



INFORME TÉCNICO FINAL

ASESORÍA TÉCNICA PROCESOS SANCIONATORIOS EMPRESA NOVA AUSTRAL S.A.

MANDANTE:

NOVA AUSTRAL S.A.

Organismo emisor:

Costasur Limitada
Cerro el Plomo 5931, Of. 804, Las Condes-Santiago
costasur@costa-sur.cl
Fonos (2)-22294143

ÍNDICE DE CONTENIDOS

1.	INTRODUCCIÓN	3
2.	ANTECEDENTES EXAMINADOS	3
3.	RESULTADO DEL ANÁLISIS.....	4
4.	CONSIDERACIONES FINALES.....	15
5.	GLOSARIO DE TÉRMINOS RELEVANTES	16
6.	PROFESIONALES RESPONSABLES.....	17
7.	REFERENCIAS BIBLOGRÁFICAS	17

1. INTRODUCCIÓN

Por medio del estudio de abogados Carey, la empresa Nova Austral S.A. ha solicitado a Costasur Ltda. una asesoría con el propósito de brindar apoyo técnico y efectuar un análisis exhaustivo de las líneas argumentales e imputaciones efectuadas por la Superintendencia de Medio Ambiente (SMA) y Sernapesca, en el ámbito de los procedimientos administrativos sancionatorios actualmente en curso.

Con este objetivo se analiza y evalúa información relevante que forma parte integral de los expedientes sancionatorios, y con ello detectar eventuales brechas en los juicios efectuados por la SMA que probarían la existencia de daño ambiental por parte de Nova Austral S.A., en lo referente a las eventuales consecuencias y efectos derivados de sobreproducción detectada por Sernapesca en los centros de engorda de salmones (CES) Cockburn 14, Cockburn 23 y Aracena 10.

El análisis que se presenta a continuación, desarrolla argumentaciones que tienen como propósito precisar, conceptualizar y contextualizar apropiadamente la información técnica que entrega la SMA a lo largo del proceso sancionatorio, y con ello poner en perspectiva las brechas argumentales y limitaciones del enfoque metodológico utilizado por la autoridad ambiental y sectorial.

2. ANTECEDENTES EXAMINADOS

Se llevó a cabo una búsqueda de antecedentes de carácter técnico y científico en medios especializados y disponibles para el área de emplazamiento de los proyectos de Nova Austral S.A. Se incorporan también los antecedentes que forman parte de los expedientes sancionatorios levantados por la SMA a los CES ya identificados.

Si bien este documento no incorpora los resultados derivados de las diligencias probatorias encargadas por la SMA según Resolución Exenta N° 6 (al no disponer de una versión oficial al momento de cierre de este informe), algunas de las argumentaciones acá planteadas recogen el hecho de que se está llevando a cabo el levantamiento de nueva información, proceso que con alta probabilidad se verá aplazado y condicionado por la situación de emergencia sanitaria que se vive en el país.

3. RESULTADO DEL ANÁLISIS

3.1. Conceptualización y contextualización de conceptos técnicos relevantes asociados al presente sancionatorio

3.1.1 Sobre la anaerobiosis o condición anaeróbica

Columna de agua

La normativa sectorial define claramente bajo qué circunstancias se debe corroborar la condición anaeróbica o anaerobiosis para el caso del oxígeno disuelto (OD), cuando se lleve a cabo una INFA para una concesión Categoría 5, estableciendo que “la condición anaeróbica se constatará si se incumple el límite de aceptabilidad en a lo menos 30% de los perfiles” (sic). Esta definición es lo suficientemente precisa para no admitir vaguedad, interpretaciones libres ni dobles lecturas. Dado que dicha condición no se verificó en los resultados de la INFA del 15.12.2016 del CES Cockburn 14 (tal como lo comprueba Sernapesca en su informe de denuncia), entonces no es posible en el marco del presente proceso sostener con la necesaria rigurosidad técnica y normativa, una condición anaeróbica en la columna de agua, como tampoco emplear dicha conceptualización como fundamento de base a partir de la cual se generaría un vínculo causal con un eventual daño ambiental en la columna de agua/sedimentos marinos, y junto con ello, efectos subsecuentes de tipo cascada¹, como por ejemplo la eutrofización del medio marino, pérdida de hábitat o la alteración de los servicios ecosistémicos que dicha zona provee.

En su informe de Denuncia, Sernapesca sostiene desde un punto de vista teórico que el exceso de producción por sobre lo autorizado en CES Cockburn 14 generó un daño en la columna de agua y área de sedimentación. En lo que respecta a la columna de agua, dicho concepto debe entenderse técnicamente como el “volumen de un agua que se encuentra entre la superficie y el fondo de un cuerpo de agua dulce o marino” (Buschmann, A., 2001), en consecuencia, lo que sugiere Sernapesca es que fue precisamente ese volumen el que sufrió daño. Pues bien, un análisis básico de la INFA llevada a cabo el 15.12.2016 durante el ciclo productivo donde se verificó exceso de producción, muestra que el 95,6% de la data registra importantes concentraciones de OD y altos porcentajes de saturación, y solo el 4,6% de la data (n=4) está por debajo del límite de aceptabilidad establecido en la normativa sectorial aplicable (2,5 mg/L, Resolución Ex. 3612/09), los que se registraron en solo uno de los cuatro perfiles. En consecuencia y tal como lo acredita Sernapesca, conforme a criterio normativo no califica como constatación de condiciones anaeróbicas. Coincidentemente, al considerar en su conjunto las INFAs históricas del centro Cockburn 14 (considerando las INFAs del ciclo productivo 2012-2015 (21.06.2014 (Anaeróbica), 16.08.2014 (aeróbica post ciclo)) y la INFA ya comentada del 15.12.2016 (aeróbica)), la tendencia es la misma, pues solo el 4,86% de los registros de OD son inferiores a dicho límite de aceptabilidad.

Conforme a lo anterior, no es posible sostener con rigurosidad técnica/normativa que la “columna de agua” sufrió un deterioro, un daño o un menoscabo significativo, teniendo para ello como evidencia solo cuatro datos o registros puntuales de OD bajo el límite de aceptabilidad, por lo mismo, bajo ningún contexto representa una agravante del caso como lo manifiesta SERNAPESCA en su denuncia. En este

¹ Sucesión de reacciones encadenadas.

punto del análisis, conviene enfatizar que el ordenamiento jurídico ambiental de carácter sectorial contempla la posibilidad de la anaerobiosis en columna de agua y fondo de mar, estableciendo un mecanismo correctivo que permite la continuidad de las operaciones mediante el restablecimiento de condiciones aeróbicas, siendo el titular del centro de cultivo el responsable de demostrarlo (Artículo 20 del RAMA).

3.1.2 Sobre la variabilidad natural del oxígeno disuelto (OD) en el cuerpo de agua en el área de interés.

La variabilidad natural del OD en la columna de agua se encuentra influenciada por una serie de factores que deben ser oportunamente considerados y ponderados en su contexto dentro del presente proceso, pues ello permite disponer de una perspectiva más informada, rigurosa y objetiva de las causalidades asociadas a la existencia de bajas concentraciones de oxígeno en la columna de agua del sector de interés.

Si bien la degradación de la materia orgánica asociada al cultivo de peces (ya sea en la forma de pellets no consumidos y/o heces de peces en cultivo), tiene el potencial de contribuir a generar condiciones de baja concentración de OD (hipoxia; Holmer *et al.*, 2005; Mulsow *et al.*, 2006; Burt *et al.*, 2012), mediante el consumo del OD en la columna de agua (Silva & Vargas, 2014), este no es el único factor relevante a considerar en la evaluación. Sobre el particular, es posible establecer que el área costero-marítima en la cual Nova Austral lleva a cabo la actividad acuícola, se enmarca dentro de un sistema de circulación regional de borde oriental donde la Zona de Mínimo Oxígeno (ZMO) constituye, al igual que para otros sectores frente a las costas de Chile (Schneider *et al.*, 2006), una importante propiedad oceanográfica que tiene el potencial de generar fuertes gradientes de concentración de OD y materia orgánica de alta calidad (Levin *et al.*, 1991). Por tanto, su presencia representa un factor modulante relevante que condiciona la variabilidad natural del OD de la columna de agua dentro de este sistema acuático. Además, este sector de la costa patagónica de Chile presenta una importante complejidad geomorfológica, con condiciones hidrológicas y oceanográficas caracterizadas por una fuerte estacionalidad y con un marcado patrón latitudinal de las precipitaciones, aporte de agua dulce, cobertura de glaciares y régimen de luz, todo lo cual modula la alta producción primaria de esta columna de agua (Aracena *et al.*, 2011; Silva & Prego, 2002). En efecto, la fuerte variabilidad climática de área (radiación solar, viento y precipitación), tiene consecuencias físicas sobre la capa de mezcla, la temperatura y salinidad de la columna de agua y su estabilidad, siendo estos los factores que gobiernan los cambios de biomasa y producción primaria, e incluso la composición de especies (Pizarro *et al.*, 2000, Aracena *et al.*, 2011), todo lo cual redundando en la distribución y variabilidad del OD en la columna de agua.

La caracterización de la circulación general entre el estrecho de Magallanes y Cabo de Hornos efectuada por uno de los profesionales responsables de la redacción del presente informe técnico (ver Valdenegro & Silva, 2003) (sector donde se emplazan los proyectos de Nova Austral), muestra que el área donde se emplazan los CES de Nova Austral (principalmente en Cockburn), está fuertemente influenciada por la corriente de la Deriva de los Vientos del Oeste (West Wind Drift) al norte del Frente Polar Antártico (Silva & Neshyba, 1979/1980, Strub *et al.*, 2019), es decir, este sistema de fiordos y canales recibe influencia de la masa de agua superficial subantártica (ASAA) transportada por estas corrientes, que al mezclarse con el gran aporte de agua dulce proveniente de ríos locales y precipitación pluvio nival, da origen a otro tipo de agua modificada que presenta menores concentraciones de OD. Cabe destacar que esta masa de agua ASAA se caracteriza por presentar salinidades menores a 33 PSU, temperaturas menores a 11°C y concentraciones de oxígeno menores que 4 ml/l, entre los 40 a 120 m de profundidad, Llanillo *et al.*, 2012).

El esquema de circulación planteado por Silva & Neshyba, 1979/1980 y actualizado por Strub *et al.*, 2019, muestra que esta corriente se divide en dos al llegar al continente sudamericano, donde una parte sigue hacia el norte con el nombre de “Corriente de Humboldt”, y la otra tiende a deflectarse hacia el sur para luego girar al Este bordeando el extremo del continente sudamericano, y que se conoce como corriente del Cabo de Hornos (Silva & Neshyba, 1979, Valdenegro & Silva, 2003; Strub *et al.*, 2019; Figura 1).

En particular, la zona sur de los canales (desde los 52° hasta 56° S), estaría fuertemente influenciada por esta masa de agua ASAA que mezclada con agua dulce (AD) genera la masa de agua denominada ASAAM, la cual en la medida que avanza hacia la cabeza del sistema de fiordos disminuye la ventilación favoreciendo la presencia de mínimos de OD en su zona profunda. La masa de agua ASAA ingresaría por el estrecho de Magallanes (52°20' S), boca del Brecknock (54° 30' S), en la entrada del canal Cockburn y bahía Cook (55° 10'S), y en la entrada del canal Brazo Sudoeste (Valdenegro & Silva 2003), donde las corrientes presentarían una gran variación estacional (Strub *et al.*, 2019).

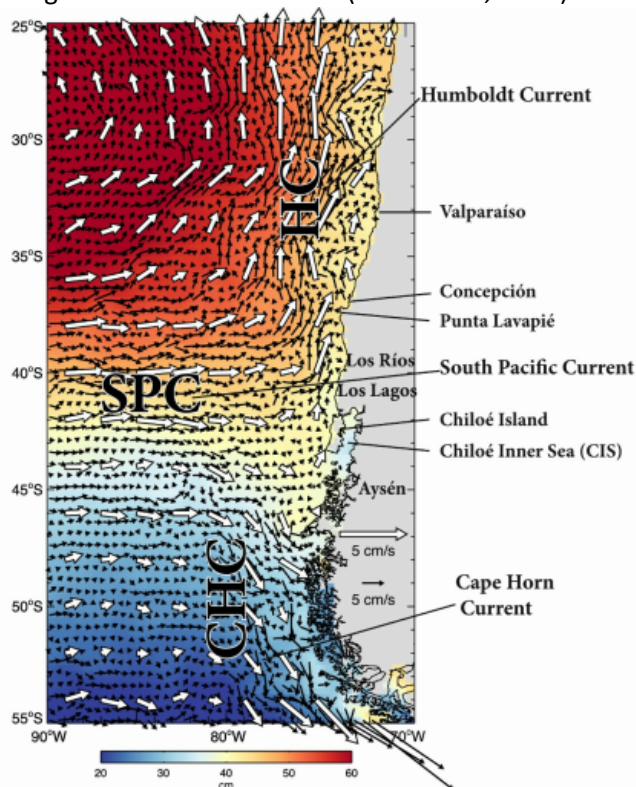


Fig. 1. Mean Dynamic Topography from the CNES 2013 processing, derived from altimeter SLA, satellite gravity measurements, and *in situ* data. Heights are shown as colors on a 0.25 degree grid; geostrophic velocities calculated from the heights are shown on the same grid (black vectors, every other grid point). White vectors are two degree averages of all velocities (note the difference in scale).

Fuente: Tomado de Strub *et al.*, 2019.

Sumado a lo anterior, otro aspecto que aporta variabilidad en la distribución y concentración de OD en la columna de agua, dice relación con los eventos de surgencia propiciados por la predominancia de vientos del SW a lo largo de la costa de Chile (Strub *et al.*, 2019), aportando al sistema aguas ricas en nutrientes y pobres en OD, que tienen el potencial de generar condiciones de hipoxia en términos biológicos (OD < 0,5 ml/L; Helly & Levin, 2004), debido al consumo biológico del OD en la columna de agua.

Se debe destacar además que a nivel global, los efectos del cambio climático han generado episodios que han afectado la estratificación de la columna de agua, y la expansión de las zonas de mínima de oxígeno,

llegando incluso a condiciones de hipoxia en algunas localidades a lo largo de la costa de Chile (Schneider *et al.*, 2014). El cambio de los patrones de precipitación e incremento de la temperatura, estratificación y la entrada de agua dulce pueden generar cambios en los niveles de oxigenación en la columna de agua, sumado al aporte de materia orgánica y nutrientes debido a la surgencia costera (Silva & Vargas 2014). Por lo tanto, cualquier análisis serio debe considerar todos estos elementos y factores, los que interactuarían pudiendo potenciar los efectos o disminuir las condiciones de hipoxia (Boesch, 2008; Rabalais *et al.*, 2010, Perez *et al.*, 2017).

El aumento de la temperatura y la intrusión de agua dulce en el sistema costero tiene el potencial de fortalecer los cambios de densidad (picnoclina), estratificando la columna de agua. Por lo tanto, vale decir que al presentarse una fuerte picnoclina es probable que se genere una menor difusión de OD desde la columna de agua superior hacia las capas más profundas, y de este modo se reduciría la cantidad de OD en aguas de fondo pudiendo llegar a niveles muy bajos, creando una condición de anoxia (Rabalais *et al.*, 2010).

Por otro lado, el impacto que podría provocar el cambio en la frecuencia e intensidad de los vientos, está también asociado con la estacionalidad, ya que el campo de viento se intensifica durante el periodo estival, donde la columna de agua será mezclada disminuyendo la estratificación. Por el contrario, si durante el verano los vientos se debilitan la estratificación se fortalecerá impidiendo la oxigenación de las aguas profundas (Rabalais *et al.*, 2010). Existen antecedentes en la zona de fiordos y canales, al menos de la X región, que el incremento de la precipitación puede resultar en una mayor cantidad de agua dulce, sedimentos y nutrientes en el borde costero, y estos aportes de material extra probablemente se traducirán en una alta estratificación de la columna de agua, que además pueden fortalecer las condiciones para un aumento o inicio de eutrofización dentro del ecosistema acuático (Rabalais, 2004; Perez *et al.*, 2007); por el contrario, en ciclos de precipitaciones reducidas, disminuirá la cantidad de agua dulce y nutrientes que ingresan a la zona costera, minimizando la estratificación y manteniendo la columna de agua oxigenada.

En resumen, son varios los autores que coinciden desde diferentes perspectivas en la importante variabilidad estacional de las condiciones oceanográficas en el área de interés (Aracena *et al.*, 2019, Strub *et al.*, 2019, Llanillo *et al.*, 2012), las cuales condicionan y/o modulan las bajas concentraciones de OD que pueden llegar a registrarse en la columna de agua en el periodo estacional primavera-verano. Esta condición es coincidente con la afirmación que hace Sernapesca en su informe de Denuncia donde establece lo siguiente: “Sin perjuicio de lo anterior, cabe destacar que las condiciones oceanográficas del área permitirían inferir que en el período estival, comprendido de diciembre a marzo, podría existir una tendencia natural a presentarse valores bajos de oxígeno, los que sin embargo también podrían verse influenciados por el aporte de materia orgánica vinculado a la ejecución de este proyecto.” (sic).

3.1.3 Área de sedimentación

En lo que respecta al área de sedimentación, no se verifica el daño que aluden Sernapesca y SMA, toda vez que los dos resultados de materia orgánica total (M.O.T.) que se presentan por parte de la SMA (ver en Resolución Exenta N°6 ROL D 093-2019, Acta de Inspección Submarina (Acta, en adelante), elaborado por el Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura), representan una condición sub-estándar como evidencia empírica de valor probatorio, tal como queda de manifiesto en las argumentaciones sobre el particular presentadas por la defensa en este expediente sancionatorio, particularmente en lo referido a las

siguientes consideraciones, observaciones y reparos que podrían condicionar la calidad probatoria de esos antecedentes, a partir de los cuales se pretendería extraer o derivar conclusiones confiables en el ámbito del proceso en curso:

- a) Si bien la SMA establece en el numeral 18 de la Res. Ex. N° 6 ROL D-093-2019 que en conformidad con el inciso primero del artículo 51 de la LO-SMA (sic): los hechos investigados y las responsabilidades de los infractores podrán acreditarse mediante cualquier medio de prueba admisible en derecho, lo cierto es que resulta imprescindible convenir que los elementos y diligencias probatorias deben permitir la demostración de la realidad de un hecho, que en el caso de este sancionatorio equivale a demostrar que la sobreproducción detectada en los centros de cultivo de salmónidos (CCS) Cockburn 14 (ciclo productivo 2015-2017), Cockburn 23 (ciclo productivo 2016-2017), y Aracena 10 (ciclo productivo 2016-2017) habría tenido los efectos sobre el medio ambiente que la SMA imputa al titular de estos proyectos. En tal sentido, las condiciones informadas por Sernapesca en el Acta respecto del muestreo de sedimentos durante la realización de los transectos de filmación, no reúnen los alcances mínimos de calidad que permitan obtener conclusiones verosímiles y confiables.
- b) El Acta presentada carece de información básica relevante que debería acompañar todo muestreo que se rija a un protocolo serio y profesional tendiente a realizar un muestreo y análisis cuantitativo en sedimentos marinos, por más elemental que este sea, de forma tal que no se introduzcan fuentes de error ajenas al método cuantitativo de análisis, y que permita una correcta lectura y entendimiento de los resultados analíticos. Por ejemplo, en el Acta no se incorpora información básica como la temperatura de las muestras de sedimento, tampoco se informan las condiciones bajo las cuales se preservaron las muestras una vez obtenidas hasta su ingreso a laboratorio (muestras de sedimento marino son especialmente lábiles y propensas a cambios en su composición química, si no se toman los debidos resguardos en su preservación y almacenamiento en el tiempo), todo lo cual redundaría en la imposibilidad de verificar la trazabilidad de las muestras y su calidad de tal, y junto con ello validar la confiabilidad de los resultados analíticos. En otras palabras, el Acta no consigna los medios de verificación que permitan realizar la necesaria trazabilidad de los resultados de M.O.T. derivados de la actividad de muestreo de sedimentos *in situ* llevada a cabo por Sernapesca en julio de 2019. Adicionalmente, el Acta no cuenta con información complementaria relevante como lecturas del pH y potencial de óxido-reducción de esos sedimentos marinos extraídos, entre otros aspectos importantes que dicen relación con la degradación de la materia orgánica que se quiere evaluar.
- c) También en lo que respecta a la trazabilidad de la información, es importante mencionar que en el Acta se indica que el muestreo fue llevado a cabo con un ROV (vehículo submarino tripulado a distancia), afirmación inconsistente con lo mencionado al respecto por Sedimar en Informe N° 9780819, donde se asegura que la metodología de obtención de sedimento fue según Res. Ex. 3612/09 y sus modificaciones. A mayor abundamiento, la propia SMA en su Resolución Exenta² 232 del 2015 en su artículo vigésimo cuarto letra a), pone en relieve la importancia de la trazabilidad de las muestras.

² Resolución Exenta 223/2015: Dicta Instrucciones Generales sobre la elaboración del Plan de Seguimiento de variables ambientales, los Informes de Seguimiento Ambiental y la remisión de información al sistema Electrónico de Seguimiento Ambiental. Ministerio de Medio Ambiente, Superintendencia del Medio Ambiente.

- d) En otro ámbito, la descripción contenida en el Acta respecto del muestreo de sedimentos, deja claramente en evidencia que se seleccionaron ambientes sedimentarios fangosos para la toma de ambas muestras (muestreo dirigido, por lo tanto, sesgado). Este aspecto es de gran relevancia, pues la fracción fango (limo-arcilla) tiene una mayor relación superficie/volumen que le permite disponer de una mayor capacidad de adsorción de contaminantes o elementos (por ejemplo, materia orgánica), en comparación con sedimentos de mayor tamaño de grano. Este aspecto del procedimiento muestral es, evidentemente, otra condicionante relevante a tener en cuenta sobre los resultados de M.O.T. y de cualquier conclusión que de ellos deriven.
- e) En el Acta se confirma el hecho de que la extracción de sedimentos se limitó solo a dos estaciones de muestreo. La resolución espacial considerada en el muestreo llevado a cabo por la autoridad fiscalizadora (entendida como el número de muestras por unidad de espacio), representa en términos técnicos una brecha insoslayable respecto de cualquier uso e interpretación que se desprenda de los resultados en el contexto de este sancionatorio, pues no se debe obviar que un muestreo de esta naturaleza tiene por finalidad representar una señal ya sea en el dominio del tiempo y/o el espacio. Por lo tanto, la resolución espacial del muestreo *in comento* no permite, bajo ningún contexto, caracterizar las propiedades de la distribución y concentración de M.O.T en el sustrato bentónico en el área de cultivo (área de sedimentación, Art. 2 letra d) Decreto Supremo 320/2001 “Reglamento Ambiental para la Acuicultura). En este sentido, el muestreo tal como se indica en el Acta que fue realizado, presenta un sesgo estadístico al no considerar un mínimo de muestras que permita evaluar la variabilidad del sistema, como tampoco considera muestras réplicas que permitan acotar la incertidumbre analítica. Por lo tanto, no es posible descartar que los niveles de M.O.T. derivados de dicho muestreo presenten errores por artefacto y/o sean el reflejo de una anomalía puntual.
- f) Otro aspecto relevante de destacar, dice relación con las fechas del muestreo de sedimentos *in situ* llevado a cabo por la autoridad fiscalizadora sectorial. En efecto, según consta en el Acta dicha actividad se efectuó entre el 25 y 26 de julio de 2019, periodo correspondiente a la fase final de la cosecha asociada a un ciclo productivo posterior al cuestionado para el centro de engorda de salmones (CES) Cockburn 14 (2015-2017), y que finalizó el 29 de julio de 2019, y una condición similar se aprecia en el CES Cockburn 23 (ciclo productivo cuestionado 2016-2017) donde la actividad de muestreo se llevó a cabo entre el 24 y 25 de julio de 2019, periodo en el cual se desarrollaba otro ciclo productivo. Este desfase en la temporalidad transcurrida entre ambos eventos, por un lado, el periodo en que se detecta sobreproducción y, por otro lado, el muestreo de sedimentos *in situ* (y como se verá más adelante, también las filmaciones subacuáticas), impone limitaciones razonables y plausibles a cualquier intento de establecer relación causa-efecto entre ambos, toda vez que en ambos CES existen INFA aeróbicas posterior al ciclo cuestionado, que permitió en conformidad con la normativa sectorial vigente y aplicable a la industria llevar a cabo ciclos productivos posteriores (2018-2019-2020).
- g) Llama la atención las condiciones y características bajo las cuales, en términos generales y particulares, el Acta revela que fue llevado a cabo el muestreo de sedimentos *in situ* por parte de la autoridad fiscalizadora sectorial, toda vez que para ello existe disponibilidad de protocolos básicos de muestreo que permiten suplir las carencias y deficiencias comentadas en los párrafos precedentes. Entre esos protocolos es posible mencionar la normativa sectorial aplicable a la industria de la acuicultura, que establece los alcances bajo los cuales se estandariza este tipo de

actividades (Reglamento Ambiental para la Acuicultura, Resolución Acompañante 3612/2009 y sus modificaciones). Otro referente técnico es el estudio encargado por el mismo Ministerio del Medio Ambiente al CENMA (Cortes & Silva, 2011), en el que se describe y detalla protocolos y procedimientos de muestreo y análisis que se deben aplicar a los sedimentos según sus características. Por lo tanto, existiendo disponibilidad de referencias y lineamientos técnicos en el ámbito nacional (sin mencionar el importante volumen de información disponible al respecto en literatura técnica internacional), se estima razonable la pregunta del por qué el ente fiscalizador no las aplica a sus propias actividades de fiscalización?. En consecuencia, y en conformidad con las condicionantes técnicas descritas en los párrafos precedentes, es posible establecer que los detalles contenidos en el Acta implican claramente una condición sub-estándar respecto del muestreo de sedimentos *in situ*, y carente de toda rigurosidad metodológica.

- h) Finalmente, y considerando la ponderación y análisis efectuado, es posible plantear que la información derivada del muestreo informado en el Acta presenta importantes brechas como prueba empírica y carecería de valor probatorio relevante, y su uso resulta poco verosímil al propósito de obtener conclusiones confiables que permitan asignar una alteración o deterioro del ambiente sedimentario como consecuencia de la sobreproducción en el CES Cockburn 14 durante el 2015-2017 y en CES Cockburn 23 durante ciclo productivo 2016-2017.

Como ya se mencionó, las filmaciones subacuáticas incorporadas al presente sancionatorio, y efectuadas en el mismo periodo de muestreo de M.O.T., también presentan importantes falencias como evidencia empírica de sustento o respaldo a las imputaciones efectuadas por la S.M.A. Por ejemplo, en el CES Cockburn 14 éstas se llevaron a cabo entre el 25 y 26 de julio de 2019 por parte de Sernapesca, en un periodo que coincidió temporalmente con el inicio de la cosecha del ciclo productivo 2018-2019, es decir, luego de transcurridos 24 meses desde el término del ciclo productivo cuestionado 2015-2017. Una situación similar ocurre en el CES Cockburn 23, donde el ciclo cuestionado por sobreproducción finalizó en noviembre de 2017 y las filmaciones se llevaron a cabo aproximadamente 21 meses después (entre el 24 y 25 de julio de 2019), esto es, en pleno periodo productivo cuyo inicio fue en julio de 2018 (previa INFA aeróbica debidamente informada a la autoridad fiscalizadora). Las imágenes obtenidas en estas circunstancias, es decir en ciclos productivos posteriores en pleno desarrollo, muestran abundante presencia de materia orgánica sobre el sustrato preferentemente fangoso del fondo marino, compuesta principalmente por alimento no consumido (A.N.C.) y también por residuos atribuibles a la excreción de los peces de cultivo (fecas), por lo tanto, su presencia no debe llamar la atención pues es importante mencionar que en conformidad con lo declarado por el titular en la DIA de los proyectos, dentro de los residuos sólidos que este generaría se encuentran el A.N.C. y el aporte por fecas de peces en una cantidad aproximada de 832.500 kg. C/ciclo productivo en el CES Cockburn 14, y una cantidad similar en el CES Cockburn 23.

La materia orgánica depositada sobre el lecho marino muestra un grado de descomposición variable a lo largo de los transectos de filmación subacuática, formando desde agregaciones compactas hasta la presencia de pellets en unidades claramente identificables (calibre fase final de engorda (11-12 mm)), condición que sugiere su reciente incorporación al medio acuático y decantación sobre el sustrato (reciente respecto de la fecha en que se llevaron a cabo esas filmaciones), por tanto su origen está claramente asociado al último ciclo productivo llevado a cabo en esos CES. Más aún, la distribución espacial del A.N.C. no es uniforme a lo largo del área

de sedimentación bajo los módulos de cultivo, pues los transectos de filmación muestran gradientes con mayor concentración en determinados sectores y menor presencia en otras. En consecuencia con lo anteriormente descrito, las filmaciones subacuáticas también presentan importantes brechas como evidencia empírica pues la sola existencia de materia orgánica en el área de sedimentación no puede ser utilizada como fundamento para sostener los supuestos efectos adversos significativos atribuibles a la fracción del ciclo productivo que la SMA imputa a la Compañía.

3.1.4 Sobre la Eutrofización

Se debe clarificar que el proceso de eutrofización no es sinónimo ni equivalente a contaminación, debido a que para definir este estado se debe tener en cuenta muchos otros elementos, como por ejemplo, la disponibilidad de nutrientes, productividad primaria y niveles de oxígeno (Smith *et al.*, 1999). En estricto rigor, la eutrofización es un proceso natural o artificial de adición de nutrientes a los cuerpos de agua y los efectos derivados de dicha carga, es decir, para su correcto entendimiento no es posible separar las causas que lo provocan de los efectos que produce. Así por ejemplo, Buschmann & Fortt, 2005 (Buschmann es autor citado por la SMA en la Formulación de cargos), define de manera clara y precisa eutrofización como “aumento de nutrientes y productividad primaria” (sic).

La literatura disponible sobre el particular, demuestra que la dinámica y progresión de este proceso biológico es de carácter multifactorial, en el cual incide una gama muy amplia de factores que se interrelacionan de manera compleja, y que abarcan desde factores físicos (e.g. características físicas y geomorfológicas de la costa (Cloern, 2001), tiempo de residencia de las aguas (Schindler, 2006), propiedades ópticas de la columna de agua, forzamiento atmosférico e hidrológico, batimetría, calentamiento global, etc.), químicos (e.g. dinámica de nutrientes), y biológicos (e.g. estado trófico del cuerpo de agua evaluado, interacciones tróficas específicas, entre otros relevantes). El énfasis asignado a la relevancia de cada factor sobre el proceso de eutrofización dependerá del enfoque metodológico aplicado en cada estudio en particular.

Por ejemplo, según la misma autora y publicación citada por Sernapesca en su Informe de Denuncia, Inka Milewski³, el aporte o carga de nutrientes en aguas marinas (nitrógeno (N) y fósforo (P)), puede o no iniciar este proceso biológico de eutrofización dependiendo de la capacidad de asimilación del cuerpo acuático receptor y el volumen y duración de la carga de nutrientes. En otras palabras, la carga de N y P al cuerpo receptor derivado del alimento no consumido y de la excreción de los peces producto del exceso de producción por sobre lo autorizado, si bien tienen potencial eutroficante, no necesariamente gatillan un proceso de eutrofización, pudiendo existir respuestas diferenciales del ecosistema acuático ante el enriquecimiento orgánico.

Al respecto, en una investigación llevada a cabo por Soto & Norambuena (2004) en el sur de Chile, se demostró que el aumento de amonio (sustancia nitrogenada derivada de la excreción de los peces) no se asoció con un efecto sobre la clorofila del fitoplancton sobre las balsas jaula de peces. Investigaciones llevadas a cabo en otros países, muestran que en algunos sistemas costeros el aumento en la carga de nutrientes no ha dado lugar a tendencias crecientes en la biomasa del fitoplancton (por ejemplo, Alpine y Cloern, 1992; Balls *et al.*, 1995), mientras que en otros ecosistemas acuáticos se ha descrito incluso un aumento de la concentración de clorofila-a en periodos de reducción de carga de nutrientes (por ejemplo

³ https://www.iatp.org/sites/default/files/Impacts_of_Salmon_Aquaculture_on_the_Coastal_E.pdf

McQuatters-Gollop *et al.*, 2009, Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002 y 2005). Por lo tanto, la eutrofización es un tema que debe estudiarse más a fondo y evaluar la respuesta del ecosistema completo (Buschmann & Fortt, 2005).

Existe una variedad de respuestas que puede presentar el ecosistema acuático ante la carga de nutrientes como el N y P, donde diversos factores pueden actuar como filtros que modulan (amplifican o reducen) los impactos del enriquecimiento por nutrientes y que implican que los mecanismos subyacentes que median la respuesta del fitoplancton a los cambios en la concentración de nutrientes, varían dependiendo de la escala espacial y temporal considerada (Gómez, F., 2015).

Ante esta evidencia, no resulta conducente asumir de manera simplificada y directa que el aumento de nutrientes en el sistema acuático por alimento no consumido y excreción de los peces genere, *per se*, procesos de eutrofización del sistema acuático y/o procesos anaeróbicos, pues ello implicaría considerar *a priori* la actividad económica asociada al cultivo intensivo de peces como inviable en términos ambientales, independiente de la cantidad de biomasa que se cultive, ya que incumpliría el objetivo de protección ambiental que rige el marco normativo vigente y aplicable a la misma.

Por último, cabe mencionar que si bien se dispone de diversa literatura publicada de carácter técnica y científica que da cuenta de una serie de efectos e impactos asociados al cultivo intensivo de peces, no es correcto sugerir ni asumir que ellos son ubicuos a la actividad, es decir, porque se encuentran descritos en la literatura, ocurren y son aplicables a este caso concreto. Es importante y necesario contextualizar los hallazgos, y conducirlos argumentalmente sobre una base con evidencia empírica apropiada (e.g. variabilidad espacio-temporal de los indicadores de eutrofización), que permita demostrar y esclarecer de manera rigurosa aquellos daños sobre el ecosistema acuático que se imputan. En referencia a la eutrofización por enriquecimiento de nutrientes, la SMA en la Formulación de Cargos señala “Se debe señalar que esta variable no es evaluada en una INFA, ya que no se miden nutrientes. No obstante, la ausencia de dichas mediciones no descarta su ocurrencia” (sic). Pero lo cierto, es que la evidencia provista por la SMA y la autoridad fiscalizadora Sernapesca tampoco la confirma.

Ya en el 2005 Buschmann & Fortt destacaban las limitaciones del RAMA como herramienta regulatoria para hacer frente a las problemáticas ambientales que planteaba el rápido crecimiento de la industria acuícola intensiva, enfatizando a manera de ejemplo que la norma no contempla materias como la eutrofización.

3.1.5 Pérdida de Hábitat y Servicios Ecosistémicos (SSEE)

La SMA señala que producto del daño en la columna de agua y fondo marino causado en el área de concesión por la constatación del exceso de producción por sobre lo autorizado, la superación de la capacidad del sistema (anaerobiosis) y la respectiva eutrofización, se habría generado subsecuentemente, pérdida de hábitat y alteración de SSEE, en especial aquellos de soporte, provisión y regulación (Considerando 27 de la Formulación de Cargo). Sobre el particular, llama la atención no solo los saltos argumentales empleados por la autoridad ambiental, sino también el hecho que los eventuales efectos locales que aduce (que según SMA son en el área de concesión), serían también verificables a nivel ecosistémico a través de la alteración de los servicios que la zona provee.

Como se ha argumentado hasta ahora, los mecanismos subyacentes a estos efectos alegados por la SMA

no quedan debidamente constatados (condición anaeróbica y superación de la capacidad del cuerpo de agua), y en lo que respecta a la eutrofización no se provee evidencia empírica de respaldo. Por tanto, no es posible conjeturar efectos subsecuentes como la pérdida de hábitat y alteración de SSEE. Para efectos del presente caso, las limitaciones para demostrar dichos efectos son por una parte, de carácter metodológico, considerando la nula presencia de evidencia empírica sobre la cual fundamentar de manera categórica esos efectos (no solo conjeturarlos), y por otra parte, de carácter normativo pues el foco del RAMA está limitado al sitio-específico de cada concesión y no sobre una perspectiva mas global o de carácter ecosistémica (Buschmann & Fortt, 2005).

3.2 Sobre la evidencia empírica asociada a las Diligencias Probatorias decretadas por la SMA en Res. Ex. Nº 6 ROL D-093-2019 del 29 de enero de 2019.

A continuación se plantean algunas argumentaciones que estimamos relevante comentar sobre aspectos de fondo asociados a los muestreos y mediciones que forman parte de las diligencias probatorias decretadas por la SMA según Resolución Exenta Nº6, independiente de los resultados que de ella se obtengan.

La solicitud decretada por la SMA de llevar a cabo diligencias probatorias en conformidad con las facultades conferidas en los arts. 3º letra “a”, 28, 50 y ss. de la LO-SMA, tuvieron como propósito central, según se indica, disponer de medios probatorios con información actualizada sobre los efectos de la infracción imputada al titular del CES Cockburn 14 en lo referente a la superación de la biomasa máxima autorizada. Cabe destacar que en conformidad con lo instruido por la División de Fiscalización de esta Superintendencia, el contenido de la inspección ambiental que debe llevar a cabo la ETFA Aquagestión S.A., pero que a la fecha de cierre del presente informe no se ha materializado en su totalidad por circunstancias atribuibles a la situación sanitaria derivada de la pandemia, se ajustó a las metodologías establecidas en la Resolución Exenta Nº 3612 de 2009 de la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, y sus modificaciones. Básicamente, el contenido de esta inspección ambiental dice relación con la extracción de muestras de sedimento marino (para su caracterización físico-química (granulometría, pH y Redox (mV)) y biológica (macroinfauna)), y una filmación subacuática del fondo marino bajo los módulos de cultivo.

Si bien los artículos 50 y 51 de la LO-SMA confieren a dicho Servicio la facultad de realizar las pericias e inspecciones que estime pertinentes para disponer de medios de prueba orientados a la evaluación de los hechos investigados y responsabilidad de los infractores, llama la atención la no inclusión de mediciones tendientes a la caracterización del contenido de OD en la columna de agua (junto a la temperatura y salinidad), toda vez que esta variable resulta ser EL atributo relevante según la Resolución Acompañante para evaluar la condición de aerobiosis en los centros de cultivo tipificados bajo Categoría 5 (a la cual pertenecen CES Cockburn 14 y 23). Más aún, es precisamente el contenido de OD en la columna de agua el argumento del cual se vale Sernapesca en su informe de denuncia como información base para establecer una supuesta condición de anaerobiosis en Cockburn 14 (INFA efectuada 15.12.2016) que eventualmente se vincularía a la superación de la biomasa autorizada, y sobre la base de la cual la SMA conjetura una serie de consecuencias ambientales sobre el medio marino (tipo efecto cascada), concluyendo finalmente un daño ambiental. Por lo mismo, no se explica que se haya omitido la caracterización de la matriz “columna de agua” durante la inspección ambiental encargada por la SMA como parte de las diligencias probatorias.

Otro aspecto relevante de destacar, dice relación con las diferencias en la temporalidad entre el periodo que se verifica la superación de la biomasa autorizada durante un periodo acotado del ciclo productivo 2015-2017 en el caso del CES Cockburn 14, y 2016-2017 en el caso del CES Cockburn 23, y la diligencia probatoria encargada por la SMA durante los primeros meses del 2020 y que aun no se concretan en su totalidad. Este desfase en la temporalidad transcurrida entre ambas circunstancias, impone limitaciones razonables y plausibles a cualquier intento de establecer relación causa-efecto entre ambas, en especial considerando que existe una INFA aeróbica posterior al ciclo cuestionado que permitió a Nova Austral, en conformidad con la normativa sectorial vigente y aplicable (RAMA y Resolución Acompañante 3612/09), llevar a cabo ciclos productivos posteriores a los cuestionados. En este punto del análisis resulta conveniente la pregunta, ¿De qué manera podrían los resultados de los muestreos y mediciones derivados de las diligencias probatorias representar pruebas empíricas que reflejen una señal objetiva e inequívoca de causalidad directa, considerando lo extemporáneo de ambas circunstancias?. Acaso no resulta más plausible que esos resultados sean mas bien una lectura del ciclo productivo que finalizaba al momento que dichas actividades de terreno fueron llevadas a cabo?.

La respuesta a las cuestiones planteadas en el párrafo precedente se encuentra en la misma normativa sectorial, conforme a la cual la INFA constituye un instrumento para la conservación y evaluación de la capacidad de los cuerpos de agua, que debe ser presentada periódicamente por el titular de la concesión para dar cuenta de la condición de aerobiosis. La periodicidad a la que se hace mención no es otra que aquella definida en el Título III, Párrafo I, numeral 12 de la Resolución 3612/09, donde se exige una periodicidad de INFA por ciclo productivo para el cultivo intensivo de engorda de peces⁴. Por lo tanto, la INFA permite evaluar la evolución de las condiciones ambientales bajo las cuales se llevan a cabo las actividades operativas de estos centros de cultivo por ciclo productivo a lo largo de la vida útil del proyecto. Por ello, se estima que cualquiera sean los resultados derivados de la diligencia ambiental probatoria, estos representarían la constatación de las condiciones actuales del ambiente sedimentario del fondo marino bajo el CES Cockburn 14 y Cockburn 23, y no necesariamente las existentes en un ciclo productivo anterior al último desarrollado.

Un ejemplo de la lógica planteada se verificará con los resultados que se informen de la matriz sedimentaria relativos a granulometría, materia orgánica total, pH y potencial de óxido-reducción (Redox), pues en todas ellas la respectiva caracterización se efectúa en los primeros 3 centímetros de la muestra extraída en cada estación, tal como lo establece la metodología de la Resolución Acompañante, ello con el propósito de caracterizar la capa superficial del sustrato, permitiendo de esta manera la integración de la información más reciente acumulada en dicha matriz. Dado que será ésta la metodología empleada en los muestreos y mediciones de la diligencia probatoria por mandato de la SMA (Ver Considerando IV letra c) de la Resolución Ex. N°6 del expediente), los valores informados para estas variables serían un indicativo de la condición actual de dichas matrices, y bajo ningún contexto podrían ser una señal asociada exclusivamente al periodo donde se verificó un exceso de producción por sobre lo autorizado. De hecho, la capa superficial de la matriz sedimentaria no solo está conformada por materia orgánica derivada de la actividad de cultivo de peces, sino que también recibe el aporte orgánico natural, existiendo una amplia variabilidad en las tasas de sedimentación natural (TS) descritas para la zona sur de Chile. Conforme a Silva & Prego (2002), la TS es alta en muchos fiordos del país, y si bien existe un amplio

⁴ El artículo 2 letra p) del RAMA, establece que la INFA es el informe de los antecedentes ambientales de un centro de cultivo en un periodo determinado.

rango de variación, es posible mencionar estimaciones de TS en el rango 0,26 – 0,36 cm/año para la zona de Aysén y zona de canales (Rojas, 2002; Salamanca & Jara, 2003; Silva & Prego, 2002), de 0,15 cm/año en fiordo Cupquelán, 0,67 cm/año en el caso del fiordo Quitralco (Salamanca & Jara, 2003), y entre 0,25 cm/año – 0,75 cm/año para el área en torno al canal Puyuhuapi (Silva & Prego (2002), Rebolledo *et al.*, 2005, Sepúlveda *et al.*, 2005). Se desconoce la TS en el sector Cockburn, pero el amplio rango de variación descrito en la literatura a lo largo de la costa sur y extremo sur de Chile, es un antecedente que se debe tener en consideración en la evaluación de la matriz sedimentaria, en especial cuando se trata de caracterizar el estrato superficial de la misma, más aun cuando las tasas de sedimentación presentan una variabilidad estacional, que agrega otro factor a considerar para evaluar las posibles causas de las condiciones de desoxigenación en la zona donde se emplazan los centros de cultivo cuestionados.

Por su parte, los resultados derivados del análisis de los componentes de macroinfauna bentónica del sedimento y aquellos que se deriven de videograbaciones acuáticas adolecerán, por extensión, del mismo problema de la extemporaneidad ya comentada, considerándose razonablemente representativos del último ciclo productivo llevado a cabo en CES Cockburn 14 y Cockburn 23.

Si dicho lo anterior, aún se considera que los resultados presentados hasta el momento por la SMA en el ámbito del presente proceso (filmaciones subacuáticas y muestreo de sedimentos de Sernapesca en julio de 2019), o aquellos que se obtengan producto de diligencias probatorias llevadas a cabo de manera parcial a partir de marzo de 2020), son una consecuencia del efecto acumulado de todos o solo algunos de los últimos ciclos productivos llevados a cabo en estos CES, o bien exclusivamente se vinculan a la superación de la biomasa detectada durante un periodo acotado del ciclo 2015-2017 en Cockburn 14 y ciclo 2016-2017 en Cockburn 23, será entonces relevante precisar aquellos elementos que permitan discernir de manera inequívoca, qué parte de los cambios observados en estas pruebas empíricas son atribuibles a dicha infracción, en especial teniendo en consideración el desarrollo de un ciclo productivo posterior y, además, que no existe una línea de base de la matriz sedimentaria a partir de la cual comparar y registrar la evolución ambiental (cambio) en estos CES.

Respecto de esto último, se debe considerar que la línea de base marina en el área de influencia de los proyectos de Cockburn 14 y 23 (contenida en el expediente de evaluación ambiental), contempló la caracterización preliminar de sitio (CPS) en base a aquellos atributos relevantes que establece la normativa sectorial para una concesión categoría 5, esto es: a) Plano batimétrico y de ubicación de estaciones, b) Correntometría euleriana, c) Oxígeno disuelto en la columna de agua, d) Temperatura en la columna de agua y e) Conductividad/Salinidad en la columna de agua, donde c) y d) son variables de interés para el seguimiento ambiental en las INFA. Por tanto, al no incorporar la CPS información de la matriz sedimentaria en la línea de base, no se dispone de datos que permitan contextualizar los resultados derivados de las Diligencias Probatorias sobre este ámbito, ya que no es posible determinar cómo han evolucionado en el tiempo las diferentes variables físicas, químicas y biológicas evaluadas. Una vez más, es posible señalar que estos resultados representarían más plausiblemente una fotografía del momento actual de dicha matriz ambiental, datos puntuales que no se acompañan de una señal temporal sobre la base de la cual asignar impactos y/o imputar daño ambiental.

4. CONSIDERACIONES FINALES

A lo largo del presente documento se proporciona un análisis que permite demostrar, sobre la base de distintas líneas argumentales, que el sustento técnico sobre el cual se basa la S.M.A. no permite concluir

sobre una base concreta, sólida ni rigurosa la imputación de daño ambiental como consecuencia del exceso de producción.

Por un lado, la evidencia empírica de sustento empleada por la S.M.A. para concluir un eventual daño ambiental (filmaciones subacuáticas, muestras de sedimento), además de ser extemporánea (en dos de los tres CES se llevó a cabo un ciclo con posterioridad al ciclo cuestionado), adolece de una condición sub-estándar que no permite demostrar y acreditar de manera rigurosa ni objetiva aquellos daños sobre el ecosistema acuático que se imputan a dicha sobreproducción, pues no representan, bajo ningún contexto, una señal objetiva e inequívoca de causalidad directa. Como consecuencia, la imposibilidad de articular y conjugar las causas esgrimidas con los efectos imputados genera una importante brecha argumental, que no cumple con el mínimo necesario que exige e impone la naturaleza del daño que se acusa.

Un claro ejemplo de lo anterior, se aprecia en el carácter especulativo de la afirmación efectuada por la S.M.A. en lo referente a los efectos potenciales del enriquecimiento orgánico por sobreproducción sobre los servicios ecosistémicos, que es meramente una simple conjetura sobre los impactos ambientales generales atribuidos a la industria acuícola, y que en el presente caso no se asocia ni respalda con evidencia empírica alguna (al igual que ninguno de los otros eventuales efectos en cadena que menciona la S.M.A). Esto resulta evidente al punto que no se define a qué servicios se hace referencia ni cómo los cambios observados se relacionan con los factores ambientales, en lo que se reconoce como un sistema costero con características oceanográficas complejas y sometido a importante variabilidad estacional, la misma que condiciona también la validez de cualquier prueba resultante de diligencias probatorias en el ámbito de los procesos sancionatorios en curso. Cabe destacar que para establecer cualquier efecto sobre el medio se debe considerar una serie de variables, elementos y factores, los que interactuarían pudiendo potenciar los efectos o disminuir las condiciones de hipoxia o de bajas concentraciones de oxígeno (Boesch, 2008; Rabalais *et al.*, 2010, Perez *et al.*, 2017), y por cierto, tener en cuenta aquellas consideraciones respecto a canales y fiordos con baja ventilación que podrían verse afectados por el cambio climático que modifica la estratificación de la columna de agua.

5. GLOSARIO DE TÉRMINOS RELEVANTES

<u>Columna de agua:</u>	Volumen de un agua que se encuentra entre la superficie y el fondo de un cuerpo de agua dulce o marino” (Buschmann, A., 2001).
<u>Condición anaeróbica (anaerobiosis):</u>	Concepto que en la legislación vigente implica una condición que indica la ausencia de oxígeno disuelto en el agua intersticial de los primeros tres centímetros del sedimento. En el caso de sustratos duros o semiduros o sitios con profundidades superiores a 60 metros, las condiciones anaeróbicas se constatarán en el decil más profundo de la columna de agua, medidas a una distancia máxima de 3 metros desde el fondo (Artículo 2 letra h) del RAMA.
<u>Eutrofización:</u>	Aumento de nutrientes y productividad primaria (Buschmann & Fortt, 2005).

<u>Hipoxia:</u>	Concentración de oxígeno disuelto menor que 0,5 ml/L (Helly & Levin, 2004).
<u>RAMA:</u>	Reglamento Ambiental para la Acuicultura. Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, Ministerio de Economía, Fomento y Reconstrucción.
<u>Resolución Acompañante:</u>	Resolución que fija las metodologías para elaborar la caracterización preliminar de sitio (CPS) y la información ambiental (INFA) conforme al RAMA. Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, Ministerio de Economía, Fomento y Reconstrucción.
<u>Zona de Mínima de Oxígeno (ZMO)</u>	Zona del océano con concentración de oxígeno disuelto menor que 1ml/L (Schneider <i>et al.</i> , 2014).

6. PROFESIONALES RESPONSABLES

Colaboraron en la elaboración del presente informe técnico el oceanógrafo de la empresa Costasur Limitada Sr. Alexander Valdenegro Mancilla, RUN 12.004.365-K y el biólogo marino en calidad de independiente Sr. Pablo Mackenney Urzúa, RUN 10.310.092-5.

7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alpine A.E. & Cloern J.E. 1992. Trophic interactions and direct physical effects control phytoplankton biomass and production in an estuary. *Limnology and Oceanography* 37, 946-955.

Aracena C., C. Lange, L. Iriarte, L. Rebolledo, S. Pantoja. 2011. Latitudinal patterns of export production recorded in surface sediments of the Chilean Patagonian fjords (41–551S) as a response to water column productivity. *Continental Shelf Research* 31: 340–355.

Balls P.W., Macdonald A., Pugh K., Edwards A.C. 1995. Longterm nutrient enrichment of an estuarine system: Ythan, Scotland (1958–1993). *Environmental Pollution* 90, 311-321.

Boesh, D.F. 2008. Global warming and coastal dead zones. *National Wetlands Newsletter* 30: 11-21.

Burt W, Thomas H, Fennel K, Horne E. 2013. Sediment-water column fluxes of carbon, oxygen and nutrients in Bedford Basin, Nova Scotia, inferred from 224Ra measurements. *Biogeosciences* 10:53–66.

Buschmann, A. 2001. Impacto Ambiental de la Acuicultura. El Estado de la Investigación en Chile y el Mundo. Terram Publicaciones, 61 pp.

Buschmann, A. & A. Fortt. 2005. Efectos ambientales de la acuicultura intensiva y alternativas para un desarrollo sustentable. *Revista Ambiente y Desarrollo* 21 (3): 58-64, Santiago Chile.

Cloern J.E. 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series* 210, 223-253.

Cortés y Silva, A. 2011. Armonización de criterios de muestreo y análisis tendientes a la modelación de la calidad ambiental de estuarios y bahías.” Informe Consolidado, diciembre 2011.

Gómez, F. 2015. Evaluación del estado de eutrofización del mar de alborán mediante el empleo combinado de imágenes de satélite y de muestreos in situ. Tesis Doctoral, Universidad de Málaga, Departamento de Física Aplicada II; 267 pp.

Helly, J. & Levin, L. 2004. Global distribution of naturally occurring marine hypoxia on continental margins. *Deep – Sea Research I*. 51: 1159 – 1168.

Holmer, M., Wildish D. & Hargrave B. 2005. Organic Enrichment from Marine Finfish Aquaculture and Effects on Sediment Biogeochemical Processes. *Hdb Env Chem Vol. 5, Part M (2005): 1–24.*

Levin L, C Huggett C & K W ishner. 1991. Control of deep-sea benthic community structure by oxygen and organic-matter gradients in the eastern Pacific Ocean. *Journal of Marine Research* 49: 763 –800.

Llanillo PJ., Pelegrini JL, Duarte CM, Emelianov M, Gasser M, Gourrion A, Rodriguez-Santana A. 2012. Meridional and zonal changes in water properties along the continental slope off central and northern Chile. *Ciencias Marinas*, 38(1B): 307-332

McQuatters-Gollop A., Gilbert A.J., Mee L.D., Vermaat J.E., Artioli Y., Humborg C. , Wulff F. 2009. How well do ecosystem indicators communicate the effects of anthropogenic eutrophication? *Estuarine Coastal Shelf Science* 82, 583-596.

Milewski, I. Impacts of Salmon Aquaculture on the Coastal Environment: A Review. Conservation Council of New Brunswick. Canada. 35 p.
(https://www.iatp.org/sites/default/files/Impacts_of_Salmon_Aquaculture_on_the_Coastal_E.pdf)

Mulsow S, Y. Krieger, & R. Kennedy. 2006. Sediment profile imaging (SPI) and micro-electrode technologies in impact assessment studies: Example from two fjords in Southern Chile used for fish farming. *Journal of Marine Systems* 62 (2006) 152– 163.

Muñoz, P., Lange, C.B., Gutierrez, D., Hebbeln, D., Salamanca, M.A., Dezileau, L., Reyss, J.L., Benninger, L.K. 2004. Recent sedimentation and mass accumulation rates based on ²¹⁰Pb along the Peru–Chile continental margin. *Deep-Sea Res. Pt. II* 51 (20–21), 2523–2541.

Pérez-Ruzafa A., Gilabert J., Gutiérrez J.M., Fernández A.I., Marcos C., Sabah S. 2002. Evidence of a planktonic food web response to changes in nutrient input dynamics in the Mar Menor coastal lagoon, Spain. *Hydrobiologia* 475/476, 359-369.

Pérez-Ruzafa A., Fernández A.I., Marcos C., Gilabert J., Quispe J.I., García-Charton J.A. 2005. Spatial and temporal variations of hydrological conditions, nutrients and chlorophyll a in a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, Spain). *Hydrobiologia* 550, 11-27.

Pérez I., N Mayorga., Silva N., Castillo M., Montero P., Scneider W., Pizarro O., Ramírez N., Igor G., Daneri G., Valle-Levinson A., Navarro e., Mesa A. 2017. Determinación de la presencia natural de aguas

de bajo contenido de oxígeno disuelto, en zonas utilizadas para el cultivo de salmones. Zona Norpatagónica Chilena. FIPA N°2015-07.

Pizarro, G., Iriarte, J.L., Montecino, V., Blanco, J.L., Guzmán, L., 2000. Distribución de la biomasa fitoplanctónica y productividad primaria máxima de fiordos y canales australes (47–501S) en octubre de 1996. Comité Oceanográfico Nacional (CONA), 23: 25–48.

Rabalais, N. 2004. Eutrophication, in: *The Global Coastal Ocean Multiscale. Interdisciplinary Processes*, edited by: Robinson, A. R., McCarthy, J., and Rothschild, B. J., *The Sea*, Vol. 13, Harvard University Press, pp 819-865.

Rabalais, N. N., Turner, R. E., Díaz, R. J., and Justić, D. 2010. Global change and eutrophication of coastal waters. – *ICES Journal of Marine Science*, 66: 1528–1537.

Rebolledo, L., Lange, C.B., Figueroa, D., Pantoja, S., Muñoz, P., Castro, R. 2005. 20th century fluctuations in the abundance of siliceous microorganisms preserved in the sediments of the Puyuhuapi Channel (441S), Chile. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 78 (3), 469–488.

Rojas, N. 2002. Distribución de materia orgánica, carbono y nitrógeno, y diagénesis temprana en sedimentos de la zona de canales australes entre los golfos Corcovado y Elefantes, Chile. Undergraduate Thesis, Universidad Católica de Valparaíso, Valparaíso, Chile, 76 pp.

Salamanca, M.A., Jara, B. 2003. Distribución y acumulación de plomo (Pb y ²¹⁰Pb) en sedimentos de los fiordos de la XI región, Chile. *Ciencia y Tecnología Marina* 26: 61–71.

Schindler, D.W. 2006. Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnology and Oceanography*. 51, 356-363.

Schneider, G., R Fuenzalida, J. Garcés-Vargas, L. Bravo, C. Lange. 2006. Vertical and horizontal extension of the oxygen minimum zone in the eastern south Pacific Ocean. *Gayana* 70: 79-82.

Schneider, D.W., Pérez-Santos, I., Ross, L., Bravo, L., Seguel, R., Hernández, F., 2014. On the hydrography of Puyuhuapi Channel (Chilean Patagonia). *Progress in Oceanography* 129: 8-18.

Sepúlveda, J. 2005. Aporte de material terrígeno en fiordos de Patagonia del Norte: Evidencia geoquímica en sedimentos recientes y del Holoceno tardío. M.Sc. Thesis, Universidad de Concepción, Chile, 143 pp.

Silva, N. & S. Neshyba. 1979. On the southernmost extension of the Peru–Chile Undercurrent. *Deep-Sea Res.* 26A, 1378–1393.

Silva, N. & S. Neshyba. 1979-1980. Masas de agua y circulación geostrofica frente a la costa de Chile austral. *Inst. Antárt. Chil., Ser. Cient.*, 25/26: 5-32.

Silva, N. & R. Prego. 2002. Carbon and Nitrogen Spatial Segregation and Stoichiometry in the Surface Sediments of Southern Chilean Inlets (41°–56°S). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 55, 763–775

Silva, N. & C. Vargas. 2014. Hypoxia in Chilean Patagonian Fjords. Progress in Oceanography. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pocean.2014.05.016>

Smith V. H, G.Tilman, J. Nekola. 1999. Eutrophication: Impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. Environmental Pollution 100: 179-196.

Soto, D. & F. Norambuena. 2004. Evaluation of salmon farming effects on marine systems in the inner seas of southern Chile: a large-scale mensurative experiment. *Journal of Applied Ichthyology* 20: 493-501.

Strub T., C James., V Montecinos., J Rutllant., J. Blanco. 2019. Ocean circulation long the southern Chile transition region (38°-46°S): Mean, seasonal and interannual variability, with a focus on 2014–2016. Progress in Oceanography 172:159-198

Valdenegro, A. & N. Silva. 2003. Caracterización física y química de la zona de canales y fiordos australes de Chile entre el Estrecho de Magallanes y Cabo de Hornos (CIMAR 3 Fiordos). Ciencia y Tecnología Marina. 26 (2), 19–60.

Fin Reporte

LA INFORMACIÓN, METODOLOGÍA, TECNOLOGÍA Y MATERIAL INCLUIDO EN ESTE DOCUMENTO ES PROPIEDAD INTELECTUAL DE COSTASUR LIMITADA.

Fecha de emisión: Noviembre, 2020.