Publishing.
- Delgado, A. (2012). *Water Footprint of Electric Power Generation: Modeling its Use and Analyzing Options for a Water-Scarce Future*. Cambridge: Massachusetts Institute of Technology.
- Dey, W. (2002). Use of Equivalent Loss Models Under Section 316(b) of the Clean Water Act. *Defining and Assessing Adverse Environmental Impact Symposium 2001*.
- DFL N° 340. (1960). *Ley sobre concesiones marítimas*. MINISTERIO DE DEFENSA NACIONAL; SUBSECRETARIA DE MARINA.
- Directemar. (2006). *Reglamento de Buceo para Buzos Profesionales*.
- Ditty, J., Shaw, R., & Fuiman, L. (2005). . Larval Development of Five Species of Blenny (Teleostei: Blenniidae) from the Western Central North Atlantic, with a Synopsis of Blennioid Family Characters. *Journal of Fish Biology* 66 (5), 1261-1284.
- Dreas Nielsen, R., & Ginn, T. (2005). *An Evaluation of the Approaches Used to Predict Potential Impacts of Open Loop LNG Vaporization Systems on Fishery Resources of the Gulf of Mexico*. Exponent.
- Ehrler, C., & Raifsnider, C. (2000). Evaluation of the effectiveness of intake wedgewire screens. *Environmental Science & Policy*, 361-368.
- EPA. (1998). *Guidelines for Ecological Risk Assessment*. Washington DC: EPA.
- EPA. (2000). *Background and Justification for Using Through-Screen Velocity of 0.5 fps as a Threshold Criterion Value for the Section 316 (b) Rulemaking Draft*. EPA.
- EPA. (2000). *Stressor Identification Guidance Document*. Washington DC: EPA.
- EPA. (2006). *Compilation of EPA Mixing Zone Documents*. Washington DC: EPA.
- EPA. (2009). *Steam Electric Power Generating Point Source Category: Final Detailed Study Report*. Washingto DC: EPA.
- EPA. (2013). *Technical Development Document for the Proposed Effluent Limitations Guidelines and Standards for the Steam Electric Power Generating Point Source Category*. Washington, DC: EPA.

- EPA. (2014 , September). *Water Quality Standards Handbook - Chapter 5: General Policies (40 CFR 131.13)*. Retrieved from EPA: <http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/handbook/chapter05.cfm>
- EPRI. (1999). *Catalog of Assessment Methods for Evaluating the Effects of Power Plant Operations on Aquatic Communities*. Palo Alto: EPRI.
- EPRI. (2000). *Procedural Guideline for Evaluating Alternative Fish Protection Technologies to Meet Section 316(b) Requirements of the Clean Water Act*.
- EPRI. (2000). *Technical Evaluation of the Utility of Intake Approach Velocity as an Indicator of Potential Adverse Environmental Impact under Clean Water Act Section 316(b)*. 1000731.
- EPRI. (2000b). *Technical Evaluation of the Utility of Intake Approach Velocity as an Indicator of Potential Adverse Environmental Impact under Clean Water Act Section 316(b)*. EPRI.
- EPRI. (2002). *Evaluating the Effects of Power Plants in Aquatic Communities*. Palo Alto: EPRI.
- EPRI. (2003). *Impacts of Volumetric Flow Rate of Water Intakes on Fish Populations and Communities*. 1005178.
- EPRI. (2004). *Impingement Abundance Monitoring Technical Support Document*.
- EPRI. (2005). *Extrapolating Impingement and Entrainment Losses to Equivalent Adults and Production Foregone*.
- EPRI. (2005). *Field Evaluation of Wedgewire Screens for Protecting Early Life Stages of Fish at Cooling Water Intakes*.
- EPRI. (2005). *Identifying Alternative Fish Protection Technologies for Detailed Evaluation*.
- EPRI. (2006). *Benefit Valuation Studies Under 316(b) of the Clean Water Act: An Overview*. Palo Alto, CA. 1012539.
- EPRI. (2006). *Design Considerations and Specifications for Fish Barrier Net Deployment at Cooling Water Intake Structures*. 1013309.
- EPRI. (2006). *Field Evaluation of the Effectiveness of Strobe Lights for Preventing Impingement of Fish at Cooling Water Intakes*. 1012541.
- EPRI. (2006). *Field Evaluation of Wedgewire Screens for Protecting Early Life Stages of Fish at Cooling Water Intake Structures - Chesapeake Bay Studies*. 1012542.

- EPRI. (2006). *Laboratory Evaluation of Modified Ristroph Traveling Screens for Protecting Fish at Cooling Water Intakes*. 1013238.
- EPRI. (2007). *Assessment of Once-Through Cooling System Impacts to California Coastal Fish and Fisheries*. Palo Alto: EPRI.
- EPRI. (2008). *Evaluation of Strobe Lights for Reducing Fish Impingement at Cooling Water Intakes*. 1015577.
- EPRI. (2011). *Do Power Plant Impingement and Entrainment Cause Changes in Fish Populations? A Review of the Scientific Evidence*. 1023094.
- EPRI. (2011). *Thermal Toxicity Literature*. Palo Alto: EPRI.
- EPRI. (2012). *Third Thermal Ecology and Regulation Workshop*. Palo Alto: EPRI.
- EPRI. (2012b). *Fish Life History Parameter Values for Equivalent Adult and Production Foregone Models: Comprehensive Update*. Palo Alto, CA: EPRI 1023103.
- EPRI. (2013). *Power Plant Cooling System Overview for Researchers and Technology Developers*. Palo Alto: EPRI.
- EPRI. (2013). *Power Plant Cooling System Overview for Researchers and Technology Developers*. Palo Alto: ELECTRIC POWER RESEARCH INSTITUTE.
- European Commission. (2001). *Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC) Reference Document on the application of Best Available Techniques to Industrial Cooling Systems*. European Commission.
- European Commission. (2006). *Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC) Reference Document on Best Available Techniques for Large Combustion Plants*. European Commission.
- European Commission. (2010). *Technical Background Document on Identification of Mixing Zones*. European Commission.
- European Parliament and Council of the European Union. (2000). *Water Framework Directive*. *Official Journal of the European Communities*, 327/1 -327/72.
- Ferry-Graham, L., Dorin, M., & Lin, P. (2008). *Understanding Entrainment at Coastal Power Plants: Informing a Program to Study Impacts and Their Reduction*. Prepared By: Moss Landing Marine Laboratories. Prepared for: California Energy Commission.

- Fish and Wildlife Service. (1978). *Factors Associated with Accuracy in Sampling Fish Eggs and Larvae*. US Department of the Interior.
- Gray, C., & Kingsford, M. (2003). Variability in thermocline depth and strength, and relationships with vertical distributions of fish larvae and mesozooplankton in dynamic coastal waters. *Marine Ecology Progress Series*, 247:211-224.
- Hadderingh, R. (1979). Fish Intake Mortality at Power Stations - The Problem and Its Remedy. *Hydrobiological Bulletin*, 13(2-3), 83-93.
- Hanson, C., White, J., & Li, H. (1977). Entrapment and impingement of fishes by power plant cooling-water intakes: an overview. *Marine Fisheries Review*.
- Henry, M. F. (2005). *Effects of Cooling Water Discharge from a Thermoelectric Power Plant on the Nutrient and Phytoplankton Dynamics in Port Moody Arm, British Columbia, Canada*. The University of British Columbia.
- Hogan, T. W. (2015). Impingement and Entrainment at SWRO Desalination Facility Intakes. In *Intakes and Outfalls for Seawater Reverse-Osmosis Desalination Facilities* (pp. 57-78). Springer International Publishing.
- Hogan, T. W., Fay, C. N., Lattemann, S., Beck, S. D., & Pankratz, T. (2014). *Impingement Mortality and Entrainment (IM&E) Reduction Guidance Document for Existing Seawater Intakes*. Alexandria, VA: Water Reuse Foundation.
- IFC. (2008). *Guías sobre medio ambiente, salud y seguridad para las plantas termoeléctricas*. Corporación Financiera Internacional.
- Innovamar, C. (2011). *Informe Final - Proyecto Bahía Quintero - Pescadores*.
- Krebs, C. (1985). *Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. 3rd Ed. HarperCollins Publishers, New York, 800 p.
- Mackey, E., Pozos, N., James, W., Seacord, T., Hunt, H., & Mayer, D. (2011). *Assessing Seawater Intake Systems for Desalination Plants*. Denver: Water Research Foundation.
- MBC Applied Environmental Sciences. (2005). *AES HUNTINGTON BEACH L.L.C. GENERATING STATION ENTRAINMENT AND IMPINGEMENT STUDY*.
- MBC Applied Environmental Sciences et al. (2007). *Scattergood Generating Station. Clean Water Act Section 316(b) Velocity Cap Effectiveness Study. Prepared for: Los Angeles Department of Water and Power*.

- Ministerio de Economía, Fomento y Turismo. (2014). *Guía par la Aplicación de la Ley de Espacios Costeros Marinos para Pueblos Originarios*. Santiago: Ministerio de Economía, Fomento y Turismo.
- Ministerio de Energía. (2014). *Antecedentes Técnicos, Económicos, Normativos y Ambientales de Tecnologías de Centrales Termoeléctricas y sus Sistemas de Captación*. Preparado por Inodú. Link: http://dataset.cne.cl/Energia_Abierta/Estudios/Minerg/Informe%20Final%20Tecnolog%C3%ADas%20Termoelectrica_inodu.pdf.
- Ministerio de Energía. (2015). *Propuesta de Regulación Ambiental para Sistemas de Refrigeración de Centrales Termoeléctricas y Otros Sectores que Succionan Agua y Descargan Cursos de Agua en sus Procesos Industriales*. Preparado por Inodú. Link: http://dataset.cne.cl/Energia_Abierta/Estudios/Minerg/8%20Propuesta%20de%20regulaci%C3%B3n%20ambiental.pdf.
- Missimer, T. M., Ghaffour, N., Dehawah, A. H., Rachman, R., Maliva, R. G., & Amy, G. (2013). Subsurface intakes for seawater reverse osmosis facilities: Capacity limitation, water quality improvement, and economics. *Desalination*, Vol: 322 - 37-51.
- Missimer, T. M., Jones, B., & Maliva, R. G. (2015). *Intakes and Outfalls for Seawater Reverse-Osmosis Desalination Facilities*. Springer International Publishing.
- Moser, H. (1996). *The Early Stages of Fishes in the California Current Region*. California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Atlas No. 33. ISBN 0-935868-82-8. 1505 pp.
- Moss Landing Marine Laboratories. (2008). *UNDERSTANDING ENTRAINMENT AT COASTAL POWER PLANTS: INFORMING A PROGRAM TO STUDY IMPACTS AND THEIR REDUCTION*. CEC-500-2007-120.
- Ng, K., Zheng, Y., & Taylor, S. (2005). Recent Development in Hydraulic Design of Power Plant Cooling Water Intake Structures. *ASCE Impacts of Global Climate Change*, 1-12.
- Normandeau Associates. (2009). *Biological Performance of Intake Screen Alternatives to Reduce Annual Impingement Mortality and Entrainment at Merrimack Station*. Manchester: Public Service of New Hampshire.
- Normandeau Associates, Inc. (2008). *Wedgewire Screen Larval Entrainment Reductions at Eddystone Generating Station*. Apr 2005 – Apr 2006. EPA-HQ-OW-2008-0667-1260, Minuta entregada a US EPA durante la definición de normativa 316b.

- Pankratz, T. (2015). Overview of Intake Systems for Seawater Reverse Osmosis Facilities. In *Intakes and Outfalls for Seawater Reverse-Osmosis Desalination Facilities* (pp. 3-18). Springer International Publishing.
- PSEG. (2002). *Salem Generating Station NJPDES Permit N° NJ0005622 - Custom Requirement G.9.b.ii - Entrainment Extrusion Studies Task #1, Morphometric Analysis*.
- PSEG Services Corporation. (2002). *Selection and Design of Wedge Wire Screens and a Fixed-Panel Aquatic Filter Barrier System to Reduce Impingement and Entrainment at a Cooling Water Intake Structure on the Hudson River*. EPA-HQ-OW-2008-0667-0763, Informe entregado a US EPA durante la definición de normativa 316b.
- Raimondi, P. (2011). *Cariation in Entrainment Impact Estimations Based on Different Measures of Acceptable Uncertainty*. En *Apéndice E - Guidance Documents for Assessing Entrainment (California Desalination Ammend)*.
- Rajagopal, S., Jenner, H., & Venugopalan, V. (2012). *Operational and Environmental Consequences of Large Industrial Cooling Water Systems*. Springer.
- Ricker, W. (1975). *Computation and Interpretation of Biological Statistics of Fish Populations*. . Ottawa. 382 p.: Bulletin 191. Department of the Environment, Fisheries, and Marine Service.
- Rose, K., Cowan, J., Winemiller, K., Myers, R., & Hilborn, R. (2001). Compensatory density dependence in fish populations: importance, controversy, understanding and prognosis. *Fish and Fisheries* (2), 293-327.
- Royal Haskoning. (2003). *Harmonisation of Environmental Emission Scenaris for Biocides used as Preservatives for Liquid Cooling Systems*. Nijmegen: European Commission.
- SMA. (2013). *Memorándum N°645 de 26 de septiembre de 2013 de la División de fiscalización que remite el informe de fiscalización ambiental de la inspección ambiental realizada al proyecto "Central termoelectrica Santa María"*. ORD. U.I.P.S. N° 853. Santiago 20 Octubre .
- SMA. (2014). *Guía de Aspectos Ambientales Relevantes para Centrales Termoeléctricas*. Superintendencia de Medio Ambiente, Gobierno de Chile.
- SMA. (2014b). *Resolución exenta N°39*. Santiago: Superintendencia del Medio Ambiente.
- Taft, E. (2000). Fish protection technologies: a status report. *Environmental Schience & Policy*, 349-359.

- Taft, E., & Cook, T. (2003). An overview of Fish Protection Technologies and Costs for Cooling Water Intake Structures. *Symposium on Cooling Water Intake Technologies to Protect Aquatic Organisms* (pp. 8-23). U.S. Environmental Protection Agency.
- Taylor, C. J. (2006). The effects of biological fouling control at coastal and estuarine power stations. *Marine Pollution Bulletin*, 53 (2006) 30–48.
- Tetra Tech Inc. (2008). *Analysis of swim speed data*. EPA-HQ-OW-2008-0667-0660, Minuta entregada a US EPA durante la definición de normativa 316b.
- Tetra Tech Inc. (2008). *Maximum Wedgewire Screen Slot Size*. EPA-HQ-OW-2008-0667-0584, Minuta entregada a US EPA durante la definición de normativa 316b.
- Tetratech. (2008c). *California Offshore Intake Structures with Velocity Caps*. EPA-HQ-OW-2008-0667-0583.
- Tetratech. (2014). *Velocity Cap Performance Data*. Minuta entregada a US EPA durante la definición de la normativa 316b. EPA-HQ-OW-2008-0667-3632.
- The Babcock & Wilcox Company. (2015). *Steam: Its Generation and Its Use. 42nd Edition*. North Carolina: The Babcock & Wilcox Company.
- Tumpenny, A. (2004). FGS Acoustic Fish Barrier Technology. *EPRI Clean Water Act §316(b) Fish Protection Technology Workshop Presentations*. EPRI.
- Turnpenny, A. W. (1988). *The Behavioural Basis of Fish Exclusion from Coastal Power Station Cooling Water Intakes*. CEGB Internal Publication No. RD/L/3301/R88.
- Turnpenny, A. W., Bruijs, M. C., Wolter, C., & Edwards, N. (2012). Regulatory Aspects of Choice and Operation of Large-Scale Cooling Systems in Europe. In *Operational and Environmental Consequences of Large Industrial Cooling Water Systems* (pp. 421-454). New York: Springer.
- Turnpenny, A., & Coughlan, J. (1992). Power Generation on the British Coast: Thirty Years of Marine Biological Research. *Hydroécologie Appliquée*, 1-11.
- Turnpenny, A., & O'Keefe, N. (2005). *Screening for Intake and Outfalls: a best practice guide*. UK Environmental Agency.
- U.S. Army Corps of Engineers. (1990). *Fisheries Handbook of Engineering Requirements and Biological Criteria*. Portland: U.S. Army Corps of Engineers.

- U.S. Environmental Protection Agency. (2013). *Technical Development Document for the Proposed Effluent Limitations Guidelines and Standards for the Steam Electric Power Generating Point Source Category*. Washington, DC: EPA.
- UCN. (2008). *Análisis de los potenciales efectos ambientales de la operación de proyectos termoeléctricos en ambientes marinos de la cuarta región*. Universidad Católica del Norte, Departamento de Biología Marina.
- UK Environmental Agency. (2010). *Cooling Water Options for the New Generation of Nuclear Power Stations in the UK - SC070015/SR3*.
- UNESCO. (1979). Predicting effects of power plant once-through cooling on aquatic systems. *Technical papers in hydrology*.
- US EPA. (1973). *Reviewing Environmental Impact Statements - Power Plant Cooling Systems, Engineering Aspects*. EPA-660/2-73-016.
- US EPA. (1976). *Effects of Wastewater and Cooling Water Chlorination on Aquatic Life*. EPA-600/3-76-098.
- US EPA. (2004). *Regional Analysis Document for the Final Section 316(b) Phase II Existing Facilities Rule (Chapter A5)*.
- US EPA. (2014). *National Pollutant Discharge Elimination System—Final Regulations to Establish Requirements for Cooling Water Intake Structures at Existing Facilities and Amend Requirements at Phase I Facilities*. Preamble.
- US EPA. (2014). *National Pollutant Discharge Elimination System—Final Regulations To Establish Requirements for Cooling Water Intake Structures at Existing Facilities and Amend Requirements at Phase I Facilities; Final Rule*. US Federal Register.
- US EPA. (2014). *Technical Development Document for the Final Section 316(b) Existing Facilities Rule*. EPA-821-R-14-002.
- Wang, J., & Kernehan, R. (1979). *Fishes of the Delaware Estuaries. A guide to the early life histories*. ISBN: 0-931842-02-6. 410 pp.
- Water Research Foundation. (2011). *Assesing Seawater Intake Systems for Desalination Plants*.
- Watson, M. (2004). Cylindrical V-Wire Screens. *EPRI Clean Water Act §316(b) Fish Protection Technology Workshop Presentations*. EPRI.

- Weisberg, S., Burton, W., Jacobs, F., & Ross, E. (1987). Reductions in Ichthyoplankton Entrainment with Fine-Mesh, Wedge Wire Screens. *Journal of Fisheries Management*(7), 386-393.
- Wither, A., Bamber, R., Colclough, S., Dyer, K., Elliott, M., Holmes, P., . . . Turnpenny, A. (2012). Setting new thermal standards for transitional and coastal (TraC) waters. *Marine Pollution Bulletin*, 1564-1579.

11 ANEXOS

11.1 ANEXO N° 1: Aspectos Fundamentales de un Estudio de Caracterización de Arrastre

Un estudio de caracterización de arrastre puede ser diseñado para recolectar datos en función de dos objetivos:

1. Caracterizar, identificar y contabilizar el arrastre de organismos hidrobiológicos en etapas tempranas de su ciclo de vida en el sistema de captación específico.
2. Evaluar el impacto de arrastre de organismos hidrobiológicos en el cuerpo de agua.

A continuación, se describen los aspectos fundamentales de un estudio de caracterización de arrastre que cumpla con ambos objetivos.

De los antecedentes revisados, no se ha encontrado un procedimiento a nivel nacional de buenas prácticas. Tampoco se ha podido encontrar un proceso estándar tipo ISO o similar. Por lo que no existe un método o protocolo de toma de muestras que se pueda ajustar a las particularidades de todos los sitios ante todas las posibles condiciones.

11.1.1 Revisar Datos Disponibles

En algunas oportunidades es posible encontrar datos disponibles de arrastre de organismos hidrobiológicos en la instalación industrial de interés o de otra instalación en la vecindad del cuerpo de agua de interés. Por lo tanto, con el objetivo de identificar si existe la necesidad de recolectar nueva información, la mejor opción para comenzar es realizar un levantamiento de la información disponible. Para ello, es posible consultar con agencias reguladoras o fiscalizadoras (Subsecretaría de Pesca o IFOP), empresas operadoras o universidades.

El proceso de recolección de datos disponibles también puede ser de utilidad para identificar especies representativas (importantes para fines comerciales, recreacionales o ecológicos) en el cuerpo de agua o sistema de captación de agua de interés²².

Una vez que las especies representativas importantes han sido identificadas, se puede utilizar la información de su ciclo de vida para definir en qué momento se debe realizar el proceso de toma de muestras.

²² Siempre y cuando la información sea estándar y de calidad comprobable por trazabilidad. Si no existe datos fiables se descartan y se sugiere levantar información de campo reciente.

Las especies que pueden estar en riesgo de ser arrastradas pueden estar presentes en mayores abundancias durante periodos específicos del año (por ejemplo: periodo de desove, reclutamiento)²³. Por lo tanto, para definir cuándo se debe realizar el mayor esfuerzo de toma de muestras es necesario conocer qué especies, y en qué etapa de su ciclo de vida, son de mayor preocupación.

Para un nuevo proyecto que entra en operación generalmente se considera como mínimo un periodo de muestreo para los dos primeros años de operación, con muestreo mensual o bimensual para poder detectar pulsos de abundancias y/o desove.

11.1.2 Involucrar a los Grupos de Interés

Antes de diseñar el estudio de caracterización de arrastre, es importante que el responsable del estudio involucre a los distintos grupos de interés para asegurar que el estudio que se está diseñando es adecuado para responder las preguntas que preocupan a las distintas partes interesadas.

El muestreo de arrastre puede ser requerido por la contraparte evaluadora del Sistema de Evaluación Ambiental para evaluar el impacto de los sistemas de captación de agua. Por lo tanto, el hecho de contar con una perspectiva amplia de cuáles son las preocupaciones de los grupos de interés puede llevar al diseño de un estudio más efectivo desde el punto de vista de los grupos de interés.

A modo de ejemplo, los grupos de interés o la contraparte evaluadora puede estar interesada en evaluar el arrastre de sólo una especie relevante, o más de una especie. Otro factor crítico es si será necesario evaluar la presencia de especies amenazadas o en peligro de extinción.

Por lo tanto, hay que destacar si las partes solo quieren realizar la evaluación con el objeto de compensar a cierto grupo de interés o si la evaluación se realizará por el bien común de mantener funcionando un ecosistema marino costero (o dulceacuícola). En el segundo caso, es importante considerar las especies que sirven de estructuradoras de comunidades y que favorecen la conectividad entre sitios que son fuentes y otros sumideros de estadios larvales.

²³ Es posible que ciertas especies de peces o invertebrados estén presentes todo el año, sin embargo, en algunas estaciones del año son mucho más abundantes.

11.1.3 Diseñar o Planificar el Estudio de Caracterización de Arrastre

La definición de un estudio de arrastre depende de si el proyecto está en proceso de evaluación ambiental o si ya ha sido construido. Para un proyecto en evaluación (sin construir), dos etapas son importantes: el estudio de línea de base del área del proyecto y el muestreo durante la operación. Para un proyecto ya construido, sólo se debe desarrollar el muestreo durante la operación en el sistema de captación.

Para proyectos en evaluación es deseable proponer diseños de muestreo que durante la etapa de línea de base logren caracterizar el sector donde se instalará el sistema de captación y su interacción con áreas adyacentes para inferir la relación entre la oferta del medio con respecto a lo que llega al sistema de captación.

Los siguientes son los aspectos que deben ser considerados en el diseño de un estudio de caracterización de arrastre²⁴:

- Seleccionar el tipo de equipamiento
 - Mallas de Plancton (*plankton nets*)
 - Malla cónica o tipo bongo; y
 - Tramado de malla de 200 µm, 350 µm o 500 µm dependiendo de la especie objetivo. Por ejemplo, para evaluar larvas de peces es frecuente utilizar malla de 350 µm; para evaluar larvas de loco es efectivo utilizar malla de 200 µm aproximadamente.
 - Bombas instaladas en el sistema de captación.
- Seleccionar el volumen de muestreo y la unidad para estimar el número de organismos – basado en la densidad esperada de organismos (N° individuos por 100 m³ es frecuentemente utilizado).
- Seleccionar la duración de la toma de muestra (5, 10, 15 ó 30 minutos). Basado en el área de muestreo de la red y el volumen objetivo de muestreo (o basado en la tasa de bombeo cuando se utilicen bombas).

²⁴ Logísticamente estos estudios son costosos y no todos los proyectos permiten justificar generar este conocimiento desde el punto de vista de eficiencia económica y de sustentabilidad de la inversión. El desarrollador y la contraparte evaluadora deberán justificar en qué medida es necesario realizar este tipo de muestreos dada la escala del proyecto en evaluación.

- Seleccionar las estaciones de muestreo
 - Ubicación de toma de muestra en el proceso industrial (en proyectos construidos): Es deseable contar con una cámara dispuesta en tierra donde llega el agua desde el cuerpo de agua o un sistema de válvulas o ventanas si es un sistema cerrado.

La muestra se puede desarrollar:

- Aguas arriba de las mallas de protección;
 - En el conducto de agua (detrás de las mallas de protección, en tapa de acceso al condensador, etc); o
 - En la descarga (depende del tipo de proceso y del diseño del sistema en evaluación).
- Ubicación de toma de muestra en el cuerpo de agua (sólo en proyectos en evaluación ambiental, no construidos):

En caso que sea deseable evaluar el impacto en la población de organismos de interés en la vecindad del sistema de captación:

- Muestreo de campo cercano: área adyacente al proyecto en relación al resultado del modelo hidrodinámico, generar información utilizando un diseño asociado a diferentes estratos y profundidad de captación. Por ejemplo, a una distancia menor a 800 metros del sistema de captación en dirección norte y sur.
 - Muestreo de campo lejano: Evaluar y proponer un sitio lejano de muestreo en dirección y distancia recogidas del modelo hidrodinámico de campo lejano con el mismo diseño de muestreo del área de la captación. Por ejemplo, a una distancia no superior a 8 kilómetros del sistema de captación en dirección norte y sur, o sólo en dirección norte.
- Profundidad de la muestra: múltiples profundidades si existiera una estratificación de la columna de agua.

- Muestreo de día y noche para detectar pulsos o eventos con conducta nictimeral. Al menos un muestreo nocturno y dos muestreos de día.²⁵
- Seleccionar el número de réplicas (repeticiones) y muestras adecuadas para poder hacer inferencia estadística y comparaciones temporales, etc.
- Seleccionar la temporalidad y frecuencia del muestreo requerido (Por ejemplo, evaluar cambios interanuales o pulsos de algún evento biológico). Puede ser deseable considerar dos años para evaluar cambios interanuales.
- Desarrollar procedimientos de operación estándar en terreno y sistema de control de calidad de trabajo en terreno.
- Desarrollar procedimiento de operación estándar en laboratorio y sistema de control de calidad de trabajo en laboratorio.
- Desarrollar un procedimiento estándar de procesamiento analítico.

11.1.4 Desarrollar el Estudio de Caracterización de Arrastre

El proceso de toma de muestra debe ser desarrollado en función del diseño que se proponga para cada instalación. Cualquier desviación desde el programa de toma de muestra planificado debe ser indicado.

Durante el proceso de toma de muestra, los siguientes datos deben ser monitoreados, registrados y almacenados:

- Flujo de agua en el sistema de captación.
- Condiciones medio ambientales, por ejemplo, temperatura del agua, salinidad, nivel de oxígeno disuelto, viento, y altura de olas. En caso de muestras en el cuerpo de agua también es deseable monitorear el movimiento de parcelas de agua (derivadores lagrangianos).
- Hora de inicio y fin de toma de muestra.
- Ubicación de la toma de muestra (coordenadas GPS y profundidad).

²⁵ Evaluar si es deseable registrar otras variables como viento y registros verticales continuos de temperatura, sal, oxígeno, pH, Clorofila, además de cuantificar el fitoplancton y algunos nutrientes importantes.

En caso que las muestras sean realizadas en el cuerpo de agua, evaluar también si es deseable desplegar derivadores lagrangianos mientras se realiza el muestreo.

Las muestras deben ser fijadas y preservadas de acuerdo al método que se utilizará para procesarlas. Por ejemplo, en caso que se realice un análisis de ADN, se recomienda utilizar alcohol en vez de formalina.

Se debe aplicar un protocolo de control de calidad riguroso. Al mismo tiempo debe poder realizarse trazabilidad de las muestras mediante una cadena de custodia. Por lo general se incluye:

- La fecha, lugar exacto y hora en que se realizó la muestra
- El o las personas que desarrollaron la muestra o medición
- La fecha en que se desarrolló el análisis de la muestra
- La persona que desarrolló el análisis de la muestra
- Procedimiento de control de calidad para la verificación de datos.
- La técnica analítica o método utilizado
- El resultado del análisis.

11.1.5 Analizar Datos

Una vez que se toman las muestras, es deseable que éstas puedan ser procesadas por un laboratorio especializado, laboratorios certificados, centros de estudios.

El procesamiento de muestras de arrastre incluye la separación, conteo y clasificación de los organismos zooplanctónicos y los residuos (e.g. microplástico). La unidad para la evaluación debe ser ponderada por los metros cúbicos de agua, ya sea en gramos de biomasa ($\text{g } 100 \text{ m}^{-3}$) o el número de individuos para calcular su densidad o abundancia ($\text{N}^\circ \text{ Ind. } 100 \text{ m}^{-3}$).

Los organismos generalmente son identificados y clasificados utilizando horas de observación directa mediante lupa estereoscópica de un especialista comprobado.

Como se ha mencionado anteriormente, el desarrollo de una relación directa y transparente con las contrapartes evaluadoras y grupos de interés, aseguran una estandarización de la información colectada, la optimización del tiempo de entrega e interpretación de los resultados.

11.1.6 Reportar Resultados

Los datos caracterizados de arrastre de organismos deben ser descritos en un reporte de caracterización de arrastre de organismos en el sistema de captación de interés. El reporte debe describir:

- Los datos históricos de arrastre (en caso de estar disponibles),
- El diseño de estudio de caracterización de arrastre,
- El método de análisis de muestras, y
- Los resultados obtenidos.

Los datos de muestras de arrastre son utilizados para estimar el arrastre total anual y la mortalidad por arrastre. La mortalidad por arrastre generalmente se asume en 100% en ausencia de cualquier dato empírico que indique lo contrario²⁶.

El reporte final debe incluir reconocimiento a cualquier tipo de tecnología o medida de reducción de impacto por atrapamiento que haya sido evaluado. Los datos recolectados en el estudio pueden ser utilizados como una muestra empírica para mostrar la efectividad de la medida de reducción de impacto en organismos hidrobiológicos de interés.

²⁶ En general este supuesto de 100% de mortalidad es razonable para sistemas de desalinización o sistemas de generación termoeléctrica con sistema de enfriamiento cerrado mediante torre de enfriamiento. No obstante, existe evidencia que es una métrica conservadora en casos de sistemas de generación termoeléctrica con sistema de refrigeración abierto.

[Página dejada en Blanco Intencionalmente]