



INFORME FINAL

Convenio de Desempeño 2019:
Programa Integral de Desarrollo de Acuicultura de Algas
para Pescadores Artesanales. III Etapa.

SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA Y EMT / Septiembre 2020

INFORME FINAL

Convenio de Desempeño 2019:
Programa Integral de Desarrollo de Acuicultura de Algas
para Pescadores Artesanales. III Etapa.

SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA Y EMT / Septiembre 2020

REQUIRENTE

SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA Y EMPRESAS DE MENOR TAMAÑO

Subsecretario de Economía y
Empresas de Menor Tamaño
Esteban Carrasco Zambrano

EJECUTOR

INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO, IFOP

Director Ejecutivo
Luis Parot Donoso

Jefe División Investigación en Acuicultura
F. Leonardo Guzmán Méndez

JEFE PROGRAMA

Francisco Cárcamo Vargas

AUTORES

Luis Henríquez Antipa
Francisco Galleguillos Foix
Sandra Saavedra Muñoz
Denisse Torres Avilés
Sebastián Cook Alvarado
Francisco Cárcamo Vargas
Pablo Leal Sandoval
Yeriko Alanis Villalobos
Eduardo Pérez Espinoza¹
Claudio Silva Gallinato¹

¹ Consultor



RESUMEN EJECUTIVO

El presente programa de investigación tiene como objetivo establecer estrategias de desarrollo de Acuicultura de algas en Áreas de Manejo y Explotación de Recursos Bentónicos (AMERB) y en concesiones de acuicultura (CCAA) cuyos titulares sean pescadores artesanales.

En esta etapa del programa, el desarrollo del objetivo específico 1: **“Proponer modelos de gestión y producción asociados al desarrollo de la acuicultura de algas en AMERB y CCAA”**, se orientó al estudio de factibilidad técnico-económica-legal de cultivos multi-especies en Chile, el análisis bio-económico de variantes de cultivos multi-especies, y al desarrollo de una propuesta de diseño de modelo para análisis bio-económico de repoblación del alga huiro palo.

-Se presentan los resultados de la revisión bibliográfica y análisis para caracterizar el estado del arte de cultivos multi-especies que incorporan algas a nivel mundial y nacional, considerando las dimensiones biológicas, técnicas, económicas, y regulatorias en el análisis. En general, cultivos multi-especies han sido desarrollados a nivel internacional bajo el enfoque de acuicultura integrada multi-trófica (IMTA), siendo aún su implementación industrial incipiente. A nivel nacional, la experiencia es escasa y poco reportada, careciendo de una normativa específica para su desarrollo e instrumentos que promuevan su implementación.

-El análisis bio-económico incluyó el estudio de 3 casos i) cultivo multi-especies de algas; ii) co-cultivo o cultivo bi-específico de fondo de pelillo y ostra japonesa), y iii) co-cultivo suspendido de chicorea de mar y chorito. En general, los análisis de costo medio para los cultivos implementados muestran que es necesario lograr puntos de equilibrio que cubran al menos los costos de implementación y operación hasta la cosecha. Una vía para lograr los puntos de equilibrio es explorar siembras de los cultivos con mayores densidades iniciales o usar semillas desde las cuales se obtenga una mayor productividad.

-Se presenta un modelo conceptual inicial para la modelación bio-económica de la repoblación de huiro palo en el norte de Chile, y una propuesta de portafolio de cultivos multi-especies especies basado en la combinación de algas y filtradores. Para la macrozona norte se propone la combinación de 5 especies (2 algas: chicorea y pelillo; y 3 filtradores: ostión, cholga y piure) y para la macrozona sur, 4 especies (2 algas: chicorea y pelillo; y 2 filtradores: chorito y ostra japonesa). Ambas propuestas permiten al cultivador tener mayores opciones de cosecha en distintas temporadas dentro del año.

Para el desarrollo del objetivo específico 2: **“Desarrollar cultivos pilotos de algas en AMERB y CCAA de diferentes zonas geográficas del país”**, se implementaron y monitorearon cultivos multi-especies de algas y co-cultivos en 3 sitios pilotos:

-Cultivo multi-especies de algas en long-lines horizontales instaladas en un sistema reticulado, y que incluyen las especies huiro flotador, chicorea y pelillo, desarrollado en CCAA en estero Quinchao, administrada por Corporación Municipal de Quinchao para la Educación, Salud y Atención al menor, Comuna de Quinchao, Chiloé, región de Los Lagos.

-Cultivo multi-especies de algas en long-lines horizontales instaladas en un sistema reticulado, y que incluyen las especies huiro flotador, chicorea y pelillo, y co-cultivo de chicorea y chorito dispuesto en un módulo de 5 x 5 m similar a la balsa gallega, ambos desarrollados en CCAA en el canal Dalcahue, administrada por el Sindicato de Trabajadores Independientes, Pescadores Artesanales, Acuicultores



de mitílidos y Comercialización de productos del mar de la localidad de Dalcahue, comuna de Dalcahue, Chiloé, región de Los Lagos.

-Co-cultivo de pelillo y ostra japonesa utilizando camillas como módulo de cultivo en CCAA en río Pudeto, administrada por Sindicato de Trabajadores Independientes Cultivadores y Explotadores de algas y recursos bentónicos Pupelde, Chiloé, región de Los Lagos.

-En un cuarto sitio, y producto de dificultades con la obtención de permisos de acuicultura, se llegó solo a la fase de diseño y compra de insumos para el cultivo multi-especies. Este sitio corresponde al AMERB Chungungo B, administrada por la Organización Comunitaria de Buzos Mariscadores “Los Castillo”, Caleta Chungungo, comuna de La Higuera, región de Coquimbo.

-Las diferencias de crecimiento de macroalgas en los distintos sitios obedecen a factores sitio específicos, sin embargo, mejoras en los sistemas de cultivo APE (i.e., mejoras en diseño e ingeniería para el cultivo) podrían reducir en gran parte esta variabilidad.

-En general, los resultados productivos mostraron variaciones interanuales en comparación con los obtenidos en el periodo 2018 – 2019, encontrándose bajas en la producción de algunas especies para este periodo, sin embargo, la determinación de tales diferencias necesita estudios a largo plazo que permitan determinar las causas de las diferencias intra e inter-sitios. Los dos co-cultivos mostraron buenos resultados productivos para los bivalvos filtradores, pero los potenciales beneficios de la combinación de especies no fueron evidentes en la productividad de las macroalgas.

El objetivo específico 3: **“Desarrollar una metodología para identificar sitios óptimos para desarrollar APE de algas”**, se orientó a desarrollar y validar con datos de terreno de la región de Los Lagos, la propuesta inicial de una herramienta de caracterización de sitio que mida la aptitud para realizar APE de algas pardas y permita identificar sitios óptimos. La propuesta combina herramientas de Evaluación Multicriterio (MCE) y Sistema de Información Geográfico (SIG) para sintetizar mapas temáticos multicapas que incluyen atributos/variables críticas para evaluación de aptitud. De esta forma, se desarrolló el Modelo de Aptitud de Acuicultura a Pequeña Escala de Algas (MAPEA), el cual puede ser aplicado a toda la gama de algas comerciales y permite evaluar la aptitud del sitio para desarrollar APE de algas integrando atributos específicos de cualquier sitio a lo largo de todo el litoral de Chile. MAPEA incluye 23 variables con sus respectivos Rangos de Aptitud por Factor (RAF) y distribuidas en 5 tipos de criterios o factores para evaluación de aptitud: Crecimiento y supervivencia (9), Socio-económicos sitio-específicos (11), Aptitud física (3), Aptitud ecológica (1), y Restricciones legales (9).

Los índices de aptitud obtenidos son consistentes con los resultados productivos obtenidos en los sitios de estudio del presente estudio. Debido al amplio rango ambiental que permite el crecimiento de algas en cultivo a lo largo de La región de Los Lagos, las capacidades organizacionales y accesibilidad inherentes a sitios y características oceanográficas como oleaje o exposición a este, tienen una preponderancia más importante para discriminar aptitud de sitio.

El desarrollo del objetivo específico 4: **“Identificar parámetros ambientales óptimos para el cultivo de algas claves para el desarrollo de APE”** en esta etapa del programa, se orientó a la evaluación del desempeño fisiológico-productivo de algas y bivalvos co-cultivados (chorito y huiro) y a la evaluación de tolerancia a temperatura en esporas del alga huiro. Los resultados del co-cultivo no mostraron significancia estadística en las tasas de crecimiento de ambas especies, sin embargo,



existió una tendencia de mayor crecimiento en co-cultivo respecto a mono-cultivo. Por otro lado, el análisis de series de reemplazo sugiere que el crecimiento de ambas especies fue maximizado cuando son co-cultivadas, lo que sugiere que el co-cultivo podría aumentar la producción de biomasa en APE. La respuesta de germinación de meioesporas de huiro, mantenidas a cinco tratamientos de temperatura (8, 12, 14, 18 y 20°C), fue altamente tolerante al rango de temperaturas experimental con un óptimo a 14°C.

En esta etapa del Programa, se incorporó un nuevo objetivo: **“Evaluar interacciones de acuicultura y repoblación de algas y ambiente”**. Asociado a su desarrollo, se realizó una revisión bibliográfica de impactos genéticos y ecosistémicos producto del ejercicio de la acuicultura y repoblación de algas. Los resultados de ambas revisiones indican que a nivel nacional el conocimiento es escaso, destacando solo los estudios genéticos asociados al cultivo y repoblación del pelillo. A nivel internacional, los impactos ecosistémicos asociados a la acuicultura de algas son reportados como menores, neutros o incluso positivos, sin embargo, se evidencia la falta de estudios empíricos en Chile. -Durante el mes de noviembre 2019, se realizó el Taller denominado “Avanzando hacia un enfoque responsable en la acuicultura, repoblación y manejo de macroalgas en Chile”. El objetivo general fue “Analizar avances y brechas de investigación e implementación para un enfoque responsable en acuicultura, repoblación y manejo de macroalgas desde la perspectiva del resguardo del patrimonio genético”. Contó con la presencia de 22 profesionales que representaban a la academia, institucionalidad pesquera y de acuicultura, industria y al IFOP. Producto de este taller, se presenta Documento de Trabajo del Taller titulado “Avances necesarios para el resguardo del patrimonio genético en la acuicultura y manejo de macroalgas en Chile”, que incluye un “Plan de acción” con recomendaciones identificadas como necesarias para implementar un enfoque responsable en la acuicultura, repoblación y manejo de macroalgas en Chile, considerando el acceso y conservación de los recursos genéticos macroalgales. -Finalmente, se presentan modelos cualitativos que representan las diversas interacciones ambientales y flujos tróficos que ocurren en 3 casos: i) cultivo de macroalgas, ii) co-cultivo de mitílidos y macroalgas, y iii) repoblación de huiro palo. En lo sucesivo (próxima etapa) los modelos permitirán simular escenarios o condiciones de manejo y/o productivas.

El desarrollo del objetivo específico 6: **“Realizar acciones de difusión, entrenamiento y transferencia asociadas al desarrollo de la acuicultura de algas”**, fue abordado principalmente a través de: i) el desarrollo de dos videos de difusión y divulgación de acuicultura de algas en Chile, ii) realización de un seminario de experiencias de acuicultura de pequeña escala, y iii) taller de difusión de resultados del Informe Final. Las dos últimas instancias fueron realizadas en modalidad on-line vía Google Meet, con asistencias de aproximadamente 100 y 75 personas.

En resumen, el presente informe final da cuenta de las actividades desarrolladas y los resultados obtenidos desde enero del 2019 a septiembre del 2020.



ÍNDICE GENERAL

RESUMEN EJECUTIVO	I
ÍNDICE GENERAL	IV
1. ANTECEDENTES	1
2. OBJETIVO GENERAL	4
3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	4
4. METODOLOGÍA	5
4.1. Estudio de factibilidad técnico-económica-legal de cultivos multi-especies	5
4.2. Análisis bio-económico de cultivos multi-especies.....	5
4.3. Diseño de modelo conceptual para análisis bio-económico de repoblación del alga huiro palo 6	6
4.4. Configuración de cultivos multi-especies	6
4.5. Gestión de permisos de acuicultura y repoblación.....	7
4.6. Obtención de semillas/plántulas de algas e invertebrados para cultivos multi-especies	7
4.7. Implementación y seguimiento de cultivos multi-especies.....	7
4.8. Validación metodología para identificar sitios óptimos para desarrollar APE de algas	9
4.9. Evaluación del desempeño fisiológico-productivo de algas y bivalvos co-cultivados.....	10
4.10. Evaluación del desempeño fisiológico-productivo de algas y bivalvos a condiciones de cambio climático	10
4.11. Revisión bibliográfica de impactos genéticos asociados a la acuicultura y repoblación de macroalgas	11
4.12. Taller de expertos en impactos genéticos asociados a la acuicultura y repoblación de macroalgas	11
4.13. Revisión bibliográfica de impactos ecosistémicos de la acuicultura y repoblación de macroalgas	12
4.14. Construcción de modelos tróficos para evaluar impactos ecosistémicos de la acuicultura y repoblación de macroalgas.....	12
4.15. Desarrollo de un video de difusión y divulgación de acuicultura de algas	12
4.16. Capacitación en materias vinculadas a la postulación en el marco de la Ley de Bonificación al repoblamiento y Cultivo de Algas.....	13
4.17. Seminario de experiencias de acuicultura de pequeña escala	13
5. RESULTADOS	14
5.1. Estudio de factibilidad técnico-económica-legal de cultivos multi-especies.....	14
5.2. Análisis bio-económico de cultivos multi-especies.....	27
5.3. Propuesta de modelo conceptual para análisis bio-económico de repoblación de huiro palo.	61
5.4. Configuración de cultivos multi-especies	63
5.5. Gestión de permisos de acuicultura y repoblación.....	63
5.6. Obtención de semillas/plántulas de algas e invertebrados para cultivos multi-especies	64
5.7. Implementación y seguimiento de cultivos multi-especies.....	65



5.8.	Validación metodología para identificar sitios óptimos para desarrollar APE de algas	103
5.9.	Evaluación del desempeño fisiológico-productivo de algas y bivalvos co-cultivados.....	146
5.10.	Evaluación del desempeño fisiológico-productivo de algas y bivalvos a condiciones de cambio climático	151
5.11.	Revisión bibliográfica de impactos genéticos asociados a la acuicultura y repoblación de macroalgas	155
5.12.	Taller de expertos en impactos genéticos asociados a la acuicultura y repoblación de macroalgas	157
5.13.	Revisión bibliográfica de impactos ecosistémicos de la acuicultura y repoblación de macroalgas	160
5.14.	Construcción de modelos tróficos para evaluar impactos ecosistémicos de la acuicultura y repoblación de algas.....	174
5.15.	Desarrollo de un video de difusión y divulgación de acuicultura de algas	185
5.16.	Capacitación en materias vinculadas a la postulación en el marco de la Ley de Bonificación al repoblamiento y Cultivo de Algas.....	185
5.17.	Seminario de experiencias de acuicultura de pequeña escala	185
5.18.	Actividades generales.....	187
6.	DISCUSIÓN	188
6.1.	Factibilidad técnico-económica-legal de cultivos multi-especies.....	188
6.2.	Análisis bio-económico de cultivos multi-especies.....	188
6.3.	Desempeño productivo y ambiental de los cultivos	191
6.4.	Validación metodología para identificar sitios óptimos para desarrollar APE de algas	195
6.5.	Evaluación del desempeño fisiológico-productivo de algas y bivalvos co-cultivados y bajo condiciones de cambio climático	197
6.6.	Impactos genéticos y ecosistémicos asociados a la acuicultura y repoblación de macroalgas	198
6.7.	Modelos cualitativos para evaluar impactos ecosistémicos de la acuicultura y repoblación de macroalgas	199
7.	CONCLUSIONES	200
8.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	203

ANEXOS

- Anexo 1.** Documentos asociados a gestión de permisos de acuicultura en sitios de estudio
- Anexo 2.** Verificadores Taller “Avanzando hacia un enfoque responsable en la acuicultura, repoblación y manejo de macroalgas en Chile”
- Anexo 3.** Documento de Trabajo “Avances necesarios para el resguardo del patrimonio genético en la acuicultura y manejo de macroalgas en Chile”
- Anexo 4.** Verificadores de actividades de difusión y divulgación del Programa



1. ANTECEDENTES

En la actualidad, la acuicultura chilena es dominada por la producción de salmónidos y en menor porcentaje de mitílidos y pectínidos (<http://www.sernapesca.cl>). Políticas actuales para el desarrollo de la acuicultura nacional promueven y fomentan el desarrollo de Acuicultura de Pequeña Escala (APE) y la diversificación de las especies cultivadas (<http://www.subpesca.cl>), con la subsecuente búsqueda de nuevos productos y nichos de mercados. El impulso de este tipo de acciones permitiría disminuir la presión extractiva sobre los recursos hidrobiológicos actualmente explotados, incorporando alternativas de diversificación productiva para las comunidades costeras, pudiendo mejorar sus ingresos y calidad de vida. Mundialmente, se ha reconocido que el desarrollo de la acuicultura de especies nativas es una buena alternativa para la diversificación de productos regionales y uso eficiente de los recursos disponibles (Ross et al. 2008). Adicionalmente, se ha sugerido que la diversificación de la acuicultura debe considerar la incorporación de especies con diferentes niveles tróficos y funciones ecológicas diferentes para balancear el flujo de materia y energía en sistemas costeros (Naylor et al. 2000; Buschmann et al 2013) y diferentes sistemas de cultivos y especies para dar mayor resiliencia al sistema de global de alimentación (Troell et al. 2014).

La acuicultura de algas ha alcanzado preponderancia mundial respecto a las oportunidades de desarrollo económico y ambiental que ofrecería su implementación, fundamentado principalmente en los diversos usos y propiedades de éstas, entre las que destacan su uso como alimento humano y alimento de otras especies en cultivo, producción de ficoloides utilizados en la industria cosmética, farmacéutica y alimenticia, producción de biocombustibles, usos en acuicultura integrada e iniciativas de biorremediación de ambientes, captura de carbono, entre otros (Neori et al. 2007; Vásquez et al. 2013, Radulovich et al. 2015; Moreira & Pires 2016).

La acuicultura de algas está siendo promovida como una alternativa productiva y de diversificación de la acuicultura chilena, y también como una alternativa o complemento al desarrollo económico de comunidades de pescadores artesanales en un escenario de sobre-explotación o agotamiento de las praderas naturales. A pesar de ello, solo el alga pelillo (*Agarophyton chilense*, antes *Gracilaria chilensis*) es la que ha sido cultivada comercialmente (Buschmann et al. 2008). A mediano plazo se espera que su impacto productivo aumente significativamente. Desde el punto de vista normativo existen dos instrumentos aprobados que regulan y promueven su desarrollo: el Decreto N°96 que regula las actividades de acuicultura en Áreas de Manejo y Explotación de Recursos Bentónicos (AMERB), y la Ley de Bonificación para el repoblamiento y cultivo de algas. Otras normativas se encuentran en preparación y desarrollo y también contribuirían al desarrollo, tanto de la acuicultura de algas como de la APE, entre ellas podemos nombrar: la Política Nacional de Algas (PNAL), marco que fortalecería el crecimiento y emprendimiento del sector artesanal e industrial a través de redes de apoyo gubernamentales que promuevan proyectos, principalmente, de diversificación productiva; el estatuto APE, y la reciente creación del Instituto Nacional de Desarrollo Sustentable de la Pesca Artesanal y de la Acuicultura de Pequeña Escala (INDESPA).

Por otro lado, para diversas especies de algas nativas se han desarrollado tecnologías de cultivo (e.g. pelillo *A. chilense*, las lugas *Sarcothalia crispata* y *Gigartina Skottsbergii*, los huiros *Lessonia trabeculata* y *Macrocystis pyrifera*, luche *Porphyra columbina*, chicorea de mar *Chondracanthus*



chamissoi) que permiten potencialmente implementar cultivos experimentales y pilotos y evaluar su desempeño productivo y comercial.

Uno de los nichos potenciales para la implementación de la acuicultura de algas lo constituyen las AMERB y las concesiones de acuicultura otorgadas a pescadores artesanales, otorgando una superficie potencial cultivable de más de cien mil hectáreas, sin embargo, para pasar de lo potencial a lo factible, hay que considerar y profundizar en el conocimiento de una serie de factores para aumentar las probabilidades de éxito del desarrollo de la acuicultura de algas, como por ejemplo:

-La Ley de Bonificación para el repoblamiento y cultivo de algas requiere del establecimiento de indicadores de impacto y protocolos de acreditación de las acciones de repoblamiento y cultivo de algas, las cuales deberán ser monitoreadas o seguidas en el tiempo, a fin de asegurar su impacto, éxito y sustentabilidad.

-Características de sistemas de cultivo, crecimiento y productividad es dependiente de la especie a cultivar y de las características ambientales que imponen diversas zonas geográficas.

-Se debe evaluar el escalamiento a nivel masivo de la producción de plántulas en invernadero o hatchery.

-Realizar estudios que integren aspectos biológicos, tecnológicos, sociales y económicos para evaluar factibilidad de cultivos de algas a escalas comerciales, dado que éstos son escasos para especies chilenas lo que dificulta la decisión respecto a la inversión (Zuñiga et al. 2016)

-Práctica de la acuicultura requiere de procesos de aprendizaje, capacitación y apropiación tecnológica de parte de los pescadores artesanales que posibiliten su desarrollo como actividad productiva (Rebours et al. 2014).

-Acuicultura de algas por parte de pescadores podrá abarcar todas o alguna(s) fases del cultivo (e.g. producción en hatchery hasta crecimiento en mar) lo que estará asociado a factibilidad técnico-económica y a ciertos niveles de aprendizaje y apropiación tecnológica por parte de las organizaciones de pescadores.

-Desarrollo de la acuicultura debe considerar el capital humano (e.g. trabajo colaborativo, asociatividad, redes) y conocimiento tradicional existente en las organizaciones que administran las AMERB y CCAA.

-Acuicultura de algas debe dar valor agregado a sus productos o explorar nuevos nichos de mercado (Hafting et al. 2015).

-Algas pueden ser cultivadas junto a otras especies de distintos niveles tróficos (e.g. cultivos integrados, cultivos multi-especies, policultivos, co-cultivos) como una aproximación para rentabilizar cultivos y/o mitigación ambiental (Chopin 2006; Yu et al. 2017).

-El desarrollo de la acuicultura de algas será un proceso de mediano a largo plazo que requerirá seguimiento y apoyo estatal para transformarse en una actividad de relevancia para acuicultores en AMERB y CCAA.

Dado el contexto anterior, es de alta relevancia contar con experiencias pilotos que permitan implementar, evaluar y corregir el desarrollo de la acuicultura y repoblación de algas en Chile.

La acuicultura de algas no existe como una actividad consolidada que permita diversificar la acuicultura nacional e incorporar al sector pesquero artesanal y pequeños acuicultores. El Decreto N°96 que



regula las actividades de acuicultura en Áreas de Manejo y Explotación de Recursos Bentónicos (AMERB) y la Ley de Bonificación para el repoblamiento y cultivo de algas constituyen dos instancias para promover su desarrollo. Es importante destacar que para los dos primeros años de funcionamiento de la Ley de Bonificación (i.e., 2017, 2018), se han presentado y aprobado principalmente iniciativas para cultivo de fondo de pelillo *A. chilense* (<http://www.subpesca.cl>).

El presente programa en su Etapa 3, se desarrolla orientado por el marco que otorgan ambas instancias, y corresponde a una continuación y consolidación del Programa Integral de Desarrollo de Acuicultura de Algas para Pescadores Artesanales. Etapa 2. Adicionalmente, se agregaron nuevos objetivos y actividades en los ámbitos de la caracterización productiva y de sitios, cultivos multi-especies, interacciones ecológicas, entre otros, que permiten una mejor comprensión y proyección del desarrollo de la acuicultura de algas y de pequeña escala en el país.



2.OBJETIVO GENERAL

Establecer estrategias de desarrollo de Acuicultura de algas en Áreas de Manejo y Explotación de Recursos Bentónicos (AMERB) y concesiones de acuicultura (CCAA) cuyos titulares sean pescadores artesanales.

3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Proponer modelos de gestión y producción asociados al desarrollo de la acuicultura de algas en AMERB y CCAA.
2. Desarrollar cultivos pilotos de algas en AMERB y CCAA de diferentes zonas geográficas del país.
3. Desarrollar una metodología para identificar sitios óptimos para desarrollar APE de algas.
4. Identificar condiciones abióticas óptimas para el cultivo de especies claves para el desarrollo de APE.
5. Evaluar interacciones de acuicultura y repoblación de algas y ambiente.
6. Realizar acciones de difusión, entrenamiento y transferencia asociadas al desarrollo de la acuicultura de algas.



4. METODOLOGÍA

La metodología a utilizar se detalla de acuerdo a los objetivos específicos y actividades establecidas:

Objetivo específico 1: *Proponer modelos de gestión y producción asociados al desarrollo de la acuicultura de algas en AMERB y CCAA.*

4.1. Estudio de factibilidad técnico-económica-legal de cultivos multi-especies

Se realizó una revisión bibliográfica para caracterizar el estado del arte de cultivos multi-especies que incorporan algas (i.e., que involucren algas y al menos una especie de otro nivel trófico), a nivel mundial y nacional, considerando las dimensiones biológicas, técnicas, económicas, y regulatorias en el análisis. La revisión se enfocó en aproximaciones, marcos conceptuales y experiencias desarrolladas a nivel internacional, abordando potencialidades y brechas con énfasis en la acuicultura integrada multi-trófica (IMTA por sus siglas en inglés).

A nivel nacional se profundizó en la revisión del marco normativo y regulatorio aplicable a este tipo de acuicultura. Como resultado del análisis se espera contar con un diagnóstico inicial de factibilidad para su desarrollo a nivel nacional, identificando desafíos y brechas de investigación, implementación y regulación.

4.2. Análisis bio-económico de cultivos multi-especies

Considerando que la incorporación de otros niveles tróficos (e.g., filtradores), sería una alternativa para mejorar el desempeño económico y productivo de la APE, se realizó un análisis bio-económico dinámico de cultivos multi-especies a escala piloto y a través de modelación para evaluar la factibilidad económica en escenarios de producción asociados a AMERB y CCAA con diferentes combinaciones de algas y bivalvos filtradores. El desarrollo de esta actividad incluirá análisis de riesgo para estimar las probabilidades de alcanzar un Punto de Referencia Objetivo o de exceder un Punto de Referencia Límite para las principales variables productivas y financieras de los escenarios de cultivo multi-específico analizados. Dado que no existe mayor información de desempeño productivo de este tipo de cultivos, se realizó una aproximación inicial construyendo un modelo conceptual, para luego pasar a un modelo cuantitativo construido con datos levantados en terreno (ver actividades objetivo 2) y datos originados en otras experiencias disponibles, ya sea en publicaciones científicas e informes. Al igual que en la Etapa 2, con la información recopilada se construyeron los sub-modelos: biológico, tecnológico, económico y ambiental para la posterior modelación de cultivos multi-especies a escala APE. Modelos bio-económicos desarrollados durante 2017–2018, y que incluyen las fases de cultivo en fito-hatchery y mar, serán utilizados para evaluar qué combinación de especies puede optimizar el rendimiento económico de un sistema multi-especies. Se incluyó un enfoque tipo portafolio, constituido por distintas combinaciones de especies a cultivar y cuyo producto final será proponer una estrategia productiva de desempeño de cultivos multi-específicos. Para ello, se propone evaluar al menos dos modelos con cuatro especies cada uno (incluyendo dos especies de algas).



4.3. Diseño de modelo conceptual para análisis bio-económico de repoblación del alga huiro palo

Se utilizó como especie modelo el huiro palo *L. trabeculata*. El alcance de esta actividad fue proponer un modelo conceptual para en etapas posteriores evaluar bio-económicamente una iniciativa de repoblación de huiro palo.

Objetivo específico 2: *Desarrollar cultivos pilotos y experiencias de repoblación de algas en AMERB y CCAA de diferentes zonas geográficas del país.*

4.4. Configuración de cultivos multi-especies

La selección de especies a cultivar y sus proporciones (i.e., configuración del cultivo) será discutida y definida junto a las OPA o acuicultores al inicio de programa, considerando como portafolio de especies a seleccionar, las que en la actualidad cuentan con un desarrollo tecnológico-productivo que permite una certeza relativa de suministro de semillas o plántulas (Tabla 1).

Tabla 1.
Listado de especies potenciales de incorporar en cultivos multi-especies.

Grupo	Especie (nombre común)	Tipo especie
Mitílidos	<i>Aulacomya atra</i> (Cholga)	extractiva orgánica
Mitílidos	<i>Mytilus chilensis</i> (Chorito)	extractiva orgánica
Mitílidos	<i>Choromytilus chorus</i> (Choro zapato)	extractiva orgánica
Pectínidos	<i>Argopecten purpuratus</i> (Ostión del Norte)	extractiva orgánica
Ostreoides	<i>Tiostrea chilensis</i> (Ostra chilena)	extractiva orgánica
Ostreoides	<i>Crassostrea gigas</i> (Ostra japonesa o del pacífico)	extractiva orgánica
Tunicados	<i>Pyura chilensis</i> (Piure)	extractiva orgánica
Equinodermos	<i>Loxechinus albus</i> (Erizo)	extractiva orgánica
Algas	<i>Macrocystis pyrifera</i> (Huiro flotador)	extractiva inorgánica
Algas	<i>Lessonia trabeculata</i> (Huiro palo)	extractiva inorgánica
Algas	<i>Sarcothalia crispata</i> (Luga negra)	extractiva inorgánica
Algas	<i>Gigartina skottsbergii</i> (Luga roja)	extractiva inorgánica
Algas	<i>Agarophyton chilense</i> (Pelillo)	extractiva inorgánica
Algas	<i>Chondracanthus chamissoi</i> (Chicorea de mar)	extractiva inorgánica

En la Tabla 2 se proponen posibles configuraciones de cultivo para los diferentes sitios de estudio. A modo general, en esta etapa, se evaluarán dos tipos de cultivos multi-especies: i) cultivo multi-especies (algas e invertebrados) en sistemas suspendidos (i.e., long-lines), donde se evaluará el desempeño productivo de especies cultivadas en conjunto respecto a módulos de cultivos mono-específicos, y ii) co-cultivo de pelillo (*A. chilense*) con bivalvos, donde igualmente se evaluará el desempeño productivo



del co-cultivo de pelillo y alguna especie de bivalvo, respecto a cultivos mono-específicos de las especies consideradas.

Tabla 2.

Posibles configuraciones de cultivos multi-especies según sitio de estudio.

Sitio Estudio	Tipo Cultivo	Algas candidatas	Invertebrados candidatos
CCAA Dalcahue	Multi-especies suspendido	Chicorea, huiro, pelillo	Chorito, cholga, ostras
AMERB Chungungo	Multi-especies suspendido	Chicorea, huiros	Ostión, ostras, erizo, piure
CCAA playa/agua y fondo*	Co-cultivo fondo	Pelillo	Choro zapato, ostras
CCAA agua y fondo*	Algas suspendido	Chicorea, huiro, pelillo	

*Sitio sujeto a evaluación

4.5. Gestión de permisos de acuicultura y repoblación

Se apoyó a las OPA y/o acuicultores que administran las AMERB y CCAA que serán sitios de estudio en esta etapa, en la gestión y obtención de permisos según corresponda. La definición de cuáles serán las nuevas especies a incorporar a los cultivos será un ejercicio consensuado entre los profesionales IFOP, SUBPESCA y las OPA y/o acuicultores.

4.6. Obtención de semillas/plántulas de algas e invertebrados para cultivos multi-especies

Plántulas de las algas huiro (*M. pyrifera*), pelillo (*A. chilense*) y chicorea de mar (*C. chamissoi*) serán obtenidas desde cultivo en hatchery mediante producción propia (Centro Experimental Hueihue del Instituto de Fomento Pesquero) o mediante compra a proveedores externos autorizados, y de acuerdo a protocolos de producción vigentes. De igual forma se procederá con las semillas de invertebrados (e.g., ostras, mitílidos). Especímenes serán utilizados para implementación de experiencias de cultivos suspendidos (ver actividades siguientes).

4.7. Implementación y seguimiento de cultivos multi-especies

4.7.1. Implementación de cultivos multi-especies

Considerando que el cultivo simultáneo de especies de distintos niveles tróficos puede mejorar el desempeño de la APE, en esta etapa se estudiará el desempeño productivo de diversas configuraciones de cultivos multi-especies. Cultivos experimentales multi-especies se implementarán en 4 sitios pilotos, previa obtención de los permisos sectoriales correspondientes.

-CCAA (agua y fondo) en el canal Dalcahue, administrada por el Sindicato de Trabajadores Independientes, Pescadores Artesanales, Acuicultores de mitílidos y Comercialización de productos del mar de la localidad de Dalcahue, comuna de Dalcahue, Chiloé, región de Los Lagos.



-Dos sitios adicionales se incorporarán al estudio en esta tercera etapa. Uno de estos sitios corresponderá a una CCAA de playa o de porción de agua y fondo (de baja profundidad) perteneciente a uno de los 3 macro-sectores en la Región de Los Lagos (Maullín, Piedra Azul y Río Pudeto) donde en la actualidad se cultiva exclusivamente alga pelillo, y donde se evaluará el co-cultivo de pelillo (cultivo de fondo) con invertebrados (e.g., choro zapato, ostra japonesa) como una alternativa para aumentar la productividad. Un segundo sitio, corresponderá a una CCAA cuyos titulares no correspondan a OPA, dando preferencia a liceos politécnicos o centros de formación técnica.

-Adicionalmente, se avanzará en el diseño, logística y obtención de insumos para implementar un cultivo multi-especies en el AMERB Chungungo B, administrada por la Organización Comunitaria de Buzos Mariscadores “Los Castillo”, Caleta Chungungo, comuna de La Higuera, región de Coquimbo.

4.7.2. Monitoreo del desempeño productivo y ambiental

El crecimiento de algas e invertebrados en cultivos será monitoreado aproximadamente cada 20-30 días y hasta alcanzar talla comercial según la especie. Muestras representativas serán obtenidas desde cada uno de los cultivos y de cada una de las especies cultivadas. Para algas, muestras serán extraídas para calcular biomasa m^{-1} lineal (e.g., cultivo en long-lines) o por m^{-2} (e.g., cultivo sobre el fondo). Se calculará la tasa de crecimiento estándar relativa (i.e., $rSGR = ((\ln \text{peso}_{\text{final}} - \ln \text{peso}_{\text{inicial}}) / (t_{\text{inicial}} - t_{\text{final}}))$) y cuantificación de epibiontes (g peso húmedo m^{-1} lineal o por m^{-2}). Para invertebrados, se estimará crecimiento en longitud y peso, índice de condición como: $K = Pfc/Pv \times 100$, donde Pfc es el peso fresco de la carne y Pv es el peso de las valvas. Además, se determinará el índice de rendimiento productivo como: $R = (Pfc/Pt) \times 100$, donde Pt es el peso total del individuo.

En todos los sitios de cultivo, se instalarán data loggers para realizar mediciones continuas de luz y temperatura superficial (HOBO Onset Pendant Temp/light, 64k), conductividad (HOBO Onset U24-002-C) y oxígeno disuelto (HOBO Onset U26-001).

Adicionalmente, en el sitio Dalcahue y durante cada monitoreo, se tomarán mediciones con CTD (luz PAR, clorofila a, oxígeno disuelto y densidad en la columna de agua), y se obtendrán muestras de agua para el análisis de nutrientes (nitratos y fosfatos totales) y metales pesados (plomo y arsénico).

Datos obtenidos desde los cultivos pilotos permitirán:

- Proporcionar datos para corregir/ajustar modelos bio-económicos
- Medir potenciales efectos sinérgicos de diferentes especies y sitios de cultivo
- Identificar relaciones estadísticas entre variables ambientales y productivas



Objetivo específico 3: *Desarrollar una metodología para identificar sitios óptimos para desarrollar APE de algas.*

4.8. Validación metodología para identificar sitios óptimos para desarrollar APE de algas

En la Etapa 2 del presente programa se desarrolló una propuesta de metodología y modelo general de selección de sitios para APE de algas pardas en sistemas suspendidos, siguiendo el enfoque integrativo de selección de sitios para cultivo de bivalvos desarrollado por Silva et al. (2011; 2012). Esta aproximación utilizó información geográfica, ambiental y de uso de áreas costeras considerando tres pasos fundamentales. i) Análisis de restricciones espaciales, sociales y regulatorias usando modelos GIS para generación y visualización de mapas de restricciones espaciales, ii) Evaluación multicriterio, la cual incluye datos ecológicos del sitio (Tipo de fondo, hidrodinámica y comunidades biológicas) y factores de cultivo (tasa de crecimiento, sobrevivencia, etc.) para generar un mapa final (herramienta GIS) que determinará idoneidad de sitio bajo estos criterios y iii) Análisis de producción, variables socio-económicas y efectos ambientales (Cárcamo et al. 2019). En el presente informe la propuesta de Modelo de Aptitud de Acuicultura a Pequeña Escala de Algas (MAPEA) es desarrollada y validada utilizando datos ambientales y productivos de los sitios de estudio. En resumen, en la Etapa 2 del programa se realizaron las siguientes fases o actividades del proceso:

- 1) Identificación, selección y clasificación de las restricciones legales/sociales y los factores ambientales que influyen en la aptitud de hábitat para la APE de algas pardas.
- 2) Construcción de una metodología para la selección de sitios aptos en base a la restricciones y factores de aptitud de hábitat.

En la presente etapa e informe, se validará la metodología integrativa (MCE y GIS) para identificar sitios aptos para APE de algas, lo que se logrará a través del desarrollo de:

- 3) Creación de una geodatabase en formato ArcGIS de las restricciones y factores de aptitud de cultivo.
- 4) Aplicación del Modelo de Aptitud de Acuicultura a Pequeña Escala de Algas (MAPEA).
- 5) Generación de productos cartográficos para la Región de Los Lagos, incluyendo los sitios de estudio del programa.

Para la determinación de sitios nuevos para desarrollar acuicultura, o puntos de muestreo obtenidos de los centros de cultivo o identificación de zonas de susceptibilidad, la información deberá ser georreferenciada y levantada en los formatos shapefile (.shp) o archivo de geodatabase (.gdb), compatible con el Sistema de Información Geográfica (SIG) de la Subsecretaría, según lo establecido en las Resoluciones Exentas N° 932 y 934 del año 2018. (<http://www.subpesca.cl/portal/619/w3-article-100081.html>). Para ello, en la primera reunión de coordinación se deberá acordar con la contraparte técnica un protocolo de entrega de datos espaciales, en donde se definirá el contenido de los archivos a entregar y de la ficha de metadatos.



Objetivo específico 4: *Identificar condiciones abióticas óptimas para el cultivo de especies claves para el desarrollo de APE.*

4.9. Evaluación del desempeño fisiológico-productivo de algas y bivalvos co-cultivados

Algas y bivalvos podrían beneficiarse mutuamente al ser co-cultivadas (Abreu et al. 2009). Algas podrían beneficiar a los bivalvos ya que utilizan CO² y liberan O² al medio durante la fotosíntesis (Krause-Jensen & Duarte 2016). Además, al utilizar CO², las algas aumentan el pH del agua de mar, generando un refugio de protección para organismos calcificadores expuestos a reducciones de pH del agua de mar (Hofmann et al. 2011, Cornwall et al. 2013). Además de liberar CO² durante la respiración, los bivalvos excretan nitrógeno durante el proceso de alimentación, generando condiciones favorables (aumento de CO² y nutrientes) para el crecimiento de las algas (Buschmann et al. 2001; Xiao et al. 2017). Sin embargo, esta posible relación beneficiosa entre estos organismos es necesaria evaluarla en laboratorio para determinar su existencia.

En esta etapa se evaluarán el desempeño fisiológico de algas (e.g., *M. pyrifera*, *C. chamissoi* o *S. crispata*) y moluscos bivalvos (e.g., *M. chilensis*) co-cultivados en distintas proporciones de biomasa por un periodo aproximado de 30 días, teniendo como referencia las configuraciones de cultivos implementadas en el objetivo 2. Las proporciones de cultivo entre macroalga y bivalvo serán 1:0 (10:0 g), 2:1 (6, 7:3,3 g), 1:1 (5:5 g), 1:2 (3,3:6,7) y 0:1 (0:10 g). Se monitorearán procesos fisiológicos (e.g., crecimiento, fotosíntesis, respiración) bajo las distintas proporciones de cultivo en laboratorio.

Con el desarrollo de estos experimentos, se espera identificar la proporción óptima de co-cultivo entre algas y bivalvos para ser aplicada en el desarrollo de cultivos multi-especies a pequeña escala.

4.10. Evaluación del desempeño fisiológico-productivo de algas y bivalvos a condiciones de cambio climático

Actualmente, las condiciones físico-químicas de los océanos están cambiando debido al aumento de las concentraciones del CO² atmosférico (The Royal Society 2005). Estos cambios incluyen la reducción de pH (acidificación oceánica) y el aumento de la temperatura (calentamiento oceánico) en la superficie oceánica (The Royal Society 2005). Con el fin de entender los efectos de estos cambios en la APE, es necesario entender la respuesta de los organismos cultivados (i.e., algas y bivalvos) a diferentes condiciones de pH y temperatura.

En esta etapa se evaluarán el desempeño fisiológico de algas (e.g., *M. pyrifera*, *C. chamissoi* o *S. crispata*) y moluscos bivalvos (e.g., *M. chilensis*) bajo condiciones de acidificación y calentamiento oceánico por un periodo aproximado de 30 días. Los individuos (n = 4) de cada especie serán colectados desde poblaciones naturales y/o cultivo. Parámetros fisiológicos (i.e., crecimiento, fotosíntesis, respiración) de cada organismo serán monitoreados bajo 2 condiciones de pH y temperatura. Los valores de pH corresponderán al promedio actual global (pH 8.1) y el promedio proyectado para el año 2100 (pH 7.7). Los tratamientos de temperatura serán el valor promedio anual



actual (e.g., 12°C), y el valor “futuro” será el valor promedio actual más 3°C. El “mesocosmos OA” implementado en el Centro Experimental de IFOP Hueihue será utilizado para estos experimentos.

Adicionalmente se realizará un experimento para evaluar la tolerancia a temperatura en estadios tempranos de *M. pyrifera* producidos en laboratorio. Se medirá el porcentaje de germinación en esporas expuestas a cinco temperaturas (8, 12, 14, 18 y 20°C) dentro de tres cámaras incubadoras idénticas (FOC 215IL, VELD Scientifica srl. Italia). La intensidad de luz se mantendrá a $54,3 \pm 1,8$ $\mu\text{mol fotón m}^{-2} \text{s}^{-1}$ con un fotoperiodo de 12h:12h. El porcentaje de germinación será monitoreado usando una cámara fotográfica digital (Mshot MD90, Micro-shot Technology Co., Ltd., Guangzhou, China) conectada a un microscopio invertido (DMI1, Leica Microsystems Inc., IL, USA).

Con el desarrollo de estos experimentos, se espera conocer los efectos de la reducción de pH y aumentos de temperatura sobre algas y bivalvos de importancia económica para la APE.

Objetivo específico 5: *Evaluar interacciones de acuicultura y repoblación de algas y ambiente.*

4.11. Revisión bibliográfica de impactos genéticos asociados a la acuicultura y repoblación de macroalgas

Impactos genéticos de la acuicultura pueden incluir, entre otros, pérdida de diversidad genética, pérdida de adecuación (fitness) y cambios en la estructura poblacional (Laikre et al. 2010). En el marco del desarrollo de la APE y la repoblación y acuicultura de algas a nivel nacional, no existen mayores estudios y consideraciones respecto de sus potenciales impactos genéticos en stocks cultivados y poblaciones naturales. De manera preliminar, solo podemos destacar el trabajo de Guillemín et al. (2008), donde se reporta una reducción en la diversidad genotípica de poblaciones cultivadas de pelillo.

De esta forma, se realizará una revisión bibliográfica para conocer el estado del arte de investigación nacional e internacional respecto de impactos genéticos y estrategias de manejo de los recursos genéticos aplicables al desarrollo de la acuicultura y repoblación de algas. Se busca recopilar la información disponible acerca de los efectos de la domesticación sobre la acuicultura de macroalgas y el ecosistema. Además, se definirán conceptos relacionados al tema, tales como domesticación, diversidad genética, etc. Esta revisión será ampliada con ejemplos de casos nacionales e internacionales. Finalmente, se destacarán líneas claves de investigación en domesticación de macroalgas y se propondrán herramientas para realizar una acuicultura de macroalgas sustentable en Chile.

4.12. Taller de expertos en impactos genéticos asociados a la acuicultura y repoblación de macroalgas

De manera complementaria a la actividad anterior, se propone realizar un taller de expertos para iniciar la discusión en términos de evaluar o proyectar potenciales efectos de la acuicultura y repoblación de



algas en la diversidad genética (u otros indicadores) de poblaciones naturales. Se propone realizar dicho taller en la ciudad de Puerto Montt, con la asistencia de al menos 4 expertos en genética de algas, y representantes de la institucionalidad en pesca y acuicultura (i.e., SUBPESCA; SERNAPESCA). Como objetivo general del taller se plantea: “Analizar avances y brechas de investigación e implementación para un enfoque responsable en APE y repoblación de algas desde la perspectiva del resguardo del patrimonio genético”.

Como productos del taller se esperan: i) identificación de brechas/vacíos de investigación, técnicos y regulatorios, ii) identificación de elementos centrales para una normativa/regulación para resguardar diversidad genética y/o disminuir efectos de la acuicultura y repoblación, iii) Documento de trabajo y propuesta de plan de acción.

4.13. Revisión bibliográfica de impactos ecosistémicos de la acuicultura y repoblación de macroalgas

La acuicultura y repoblación de algas a nivel nacional ha sido escasamente estudiada en cuanto a sus impactos (positivos y/o negativos) en el ambiente y ecosistema. De esta forma, se realizará una revisión bibliográfica para conocer el estado del arte de investigación nacional e internacional respecto de impactos ecosistémicos y enfoques metodológicos para su evaluación y estimación (e.g., modelos).

4.14. Construcción de modelos tróficos para evaluar impactos ecosistémicos de la acuicultura y repoblación de macroalgas

En esta etapa se construirán modelos cualitativos que representen las relaciones e interacciones ecológicas y ecosistémicas de la acuicultura y repoblación de algas (e.g., biomasa, tasas de producción, tasas de consumo, asimilación, mortalidad, eficiencia ecotrófica, tasas de asimilación y cosecha). En base a datos levantados en sitios de estudio del presente estudio (Objetivo 2), conocimiento experto y revisión de información científica, se construirán tres casos o modelos ecosistémicos de estudio: i) cultivo de algas, ii) cultivo multi-especies, y iii) repoblación de huero palo. En etapas posteriores y con apoyo de herramientas de modelación y simulación los modelos serán cuantitativos permitiendo simular y evaluar su desempeño económico, productivo y ambiental.

Objetivo específico 6: *Realizar acciones de difusión, entrenamiento y transferencia asociadas al desarrollo de la acuicultura de algas.*

4.15. Desarrollo de un video de difusión y divulgación de acuicultura de algas

Se desarrollará un video de difusión y divulgación de la acuicultura de algas, en dos versiones de duración (e.g., video corto menor a 3 minutos y larga duración, mayor a 5 min) que permitan su distribución en distintas plataformas digitales y redes sociales. Contenidos incluirán diversas etapas/aspectos relacionados a la acuicultura y repoblación de algas (e.g., usos, valor ancestral, servicios ecosistémicos de las algas), incluyendo participación (e.g., entrevistas) de diversos actores



(e.g., pescadores, cultivadores, recolectores, institucionalidad, acad3micos, productores-compradores, restaurant, p3blico general).

4.16. Capacitaci3n en materias vinculadas a la postulaci3n en el marco de la Ley de Bonificaci3n al repoblamiento y Cultivo de Algas

Las OPA con las que se han implementado cultivos de algas e iniciativas de repoblaci3n durante el desarrollo del programa ser3n capacitadas para posibilitar la continuidad de los cultivos, a trav3s de fuentes de financiamiento alternativas como la Ley de Bonificaci3n para el repoblamiento y cultivo de algas, el Fondo de Fomento a la Pesca Artesanal (FFPA) o Fondo de Administraci3n Pesquera (FAP). Dicha capacitaci3n ser3 realizada preferentemente en la sede de cada OPA, y consistir3 en un taller de mediod3a donde los profesionales del IFOP orientar3n la capacitaci3n en contenidos como: presentaci3n de las alternativas de financiamiento, hoja de ruta e hitos claves de postulaci3n, requerimientos organizacionales y legales, importancia de la autogesti3n, entre otros. La idea es fomentar la participaci3n en los concursos disponibles.

4.17. Seminario de experiencias de acuicultura de peque1a escala

Se realizar3 un seminario orientado a la presentaci3n de experiencias de acuicultura de peque1a escala. Expositores corresponder3n a acuicultores y OPA beneficiados por iniciativas de fomento y financiamiento del Estado. De esta forma, se espera que potenciales cultivadores (OPA y acuicultores APE) conozcan los avances y desaf3os actuales de la acuicultura de algas y de peque1a escala.



5.RESULTADOS

Objetivo específico 1: *Proponer modelos de gestión y producción asociados al desarrollo de la acuicultura de algas en AMERB y CCAA.*

5.1. Estudio de factibilidad técnico-económica-legal de cultivos multi-especies

5.1.1. Revisión bibliográfica cultivos multi-especies

5.1.1.1. Antecedentes generales cultivos multi-especies

La diversificación de la acuicultura, a nivel nacional e internacional, ha sido enfrentada principalmente a través de la incorporación de nuevas especies en cultivo, diversificando en diferentes sitios de cultivo o zonas geográficas, pero generalmente con énfasis en los mono-cultivos de mediana o gran escala (Chopin et al. 2007; Soto 2009). Por otro lado, la diversificación dentro de sitios o sistema individuales de cultivo posee un desarrollo incipiente o de pequeña escala y más bien del tipo experimental (Soto 2009). En general, son dos los desarrollos más conspicuos en cuanto a diversificación de especies cultivadas en el mismo sistema o sitio, el policultivo y los cultivos o acuicultura integrada (Soto 2009; Granada et al. 2016).

El policultivo es el sistema más simple de diversificación, y corresponde a un sistema donde varias especies, del mismo o distinto nivel trófico, pueden ocupar nichos de alimentación separados, no existiendo una intencionalidad de integración e interacción trófica entre las especies (Chopin 2006; Granada et al. 2016). Los organismos en cultivo, pueden compartir los mismos procesos biológicos y químicos con pocos o nulos beneficios sinérgicos (Granada et al. 2016). Este sistema apunta a mejorar la producción por unidad de superficie principalmente de cultivos extensivos (Prein et al. 2012).

La acuicultura integrada corresponde a un sistema donde se comparten recursos, gestión e infraestructuras dentro del mismo sistema de acuicultura, o asociado a otras actividades como la agricultura o la ganadería (Phong et al. 2010). Ha sido desarrollada originalmente en países asiáticos, principalmente en aguas continentales y en sectores rurales con pequeñas producciones, generalmente de subsistencia (Klinger & Naylor 2012). Una de las variantes más difundidas corresponde a la acuicultura-agricultura integrada, donde la combinación de los dos sistemas genera beneficios sinérgicos (Murshed-e-Jahan et al. 2011). Ejemplos incluyen sistemas secuenciales (e.g. estiércol de pollos utilizados para fertilizar estanques de cultivo de peces, sedimentos de estanques de piscicultura y aguas residuales utilizadas como fertilizantes para cultivos agrícolas, o subproductos vegetales utilizados como alimento para peces en cultivo) (Murshed-e-Jahan et al. 2011; Klinger & Naylor 2012) y co-cultivo de carpa en arrozales, donde los peces consumen el perifiton de los tallos de arroz reduciendo plagas y malezas (Alam et al. 2004). La práctica de acuicultura integrada puede incrementar los ingresos de los hogares en países en desarrollo en relación con la agricultura o la



acuicultura no integrada, pero la calidad de los productos y los problemas de inocuidad de los alimentos han limitado el aumentar las escalas de producción (Klinger & Naylor 2012).

5.1.1.2. *Acuicultura multi-trófica integrada*

La acuicultura multi-trófica integrada (conocida por sus siglas en inglés como IMTA), es un concepto y desarrollo más reciente de acuicultura integrada y nace principalmente como sistema de mitigación o tratamiento de desechos provenientes de cultivos intensivos de peces (Chopin et al. 2001; Troell et al. 2003; Chopin 2006). Difiere del policultivo tradicional, en la incorporación en el mismo sistema, de especies de diferente nivel trófico o nutricional. La integración se refiere al cultivo de diferentes especies en proximidad entre sí y conectados por transferencia de nutrientes y energía a través del agua (Chopin et al. 2001; Chopin 2006; Soto 2009). En un sistema IMTA, se podría combinar el cultivo de organismos a los cuales se les provee alimento (e.g. peces o camarones) con el cultivo de organismos que extraen nutrientes inorgánicos disueltos (e.g. algas), materia orgánica particulada (e.g. moluscos filtradores) y/o material orgánico depositado (e.g. holoturias) aumentando la eficiencia productiva y reduciendo las concentraciones de nutrientes y desechos orgánicos a puntos donde se prevengan alteraciones ecológicas como eutroficación o floraciones algales nocivas (Chopin, 2006; Chopin, 2007; Kleitou et al. 2018).

Desde una perspectiva productiva, los desechos, alimentos no-consumido y nutrientes del cultivo de una especie se convierten en insumos o alimentos, que son transformados en crecimiento por otras especies cultivadas (Chopin et al. 2001; Neori et al. 2004).

Desde el punto de vista ecológico y de la economía de recursos naturales, el IMTA aprovecha los servicios ecosistémicos proporcionados por especies extractivas de material orgánico particulado y disuelto, recreando de manera simplificada un ecosistema que está en balance o equilibrio con su entorno (Chopin et al. 2012; Filgueira et al. 2015; Kim et al. 2017). Cuando los nutrientes liberados por las operaciones de acuicultura están completamente balanceados por la cosecha de los componentes extractivos tales como algas, mitílidos y holoturias, el cultivo IMTA puede crear los mayores beneficios ambientales y económicos. Los flujos de materia y energía dentro de un cultivo IMTA y entre el cultivo IMTA y el ambiente que lo rodea debe ser calificado y cuantificado para calcular el diseño óptimo y más eficiente desde el punto de vista de la mitigación para que sea sustentable (Chopin, 2006; Reid et al. 2010; Chopin et al. 2012; Chopin, 2013; Filgueira et al. 2015; Kim et al. 2017; Wartenberg et al. 2017; Zhang et al. 2019).

En la Figura 1 se presenta un modelo conceptual integral que incorpora el enfoque del IMTA.

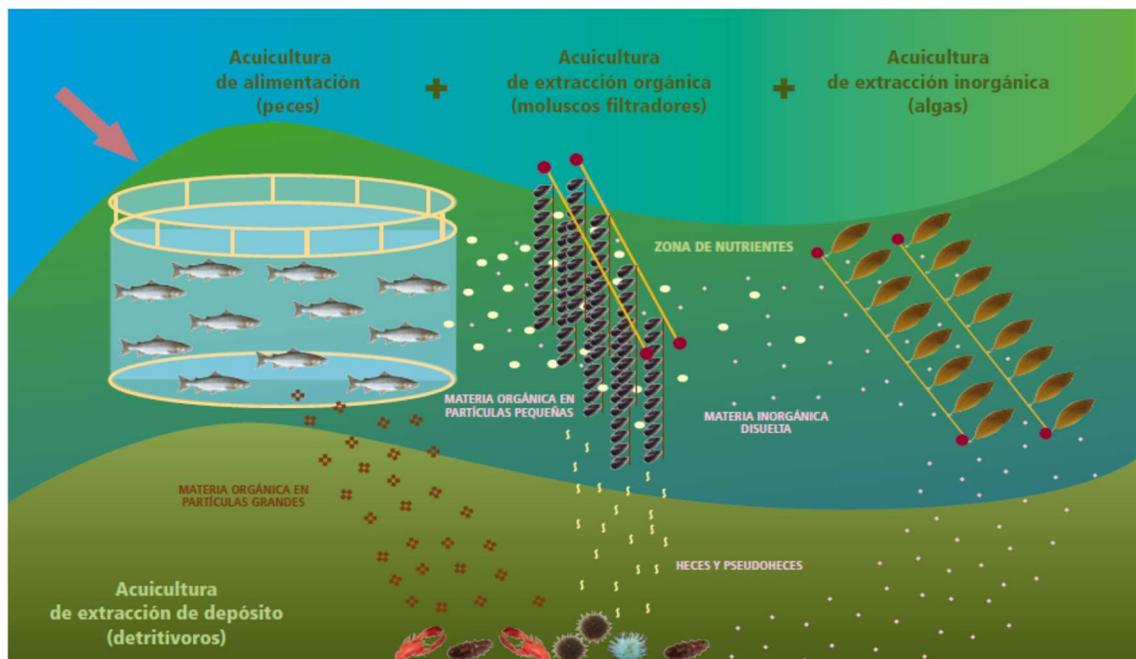


Figura 1. Diagrama conceptual de IMTA que incluye la combinación de cultivos intensivos (e.g., peces) con: i) cultivos extractivos de materia orgánica en suspensión (e.g., moluscos bivalvos filtradores como mitílidos y ostreídos) que aprovechan el enriquecimiento en materia orgánica particulada pequeña (POM), ii) cultivos extractivos de materia inorgánica disuelta (e.g., algas) que aprovechan el enriquecimiento en nutrientes inorgánicos disueltos (DIN), y iii) cultivos extractivos de materia orgánica de fondo (e.g., equinoideos, holotúridos, poliquetos) que aprovechan el enriquecimiento en materia orgánica particulada grande (POM) y las heces y pseudo-heces de los organismos que se alimentan en suspensión (Tomado de Chopin et al. 2012).

5.1.1.3. Selección de especies y sitios de cultivo para su implementación

En términos generales, la selección de especies extractivas que integren cultivos con enfoque IMTA debería estar determinada principalmente por su capacidad para remover nutrientes (inorgánicos, material orgánico particulado suspendido en la columna y/o depositado en el fondo), pero también se debería considerar el valor comercial que ellas tienen (Zhang et al. 2019). Los mismos autores, analizando datos experimentales, no encuentran una relación lineal entre la biomasa inicial de las especies extractivas y la eficiencia en la remoción de nutrientes, tendencia que es similar a la descrita por Troell et al. (2009). Más aun, diferentes ambientes o sitios de cultivo (i.e. sitios con variaciones en intensidad de luz, temperatura del agua, etc.) afectan el crecimiento de las especies extractivas, determinando capacidades de bio-remediación diferentes. Datos experimentales de cultivos con enfoque IMTA son desarrollados bajo condiciones controladas, y las interacciones entre las especies cultivadas y su ambiente físico y ecológico no son bien representadas. Por ejemplo, en condiciones naturales el flujo de agua (dirección y velocidad) ejerce una gran influencia en los cultivos IMTA (e.g.,



desacoples en la incorporación de nutrientes, pérdida de biomasa de especies extractivas) (Zhang et al. 2019).

Datos disponibles de implementación de cultivos con enfoque IMTA en mar abierto indican que la biomasa de las especies extractivas es bastante más pequeña en comparación con la biomasa de las especies de cultivo que les provee alimento (i.e., peces), y esto dificulta el cálculo de la eficiencia de biomitigación. Se sugiere entonces optimizar los diseños experimentales y que exista un balance adecuado entre las especies extractivas de nutrientes y las que incorporan nutrientes al medio (Zhang et al. 2019).

Entre los cuellos de botella indicados por investigadores y acuicultores vinculados a cultivos con enfoque IMTA en Europa, se menciona la carencia de disponibilidad de semillas de especies con potencial. También surge como una brecha a nivel de especies un mejor entendimiento de la biología, influencia de procesos hidrodinámicos en el acople/desacople de incorporación de nutrientes de los grupos tróficos considerados en cultivos IMTA, ciclos de vida y resistencia a enfermedades de especies con potencial para ser incluidas en esquemas IMTA a gran escala. También se destaca la necesidad de expandir a un rango más amplio las especies extractivas (i.e., con capacidad de remover nutrientes disueltos, material orgánico particulado suspendido en la columna de agua o depositado en el fondo), producción masiva de semillas de especies en hatchery y optimización de las cosechas de especies extractivas a lo largo del año (Kleitu et al. 2018). Otros aspectos relevantes tienen que ver con la caracterización de la hidrodinámica de cada sitio de cultivo, antes de implementar los módulos de cultivo (Chopin et al. 2012, Klinger & Naylor 2012).

Experiencias IMTA se han estado desarrollando en numerosos países alrededor del mundo, probándose numerosas combinaciones de especies tanto en agua dulce como mar, en sectores de tierra, costa y mar afuera (Chopin et al. 2012; Klinger & Naylor 2012; Buck et al. 2017). Entre los géneros de especies que han sido identificados como de alto potencial para desarrollar IMTA en sistemas marinos, y basados en criterios de capacidad de bio-mitigación o bio-extracción, valor económico, adaptabilidad de la especie al hábitat, existencia de prácticas de su cultivo (e.g., Soto 2009; Neori et al. 2004; Kang et al. 2013) se pueden mencionar:

- Peces de los géneros *Salmo*, *Oncorhynchus*, *Scophthalmus*, *Dicentrarchus*, *Gadus*, *Anoplopoma*, *Hippoglossus*, *Melanogrammus*, *Pseudosciaena*, *Paralichthys*, *Pseudopleuronectes*, *Mugil*.
- Moluscos de los géneros *Haliotis*, *Saccostrea*, *Crassostrea*, *Pecten*, *Argopecten*, *Placopecten*, *Mytilus*, *Choromytilus*, *Tapes*.
- Algas de los géneros *Laminaria*, *Saccharina*, *Sacchoriza*, *Undaria*, *Alaria*, *Ecklonia*, *Lessonia*, *Durvillaea*, *Macrocystis*, *Gigartina*, *Sarcothalia*, *Chondracanthus*, *Callophyllis*, *Agarophyton*, *Gracilaria*, *Gracilariopsis*, *Porphyra*, *Chondrus*, *Palmaria*, *Asparagopsis*, *Ulva*.
- Equinodermos de los géneros *Strongylocentrotus*, *Paracentrotus*, *Psammechinus*, *Loxechinus*, *Cucumaria*, *Holothuria*, *Stichopus*, *Parastichopus*, *Apostichopus*, *Athyonidium*.
- Poliquetos de los géneros *Sabella*, *Nereis*, *Perinereis*, *Arenicola*, *Glycera*.
- Crustáceos del género *Penaeus*, *Homarus*.



5.1.1.4. Desarrollo industrial de IMTA

En occidente, los desarrollos de IMTA han sido mayoritariamente del tipo piloto o experimentales, y llevados a cabo principalmente por el mundo académico con fomento y apoyo de entidades gubernamentales, bajo el eslogan de una acuicultura asociada a soluciones eco-innovadoras que aportan un escenario de ganancias mutuas (win-win) en lo económico y ecológico, sin embargo, tanto cultivadores individuales como empresas de acuicultura aún están bastante ajenas a su desarrollo e implementación a nivel industrial (Hughes & Black 2016).

Kleitu et al. (2018) mencionan asuntos relacionados a la complejidad en la operación de cultivos bajo enfoque IMTA. Indican que las granjas de acuicultura convencionales no cumplen los requerimientos operacionales para implementar cultivos IMTA a una escala comercial o no tienen infraestructura ni tecnología adecuada para cosechar productos de más bajo valor (i.e., especies extractivas como mitílicos o algas). Otros problemas asociados a la cosecha de algas en cultivos bajo enfoque IMTA son el uso de embarcaciones especiales con sistemas mecanizados de cosecha.

Alexander & Hughes (2017) indican que limitaciones tales como carencia de infraestructura para procesar, secar y empacar algas fueron descritas como los mayores inconvenientes en experimentos bajo enfoque IMTA. Además, ellos mencionan que tanto los cultivos de peces, moluscos y algas requieren de personal altamente calificado en lo técnico, y que es un desafío para pequeñas empresas incluir personal calificado para todas las especies que integren un cultivo bajo enfoque IMTA. Si el conocimiento para todas las especies de un cultivo IMTA no es el adecuado, su implementación será conducida aprendiendo mediante prueba y error, con el riesgo de que esta aproximación sea muy lenta.

En Europa, se advierte una necesidad de mayor tecnología y mejor infraestructura, específicamente la necesidad de desarrollar sistemas de producción más mecanizados, que sean menos demandantes de mano de obra, y particularmente desarrollar sistemas viables para especies bentónicas que puedan utilizarse en cultivos bajo enfoque IMTA y que aminoren los impactos en el fondo marino producidos por el cultivo de peces. Específicamente se enfatiza en la necesidad de mejorar los sistemas de cultivo utilizados por organismos que se alimentan de material orgánico depositado (i.e., holoturias). Así, para que los cultivos bajo enfoque IMTA sean eficientes y exitosos, se deben desarrollar sistemas de cultivo que resistan condiciones ambientales extremas, sean de fácil mantenimiento, se pueda cosechar fácilmente, protejan adecuadamente contra predadores y sean adecuados en términos de espacio disponible (Kleitu et al. 2018).

5.1.1.5. Aceptabilidad Social de IMTA

Kleitu et al. (2018) mencionan como obstáculos para una adopción más amplia de cultivos con enfoque IMTA en Europa, la falta de conocimiento, interés e inversión por parte de la industria, lo cual no es una sorpresa, especialmente en empresas pequeñas, dado el alto riesgo y complejidad de la acuicultura bajo un enfoque IMTA. La carencia de financiamiento externo y soporte por parte del gobierno y la industria fue reportada como uno de los mayores desafíos a ser superados.



Desde el punto de vista de la aceptabilidad de productos cosechados desde IMTA, se han observado conductas de rechazo de consumidores dado que productos crecen a partir de desechos de peces, pero, por otro lado, algunos consumidores estarían dispuestos a pagar mayores precios por productos provenientes de una acuicultura más verde o sustentable (Klinger & Naylor 2012; Barrington et al. 2010; Alexander et al. 2016).

A pesar de que aún no se ha consolidado como una real alternativa a los mono-cultivos, el IMTA se ha ido ganando el reconocimiento como una opción de modelo sustentable de acuicultura dada la combinación de sustentabilidad ambiental, económica y aceptabilidad social que implicaría su desarrollo (Troell et al. 2009; Nobre et al. 2010; Buck et al. 2017; Yu et al. 2017), además se ha propuesto como una alternativa para mejorar la imagen de la industria de la acuicultura (Alexander et al. 2016). Se requieren campañas informativas sobre los riesgos y beneficios del IMTA, lo que podría mejorar la percepción de este sistema de acuicultura y mejorar su rentabilidad (Soto 2009, Roheim et al. 2011, Alexander et al., 2016, Hughes & Black 2016).

5.1.1.6. Factibilidad económica de IMTA

Al IMTA se le reconoce un gran potencial económico, dado que generaría ingresos para los cultivadores a partir del cultivo de varias especies en el mismo sistema que aprovechan los nutrientes disponibles en el agua, que de otro modo se perderían (Chopin et al. 2012; Kerrigan et al. 2016; Buck et al. 2017). Sin embargo, hay discusión respecto a la viabilidad económica (i.e. costos, ganancias y rentabilidad) de este tipo de acuicultura respecto a los mono-cultivos de gran escala (Klinger & Naylor 2012). Además, el IMTA puede agregar complejidad al incorporar a más de una especie, aumentando la incerteza sobre los resultados de producción de todas las especies en cultivo (Troell et al. 2009; Hughes & Black 2016). Por ejemplo, Yu et al. (2017) estudiando casos reales de IMTA comercial en China (e.g. co-cultivo de ostiones y algas), indica que muchos fueron abandonados principalmente por su desempeño económico en comparación con mono-cultivos de especies más rentables. IMTA puede ser inferior en resultados económicos dado que los beneficios ecológicos (e.g. bio-mitigación) generalmente no son o no pueden ser cuantificados económicamente (i.e., servicios ecosistémicos) (Chopin et al. 2012; Kim et al. 2017). Yu et al. (2017) indica que en IMTA los beneficios privados pueden ser menores que los beneficios sociales y públicos (i.e., externalidades positivas) derivados de los servicios ecosistémicos que proporciona. Por ejemplo, autores como Filgueira et al. (2015) y Ferreira & Bricker (2016) discuten sobre el rol de la acuicultura de especies extractoras (e.g. cultivos de bivalvos) en el ciclo de nutrientes como el nitrógeno y el dióxido de carbono y proyectan el cómo este tipo de acuicultura podría ser incluidas en los programas de créditos o bonos de nutrientes (e.g. sistema de mercado o bonos de carbono).

Para Europa, Kleitu et al. (2018) indican que el alto requerimiento de mano de obra en la implementación de cultivos IMTA podría conducir a una disminución de la rentabilidad, dado que la producción en ese continente se obtiene con menos trabajo humano y en consecuencia menos flexibilidad para enfrentar esta complejidad. Además, en muchos países europeos es muy difícil establecer negocios basados en especies de bajo valor debido a los altos costos de mano de obra. Se carece aún de análisis económicos integrales de cultivos IMTA basados en evidencia empírica, para



así, hacer planes de negocio que aseguren la rentabilidad de cultivos IMTA y convencer a los acuicultores de adoptarlos. Se suman a esto, problemas de nichos de mercado y de especies constituyentes de cultivos IMTA con alta rentabilidad, ya que, a diferencia de Asia, Europa produce un número limitado de especies extractivas de material orgánico disuelto o particulado, las que además son de menor valor relativo comparadas con el valor de los peces de cultivo, haciendo la aplicación del negocio basado en cultivos IMTA menos atractivo (Hughes & Black 2016). Las algas producidas en cultivos tipo IMTA enfrentan una fuerte competencia de los países asiáticos, de la extracción desde praderas naturales y de sistemas de mono-cultivos. También se sugiere que los productos originados de cultivos tipo IMTA deberían ser diferenciados a través de certificados de trazabilidad y eco-etiquetado para que les proporcionen ventajas, similar a los casos de nichos de mercado creados para alimentos orgánicos. Otras áreas que podrían contribuir a la viabilidad económica son: i) obtener bio productos de alto valor agregado y utilizar completamente la biomasa en productos de bajo valor, ii) cultivo selectivo de cepas que mejoren el rendimiento, calidad e incrementen la tolerancia ambiental, para permitir la extensión del período de cultivo y expansión hacia nuevas áreas costeras y iii) uso de especies exóticas de interés comercial bajo condiciones estrictas de control, evitando contaminación biológica y genética.

5.1.1.7. Aspectos sanitarios del IMTA

Desde el punto de vista sanitario, se requieren más estudios para entender el riesgo de enfermedades asociadas a la proximidad entre las diferentes especies cultivadas (Klinger & Naylor 2012).

5.1.1.8. Modelación en IMTA

Los modelos tradicionales se han enfocado en los monocultivos, y se restringen a menudo en predecir la densidad de siembra para maximizar el rendimiento en la cosecha (Duarte et al. 2003). Se ha vuelto cada vez más importante desarrollar modelos matemáticos como una herramienta para entender la alta complejidad de las interacciones entre los componentes biológicos, físicos, bioquímicos e hidrodinámicos en un cultivo con enfoque IMTA, lo cual es difícil de lograr con los experimentos tradicionales a pequeña escala, a fin de poder optimizar las operaciones de acuicultura (Troell et al., 2009; Ren et al., 2012; Granada et al., 2018). Por lo tanto, un modelo matemático desarrollado en base a la evidencia de experimentos de laboratorio en condiciones controladas y validado con observaciones de campo de cultivos IMTA a pequeña escala constituye una aproximación útil para determinar la eficiencia global de mitigación de un cultivo IMTA. De esta forma, los modelos enfocados en cultivos IMTA son desarrollados para predecir densidades óptimas de siembra de cada componente IMTA (especies no extractivas y extractivas), y al mismo tiempo, permitir una remoción optimizada de nutrientes desde la columna de agua y describir la habilidad del sistema o del sitio de cultivo para procesar el exceso de desechos orgánicos e inorgánicos, minimizando los impactos ecológicos e incrementando los ingresos (Granada et al. 2018, Zhang et al. 2019).

Sin embargo, Zhang et al. (2019) señalan como debilidades de los modelos analizados que el impacto de los sistemas de cultivo en el componente físico rara vez es considerado en la mayoría de los modelos para cultivos bajo enfoque IMTA, lo que podría llevar a sobreestimar la tasa de intercambio de agua y con ello la renovación de nutrientes y alimento, además, los componentes de los modelos



asociados a organismos bentónicos y desechos (material particulado y disuelto) producidos por prácticas de acuicultura (i.e., cultivo de peces) son sólo parcialmente incluidos en los modelos. Finalmente, los modelos analizados tienen la debilidad de que analizan solo una o dos especies en el mejor de los casos (una que produce desechos orgánicos y otra que los extrae).

5.1.1.9. Desarrollo nacional en cultivos multi-especies

La investigación nacional para el desarrollo de la diversificación de la acuicultura, ha estado orientada principalmente hacia la investigación aplicada para el desarrollo tecnológico del cultivo de especies de manera individual, (i.e., mono-cultivos). Revisando bases de datos de los principales instrumentos de financiamiento para investigación y desarrollo (e.g., FONDEF, FONDECYT; CORFO, FIC) se han ejecutado iniciativas para el desarrollo de cultivos de más de 40 especies.

En cuanto a investigación en cultivos multi-específicos, poli-cultivos o acuicultura integrada, el estado de la investigación nacional es escaso, destacando principalmente investigación en IMTA como medios de biorremediación o mitigación del impacto ambiental de la acuicultura de gran escala, desarrollada por las siguientes instituciones:

- Centro i-mar de la Universidad de Los Lagos, liderada por el Dr. Alejandro Buschmann (e.g., Halling et al. 2005; Buschmann et al. 2008; Abreu et al. 2009; Buschmann et al. 2013), donde se han investigado las capacidades y desempeño de algas como *Agarophyton chilense* y *Macrocystis pyrifera* en cultivos integrados con peces, en instalaciones en tierra y mar.
- IFOP con un proyecto de cultivo integrado orientado a la biorremediación de ambientes impactados por la acuicultura, y donde se evaluaron las capacidades de bio-extracción (laboratorio y terreno) de algas (*A. chilense* y *S. crispata*) y el langostino *Munida subrugosa* (IFOP 2010).

Investigación o proyectos orientados a la producción de acuicultura exclusiva, son también escasos. Podemos mencionar a las siguientes instituciones y proyectos:

- Universidad de Valparaíso desarrollando un Proyecto FIC en la Región de Atacama, donde se probaron cultivos mixtos de erizo-ostión y erizo-algas en sistemas tipo linternas a una escala experimental (Guisado et al. 2013).
- Universidad Austral desarrollando un proyecto FONDEF HUAM, en el que se realizaron experiencias de diversificación productiva de las APEs mediante sistemas de cultivos integrados (<http://huam.spm.uach.cl/>). Los principales resultados indican que desprendimiento desde cultivos de mitílidos podrían sostener alimentación de jaibas y/o caracoles bajo los cultivos, sin embargo, en terreno, la predación por pulpos principalmente hizo inviable su desarrollo. También se probaron cultivos integrado de mitílidos y algas, no encontrándose diferencias estadísticamente significativas respecto a algas cultivadas como mono-cultivo (<http://www.pmontt.uach.cl/culmina-proyctofondef-huam-uach/>).

Finalmente es importante destacar emprendimientos privados de pequeños acuicultores que han estado realizando experiencias tempranas de cultivos multi-específicos principalmente en base a demanda de mercado de distintas especies de moluscos (e.g. mitílidos, ostras, ostiones, abalones).



Entre ellos destacan Cultivos Marinos Cholche (Chiloé) y Granja Marina Coliumo.

5.1.2. Análisis de normativa y regulaciones aplicables a cultivos multi-especies

5.1.2.1. Marco regulatorio internacional para cultivos multi-especies

A nivel mundial existen pocas normativas y marcos regulatorios para el desarrollo de cultivos multi-especies como el IMTA o los policultivos (Alexander et al. 2015, Hughes and Black 2016). En Europa y Norteamérica existen políticas e incentivos para el desarrollo de una acuicultura sustentable e innovadora, coherente con IMTA. Sin embargo, el marco general regulatorio para el desarrollo de la acuicultura está más bien orientado a la acuicultura del tipo mono-específica. Además, los marcos regulatorios y normativos permiten el desarrollo de proyectos pilotos o experimentales de IMTA, pero para escala comercial se requieren cambios sustanciales, como, por ejemplo, cambiar algunos aspectos de los regímenes jurídicos relacionados con la transferencia de enfermedades, la salud de los peces, inocuidad alimentaria, licencias sociales para su desarrollo (Alexander et al. 2015, Hughes and Black 2016), entre otros.

Kleitu et al. (2018) describen para Europa una carencia de acuerdos de autorización y políticas dedicadas a la acuicultura bajo enfoque IMTA, extenuante burocracia y la larga duración de los procedimientos para autorizar el co-cultivo de múltiples especies en proximidad geográfica. Una legislación demasiado rígida podría desincentivar iniciativas multi-especies competitivas y económicamente sustentables. Se han sugerido la generación de instrumentos de investigación y políticas que incluyen subsidios para su implementación, mayor difusión de sus beneficios, desarrollo de métodos y estudios de valoración de los beneficios no comerciales del IMTA, y reformas regulatorias y normativas para su funcionamiento a escala comercial (Soto 2009, Alexander et al. 2016, Hughes & Black 2016, Yu et al. 2017).

5.1.2.2. Marco legal y regulatorio nacional para cultivos multi-especies

La acuicultura en Chile ha sido practicada desde 1920, sin embargo, no fue hasta la década de los 90 que se convierte en un sector económico de importancia. Los salmónidos son el grupo dominante tanto en volumen de cosecha y valor de exportación (Lozano et al. 2018). Los principales recursos cosechados (datos acumulados entre enero y septiembre de 2019) correspondieron a peces (67,9 % de la cosecha total acumulada = 651.895 ton), mientras que los aportes de moluscos y algas fueron 30,6 % (equivalente a 293.696 ton) y 1,5 % (equivalente a 13.960 ton), respectivamente. Dentro del grupo de los peces, los principales recursos cosechados fueron salmón del atlántico (514.307 ton, equivalente al 53,6% de la cosecha total acumulada entre enero y septiembre de 2019), seguido de trucha arcoiris (55.591 ton; 6,8% de la cosecha total acumulada entre enero y septiembre de 2019) y salmón del pacífico (48.906 ton; 7,5% de la cosecha total acumulada entre enero y septiembre de 2019). Los moluscos están representados principalmente por chorito (287.272 ton; 29,9% de la cosecha total acumulada entre enero y septiembre de 2019), siendo las cosechas de ostión del norte y ostra del pacífico, relativamente menores al compararlas con las de chorito (5.234 y 56 ton, respectivamente). Las algas están representadas casi exclusivamente por pelillo, que registra una



cosecha total acumulada entre enero y septiembre de 2019 de 12.780 ton, es decir, apenas un 1,4 % del total de biomasa cosechada dentro del período analizado (Fuente: Informe Sectorial de Pesca y Acuicultura – octubre 2019, http://www.subpesca.cl/portal/616/articles-106237_documento.pdf).

Estas cifras son un reflejo de cómo se desarrolla la acuicultura en Chile, con enfoques de producción (logísticos, tecnológicos, uso del territorio y espacios costeros) y una normativa y regulaciones que se han desarrollado y perfeccionado en el tiempo bajo un modelo mono-específico de producción, no dejando mayor cabida a modelos de producción tipo poli-cultivos ni menos cultivos con enfoque IMTA.

En términos generales, los modelos de producción (e.g., recursos, volúmenes de producción, cosechas proyectadas, sistemas de cultivo) están definidos por un *Proyecto Técnico* el cual está incluido en la *Solicitud de Acuicultura*, documento que es presentado por el Titular que desea acceder a una Concesión y que es analizado en lo técnico por la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (SUBPESCA). Los proyectos técnicos, en la mayoría de los casos, están orientados en los hechos al cultivo de un solo tipo de recurso (enfoque monocultivo), a pesar de que los proyectos técnicos “en el papel” incorporan a más de una especie. En muy pocos casos (83 de 3283 registros de solicitudes de CCAA²), los proyectos técnicos tienen alguna intencionalidad de realizar “en el papel” algún tipo de cultivo integrado, combinando algas/moluscos filtradores o peces/moluscos filtradores. En ningún caso se observan proyectos técnicos presentados que estén orientados específicamente a IMTA que combinen peces, moluscos filtradores y algas.

La acuicultura se regula por la Ley General de Pesca y Acuicultura (LGPA), en donde se establece el marco legal para: importación de recursos hidrobiológicos, acceso a áreas para la acuicultura, concesiones, condiciones ambientales y sanitarias para su ejercicio, reglas para realizar acuicultura con fines científicos u ornamentales, infracciones y sistema sancionatorio. La actividad se caracteriza porque diversas instituciones estatales cumplen diferentes tareas respecto de ella, siendo las principales: la SUBPESCA, que regula la actividad y establece las condiciones técnicas bajo las cuales puede realizarse; la Subsecretaría para las Fuerzas Armadas, otorga las concesiones de acuicultura y dicta las áreas apropiadas para su ejercicio; el Servicio de Evaluación Ambiental, que junto a las comisiones de evaluación, participa en la Evaluación Ambiental de los proyectos; mientras que el Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura y la Dirección General del Territorio Marítimo ejercen las labores de fiscalización. La nueva normativa de acuicultura, implementada a partir del año 2009 y cuya mayor transformación se operó a través de la Ley N° 20.434 del año 2010, realizó cambios en el modelo productivo para hacerlo “sustentable”, incorporando los siguientes elementos:

- Agrupación de concesiones (Barrios) como medida sanitaria para el descanso coordinado de los centros de producción de salmones y reducción de riesgos de enfermedades.
- Incorporación de indicadores ambientales más exigentes y preventivos de situaciones indeseadas.
- Prohibición de nuevas siembras de peces o continuidad de operación de centros cuando se obtienen informes ambientales negativos acerca de centros en particular, reiniciándose las operaciones cuando se compruebe la recuperación de las condiciones de operación.

² Fuente: Subsecretaría de Pesca y Acuicultura. Concesiones otorgadas a diciembre de 2017.



- Determinación de nuevas densidades máximas de cultivo para centros de salmones, las que será compartida por todos los centros de una misma agrupación, de modo que el mal desempeño ambiental y sanitario en un sector impedirá aumentar la producción a todos los centros que se ubican en él, previniendo de esta forma eventos sanitarios indeseados.
- Responsabilidad del Estado en la elaboración de los informes de seguimiento de las condiciones ambientales de los centros de cultivo, de modo de asegurar que se contratarán terceros independientes, no vinculados a la industria, para realizar los muestreos y los informes.
- Fortalecimiento de la normativa sobre uso de fármacos y sanciones por el mal uso
- Fortalecimiento de la normativa sobre seguridad de las estructuras de cultivo para prevenir escapes de salmones o desprendimiento de especies de cultivo, cambiando de un enfoque mitigatorio a otro preventivo, haciendo más drásticas las sanciones por incumplimiento de estos aspectos.
- Creación de macrozonas como un instrumento de contención de enfermedades, derivando de ellos eventuales restricciones de transporte en momentos de brotes de la enfermedad.
- Limitación del tiempo de vigencia de las concesiones (25 años, renovables) pudiendo denegarse la renovación en casos de informes ambientales negativos.
- Fortalecimiento de programas de monitoreo de enfermedades de salmones.
- Fortalecimiento de facultades de fiscalización a centros de cultivo y prestadores de servicios, estos últimos reconocidos como incidentes en el desempeño ambiental y sanitario de la acuicultura de salmones.
- Fortalecimiento de la normativa sobre importación de especies hidrobiológicas, analizando el análisis de riesgo en la toma de decisiones.
- Modificación de trámites relacionados con arriendos, transferencias y otros contratos, haciendo el proceso más fácil y transparente.
- Cierre al acceso para nuevas concesiones de mitilidos en la región de Los Lagos, a fin de ordenar este sub-sector en términos territoriales. Se perfeccionaron las infracciones referidas a la entrega de información sobre desempeño sanitario por parte de este tipo de acuicultores.

5.1.2.3. Institucionalidad y Normativa para la APE e IMTA

En Chile, desde un punto de vista normativo, aún no se ha definido formalmente (a través de una normativa específica o cuerpo legal que la diferencie) lo que se entiende por acuicultura de pequeña escala (APE). Sólo el año 2018 se re-estructuran en Chile dos programas (Fondo de Administración Pesquera y Fondo de Fomento a la Pesca Artesanal), los cuales dan origen a INDESPA (Instituto Nacional de Desarrollo Sustentable de la Pesca Artesanal y de la Acuicultura de Pequeña Escala), que entre sus múltiples funciones contempla apoyar el fomento y la diversificación productiva (no necesariamente esto se debería entender como la promoción de cultivos multitrofos a pequeña escala)

Sin embargo, actualmente está en discusión una propuesta de Reglamento o Estatuto para la APE. Se aborda a continuación, un análisis de esta propuesta de Reglamento, ya que apunta a normar un tipo de acuicultura que por su naturaleza está más cerca de desarrollar poli-cultivos o cultivos tipo IMTA, a diferencia de la acuicultura de peces o moluscos filtradores que se desarrolla en Chile, y que



por su naturaleza, orientación productiva y logística es difícil que puedan desarrollar simultáneamente policultivos o cultivos tipo IMTA.

En términos generales, la APE es desarrollada por un segmento de actores que carece de medios (económicos, culturales, geográficos, tecnológicos) necesarios para desarrollar un proyecto de cultivo, y desde ese punto de vista, no participa de manera relevante de los beneficios de su consolidación. Este tipo de acuicultura es vista como una oportunidad para diversificar actividades, especialmente para pescadores artesanales.

Las directrices básicas que abordaría esta propuesta de Reglamento para la APE son: facilitar el cumplimiento de requisitos y obligaciones prevista en la normativa y facilitar el acceso a los medios para el desarrollo de este tipo de acuicultura. Para ello, es necesario definir que es APE en diferentes dimensiones, por ejemplo: en qué espacios geográficos se podrá desarrollar APE, quiénes son los grupos de actores que se asocian con el ejercicio de este tipo de acuicultura, cuáles son las condiciones de acceso a los espacios donde se desarrollará la APE y cuáles serán las condiciones de operación de la APE.

Preliminarmente, la APE podrá llevarse a cabo en CCAA, terrenos privados, AMERB, terrenos asociados a Caletas de pescadores Artesanales, y Espacios Costeros Marinos de Pueblos Originarios (ECMPO). Esta actividad podrá ser desarrollada por Personas Naturales, Sociedades de Responsabilidad Limitada o Empresas Individuales de Responsabilidad Limitada, en uno o más centros de cultivo señalados en la LGPA, siempre y cuando la superficie total no sea mayor a 10 ha y la producción máxima total anual sea inferior a 500 ton. En el caso de Organizaciones de Pescadores Artesanales, Cooperativas o Comunidades Indígenas, la superficie total donde se realice APE deberá ser inferior a 50 ha y la producción máxima total anual menor a 2.000 ton. En el caso de terrenos de playa (públicos o privados) y sitios emplazados en tierra, cualquiera de los actores identificados precedentemente será considerado como APE, no aplicando límites de superficie, pero sí límites de producción (< 100 ton). En ningún caso se podrán cultivar peces exóticos ni salmónidos.

Según la propuesta de Reglamento, serán considerados APE: i) los proyectos de mono y policultivos, ii) la extracción de una fracción de las agregaciones de recursos bentónicos que se originen bajo sistemas de cultivo suspendido (como por ejemplo erizos y jaibas que se establecen bajo líneas de engorda de choritos), iii) los proyectos vinculados a la instalación de estanques en tierra (trucha arcoíris para consumo familiar o local, cultivo de pejerrey de río, etc.), iv) el mantenimiento temporal de recursos hidrobiológicos provenientes de actividades de extracción o cultivo en estanques, y v) mantención de recursos hidrobiológicos provenientes de actividades de extracción o cultivo para fines de exhibición (acuarios) o consumo.

Desde una perspectiva económica, la idea es entregar un abanico de alternativas para enfrentar situaciones en que un cultivo presenta problemas ambientales o bajas de precio.

En relación a las condiciones de acceso a los espacios donde se desarrollará la APE, la orientación de la propuesta de Reglamento en actual discusión es disminuir la actual exigencia de distancia



mínimas entre CCAA orientadas a APE de otras CCAA, simplificar los requisitos ambientales exigidos para obtener y operar una CCAA orientada a APE, eliminar la limitación de superficie para el cultivo de peces nativos e invertebrados exóticos, ampliar el abanico de especies nativas factibles de cultivo y eliminar la limitación de cultivar especies nativas fuera de su rango de distribución natural (estas últimas tres normativas actualmente vigentes en el D.S. 96-2015 Reglamento de Actividades de Acuicultura en AMERB).

Por otro lado, la propuesta de Reglamento para APE apunta a una adecuación de la normativa sectorial conforme al bajo impacto que tiene este tipo de acuicultura (APE). En particular, propone modificaciones al Reglamento Ambiental para la Acuicultura (RAMA), al Reglamento de Concesiones de Acuicultura, al Reglamento Sanitario (RESA), al Reglamento de entrega de información de las actividades productivas de CCAA y al reglamento de registro de personas acreditadas para elaborar los instrumentos de evaluación sanitaria y ambiental.

Sin embargo, la propuesta de Reglamento APE, en actual discusión, tiene una mirada desde el punto de vista normativo que atenta contra una operación virtuosa de policultivos o cultivos que se orienten hacia una operación con mirada IMTA. En efecto, la propuesta autorizará este tipo de actividades en función del sistema de producción, limitando la combinación de especies en un mismo cultivo con diferentes nichos tróficos. La propuesta de Reglamento APE considera dos grandes sistemas de producción: extensivo, cultivos en donde el alimento no es suministrado por el hombre (algas, choritos, ostiones) e intensivo, cultivos en donde el alimento es suministrado, distinguiéndose dentro de este sistema el intensivo natural (cultivos como erizo, abalones y jaibas donde el alimento que se suministra es natural) y el intensivo completo (cultivos de peces como congrio o dorado donde se entregan dietas formuladas). Esta adecuación para operar los cultivos APE permitirá cultivar todas las especies que se encuentren dentro de un mismo sistema de producción, pero impedirá que especies de diferente nivel trófico (principio fundamental del IMTA) sean cultivadas de manera conjunta para optimizar los flujos de materia y energía. Además, esta propuesta de Reglamento, tal y como está planteada, impediría la combinación de ciertas especies en un policultivo (e.g., no se podría desarrollar un policultivo de algas, choritos, locos y algún pez nativo en forma simultánea).



5.2. Análisis bio-económico de cultivos multi-especies

En concordancia con la definición de configuración e implementación de cultivos pilotos (ver Objetivo 2) se definieron los tipos de cultivos multi-especies y el enfoque metodológico para el análisis y modelación bio-económica.

En esta etapa, el análisis de factibilidad bio-económica para el cultivo se orientó con un enfoque bajo un esquema de APE con datos experimentales *in situ* donde se relacionen las respuestas del crecimiento de cultivos mono y multi-específicos con variables ambientales locales.

El enfoque metodológico bio-económico será similar al utilizado en las etapas 1 y 2 del programa, el cual consistió en construir un modelo cuantitativo que enlaza en una serie de ecuaciones insumo-producto en distintos submodelos (Figura 2) que interactúan entre sí: ambiental-biológico, tecnológico y económico.

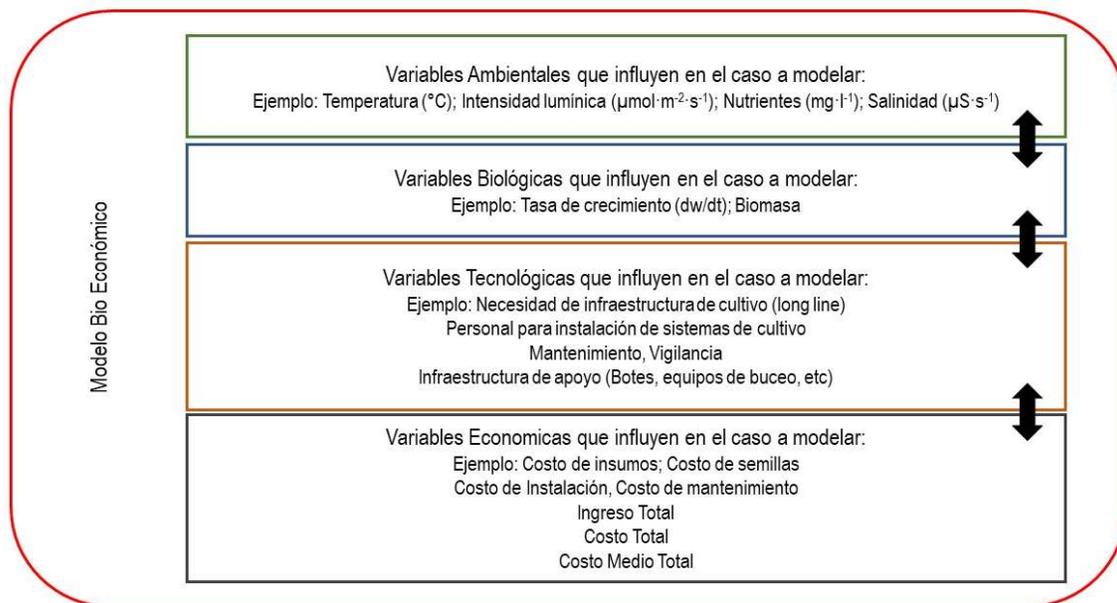


Figura 2. Modelo conceptual para el proceso de modelamiento bio-económico.

5.2.1. Cultivo bi-específico

Este enfoque de cultivo implica la modelación de sistemas de cultivo de fondo o suspendido (vertical o horizontal). Básicamente consiste en dos especies bajo cultivo, las cuales, poseen interdependencias biológicas que podrían significar una externalidad positiva para una o ambas especies, potenciando el crecimiento y/o supervivencia individual.

Dos localidades fueron seleccionadas para estos experimentos: Pudeto y Dalcahue, ambas en la Región de Los Lagos. En Pudeto la experiencia involucra a las especies pelillo y Ostra Japonesa (cultivo de fondo), en tanto en Dalcahue las especies son Chicorea y chorito (cultivo suspendido).



5.2.1.1. Descripción cultivo bi-específico ostra japonesa-pelillo en Pudeto

Este caso corresponde a un cultivo de ostras en sistema denominado de “camillas” (Figura 3A) que está instalado en río Pudeto, comuna de Ancud. Las ostras que van sobre las camillas se depositan en bolsas de malla plástica con 200-300 semillas de ostras en su interior (Figura 3B). Cada camilla contiene 11 de estos sacos. Cada semilla tuvo una talla inicial de 30 mm. Las camillas son de 1 por 5 m construidas de una manera muy simple utilizando madera nativa. Los materiales para su construcción también incluyen malla lobera en desuso, clavos y alambre.



Figura 3. A) Modelo de camilla construida para experimento de co-cultivo ostra japonesa-pelillo. B) Disposición de sacos de malla plástica con semillas de ostras sobre camillas.

Bajo algunas de esas camillas, se instalaron cuerdas con biomasa de pelillo F₁³ (donada por la empresa Algas Marinas Ltda.). En otro tratamiento, el pelillo fue cultivado usando un sistema denominado de “estacas”, donde las cuerdas con biomasa de algas están fijadas al sustrato por dos estacas, una en cada extremo. Bajo las camillas de ostras, el alga entrelazada en la cuerda, está dispuesta en forma paralela al plano de la camilla donde están dispuestas las ostras, utilizando una parte de la estructura de la camilla para amarrar las cuerdas.

Para este experimento se definieron cuatro tratamientos: a) experimental (ostra + pelillo; n= 3 camillas); b) un control, solo ostra en camilla (n= 3 camillas); c) control solo pelillo bajo la camilla vacía, sin ostras (n=3 camillas) y d) control pelillo cultivado en sistema tradicional de estacas a fondo, que es el que generalmente se utiliza en río Pudeto (n= 3 plots de 1 por 5 m con 5 cuerdas de pelillo por plot). Desde el inicio de la experiencia (agosto 2019), se llevó un monitoreo de variables ambientales y

³ Se denomina biomasa F₁ a la biomasa originada a partir de esporocultivos producidos en hatchery, esos cultivos son luego trasladados a una etapa de nursery, en donde a partir de las cuerdas inoculadas con esporas se cosecha biomasa que es utilizada para producir cuerdas con material vegetativo entrelazado.



biol3gicas-productivas (ver resultados objetivo 2). Con esta informaci3n se estimaron los par3metros del submodelo biol3gico en funci3n de las variables ambientales: SGR (Tasa relativa de crecimiento est3ndar) y GF (Factor de crecimiento), adem3s de las tasas de mortalidad (M) para el caso de la ostra. La Figura 4 representa el modelo dise1ado e implementado para evaluar desde un punto de vista productivo – econ3mico el cultivo de pelillo en Pudeto.

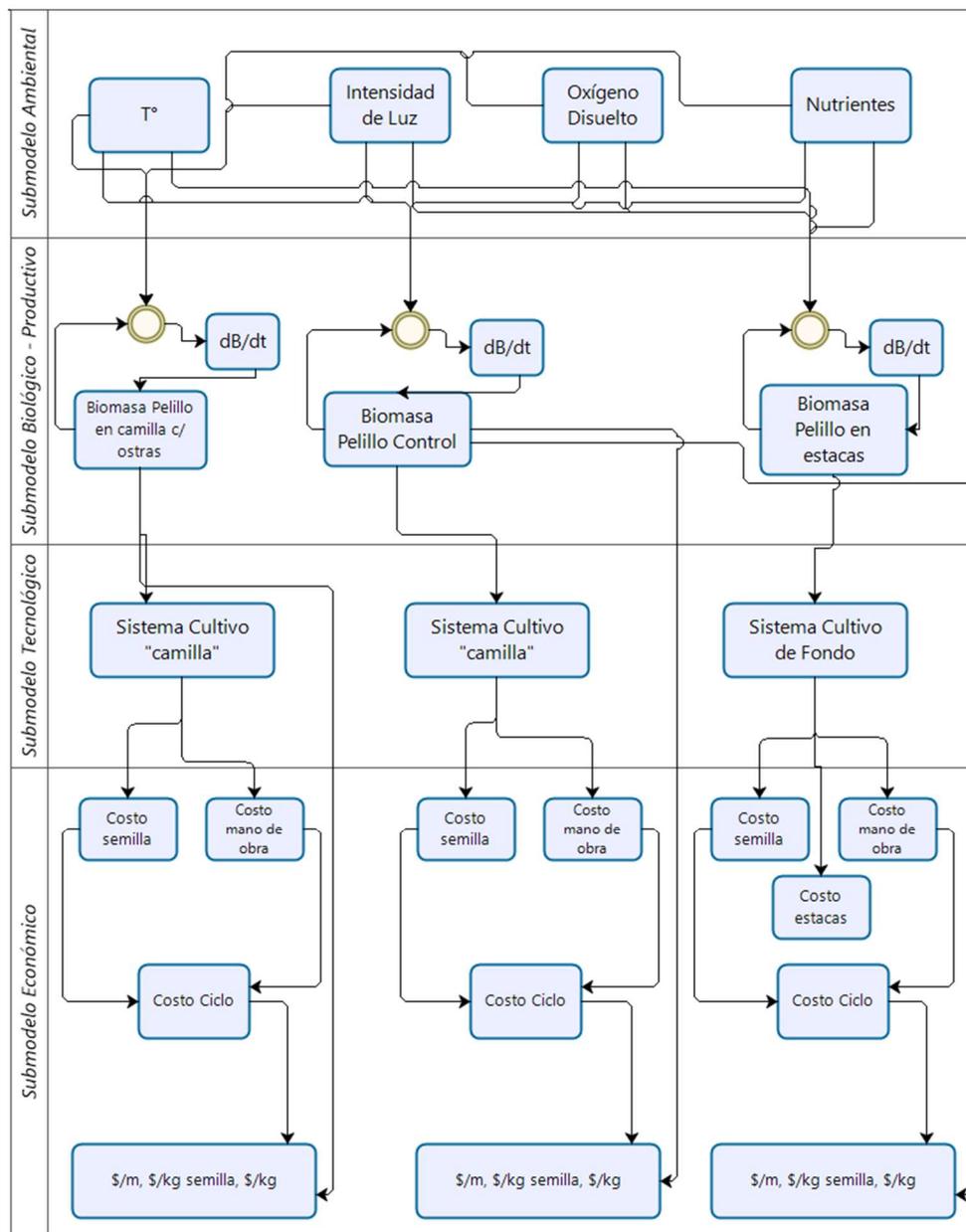


Figura 4. Modelo conceptual para el cultivo de pelillo desarrollado en la localidad de Pudeto.



a.- Tratamiento cultivo de pelillo en camillas con ostras

Submodelo Biológico

Este experimento consistió en cultivar el alga en camillas simultáneamente con ejemplares de ostra. Con esto se buscaba evaluar la producción del alga en presencia del bivalvo, bajo el supuesto de que el alga así cultivada tendría una mayor productividad. El crecimiento en biomasa en este tratamiento fue menor al observado para el tratamiento pelillo en camillas sin ostras. Así, la biomasa máxima observada se obtuvo al día 152, cuando el ciclo productivo se cerró, y alcanzó los 331 g m⁻¹, en contraste con los 1170 g m⁻¹ observado en el tratamiento pelillo en camillas sin ostras al día 99. En ese sentido, la tasa de crecimiento en biomasa del pelillo en este tratamiento fue sustantivamente menor a lo observado en el tratamiento de cultivo de pelillo en camillas sin ostras (Ver resultados en detalle en sección Resultados objetivo específico 2).

El resumen de las variables productivas y ambientales relevantes para este tratamiento se presentan en la Tabla 3.

Tabla 3.

Valores promedio mensual para la variable productiva y variables ambientales observadas para el tratamiento cultivo pelillo en camillas con ostras.

Fecha	Días Acumulados	dt	Biomasa pelillo (g·m ⁻¹)	Temperatura
15-08-2019	0		130	10,11
15-09-2019	31	31	157	11,01
17-10-2019	63	32	255	12,53
21-11-2019	98	35	295	14,17
17-12-2019	124	26	309	15,97
14-01-2020	152	28	329	16,89

Los parámetros que mejor ajustan los valores observados se muestran en la Tabla 4. En esta tabla (y las similares en donde se identifiquen parámetros y variables asociadas) se destacan sólo los parámetros que resultaron significativos en la construcción de ecuaciones diferenciales que equilibran factores que contribuyen a la generación de biomasa (Efecto Anabólico) con factores que conllevan la pérdida de biomasa (Efecto Catabólico). La generación o pérdida de biomasa será el resultado del balance entre ambos efectos. A modo de ejemplo, si el coeficiente de anabolismo mediado por la variable temperatura es mayor que el coeficiente catabólico para la misma variable, entonces esta variable hará que la biomasa se incremente. En caso contrario esta variable contribuirá más a la pérdida de biomasa que a su generación. Así, el modelo permite conocer la importancia relativa de cada variable ambiental en la dinámica de la biomasa.



Tabla 4.

Valor de los parámetros involucrados en el submodelo biológico productivo para el caso del tratamiento de pelillo en camillas.

Parámetro	Valor	Variable asociada	Efecto
a	2,14 e -04		Anabólico
b	0,70	Biomasa pelillo	Anabólico
c	1,49	Temperatura	Anabólico
d	1,75	Biomasa Ostra	Anabólico
e	4,17 e -04	Biomasa pelillo	Catabólico
f	0,16	Temperatura	Catabólico
g	2,12	Biomasa Ostra	Catabólico

Submodelo Económico

La menor producción en el tratamiento de cultivo de pelillo con ostras hizo que los valores de costo medio por kilo de alga cosechada ($\$ \text{kg}^{-1}$) fuesen mayores que los observados en el tratamiento pelillo en camillas. La Figura 5 ilustra este punto. La curva muestra una pendiente negativa, la cual alcanza su punto más bajo el día en que se realizó la cosecha y el ciclo se cerró al día 152 de cultivo. En este punto el costo medio alcanzó los $\$ 648$ ($\$ \text{kg}^{-1}$).

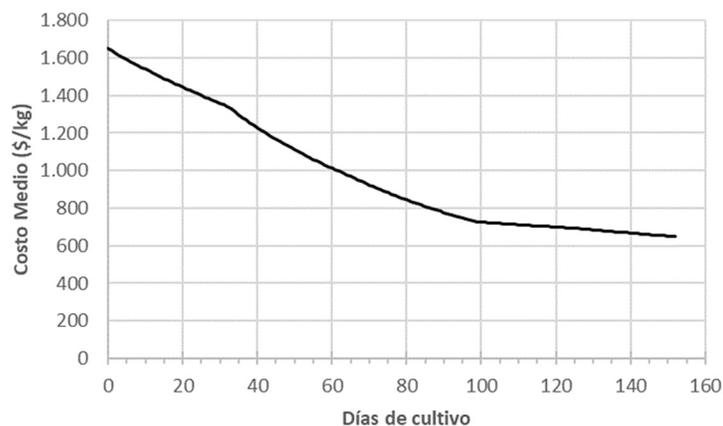


Figura 5. Evolución del costo medio en el cultivo de pelillo en camillas con ostras.

La estructura del costo medio se muestra en la Figura 6. En este sentido el ítem más importante fue el costo de siembra del alga.

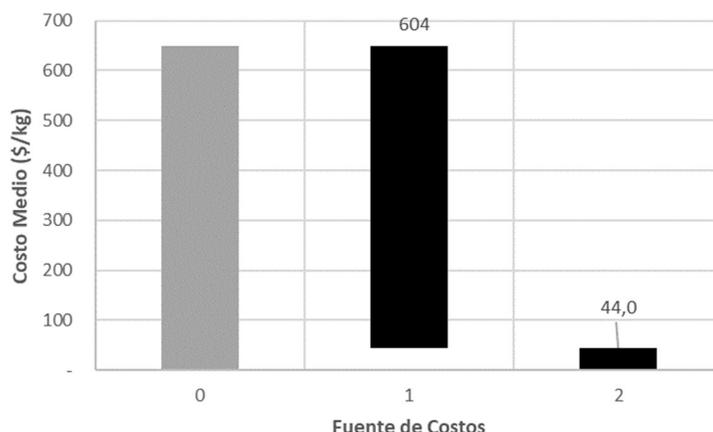


Figura 6. Estructura del costo medio al d1a 152 de cultivo de pelillo en camilla con ostras. (0) costo medio; (1) costo de siembra; (2) costo de semilla.

b.- Tratamiento cultivo de pelillo en camillas sin ostras

Submodelo Ambiental y Biol3gico

Este experimento corresponde al tratamiento de pelillo que creci3 en cuerdas, utilizando como soporte las "patas" de la camilla para crecer suspendidas horizontalmente. Cinco cuerdas de 5 m de longitud fueron adosadas a la camilla, generando un total de 25 m lineales de cultivo de pelillo. La camilla no contiene bolsas de ostras, de manera de observar la producci3n del alga sin el efecto del bivalvo. El desempe1o en crecimiento del pelillo en este tratamiento se describir1 en detalle en los resultados asociados al objetivo espec1fico 2. El resumen de las variables productivas y ambientales relevantes para este tratamiento se resumen en la Tabla 5.

Tabla 5.

Valores promedio mensual para la variable productiva y variables ambientales observadas para el tratamiento cultivo pelillo en camillas en Pudeto.

Fecha	Dias Acumulados	Dt	Biomasa pelillo (g·m ⁻²)	Temperatura
15-08-2019	0		130	10,11
15-09-2019	31	31	143	11,01
17-10-2019	63	32	379	12,53
21-11-2019	98	35	1170	14,17
17-12-2019	124	26	603	15,97
14-01-2020	152	28	109	16,89



Se puede observar que existe una disminución de la biomasa cuando la temperatura media es superior a los 14 °C.

Los parámetros que mejor ajustan los valores observados se muestran en la Tabla 6. En esta tabla (y las similares en donde se identifiquen parámetros y variables asociadas) se rescatan los parámetros que resultaron significativos en la construcción de ecuaciones diferenciales que equilibran factores que contribuyen a la generación de biomasa (Efecto Anabólico) con factores que conllevan la pérdida de biomasa (Efecto Catabólico). Esto sucede en el caso ejemplificado en la Tabla 4, donde la misma variable (Temperatura) tiene un efecto anabólico en temperaturas inferiores a los 14 °C y catabólico a temperaturas superiores a ese umbral.

Tabla 6.

Valor de los parámetros involucrados en el submodelo biológico productivo para el caso del tratamiento de pelillo en camillas.

Parámetro	Valor	Variable asociada	Efecto
a	4,07 e -04		Anabólico
b	0,91	Biomasa pelillo	Anabólico
c	1,00 e -06	Oxígeno disuelto	Anabólico
d	2,94	Temperatura	Anabólico
e	7,02 e -05	Biomasa pelillo	Catabólico
f	0,02	Oxígeno disuelto	Catabólico
g	3,39	Temperatura	Catabólico

Submodelo Económico

El submodelo económico es muy sencillo, producto que las líneas de pelillo utilizan como soporte la camilla para el cultivo de ostra. De esta forma, los costos asociados al cultivo de pelillo se limitan básicamente al costo de la semilla y a la confección e instalación de las líneas. Aunque en este caso particular las semillas fueron donadas, se incorporó un costo de \$ 100 por kilo de semilla y un costo de \$ 5000 por la instalación de 25 metros lineales en cada camilla. No se incluyen depreciaciones ya que las cuerdas son usadas solo una vez, ni tampoco costos de vigilancia. El menor costo medio coincide con el día donde ocurre la mayor biomasa por metro lineal. La curva tiene forma de U y muestra su punto más bajo al día 99 con un costo medio de \$ 164 por kilo cosechado (Figura 7). En este punto la estructura del costo medio (Figura 8) está dominado por el ítem siembra con \$ 153 por kilo cosechado.

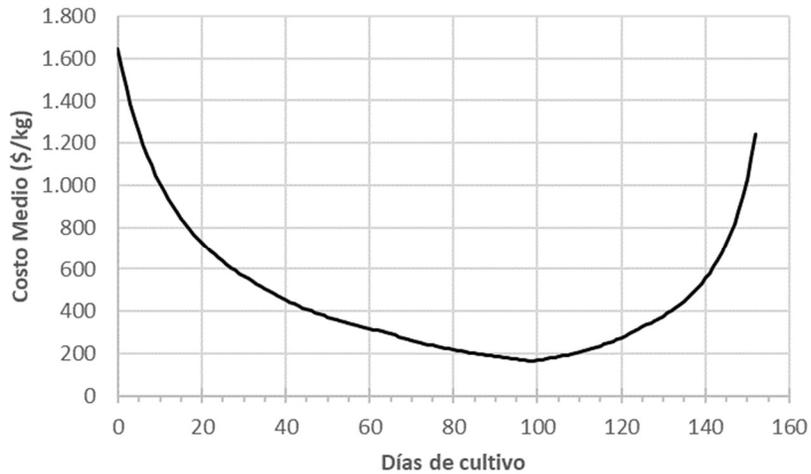


Figura 7. Evoluci3n del costo medio ($\$ \text{kg}^{-1}$) en el tratamiento de cultivo de pelillo en camilla.

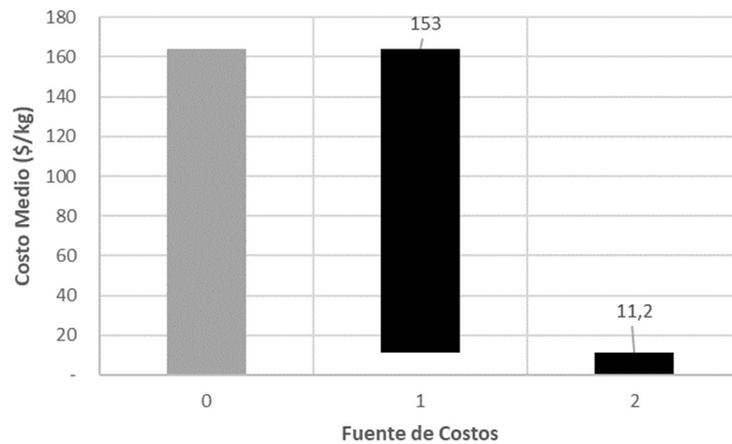


Figura 8. Estructura del costo medio al d1a 99 de cultivo de pelillo en camilla. En el eje X se representa como (0) el costo medio; (1) costo de siembra y (2) costo de semilla.

c.- Tratamiento cultivo de pelillo en estacas

Submodelo Biol3gico

Este cultivo las l1neas estuvieron a nivel del sustrato fijas con estacas, sin la presencia de camillas. La biomasa ($\text{g} \cdot \text{m}^{-1}$) present3 una disminuci3n importante entre el d1a 63 y 98 seguida de una recuperaci3n durante el mes siguiente y una nueva ca1da hasta el d1a de cosecha (Figura 9, Tabla 7). En t1rminos generales, la biomasa fue mayor a la observada en el experimento de producci3n de pelillo en camillas con ostras, pero fue menor al tratamiento de cultivo en camillas, pero sin ostras. Esto podr1a



interpretarse en el sentido que el cultivo suspendido de pelillo pudiera ser una mejor alternativa que sobre fondo (en estacas).

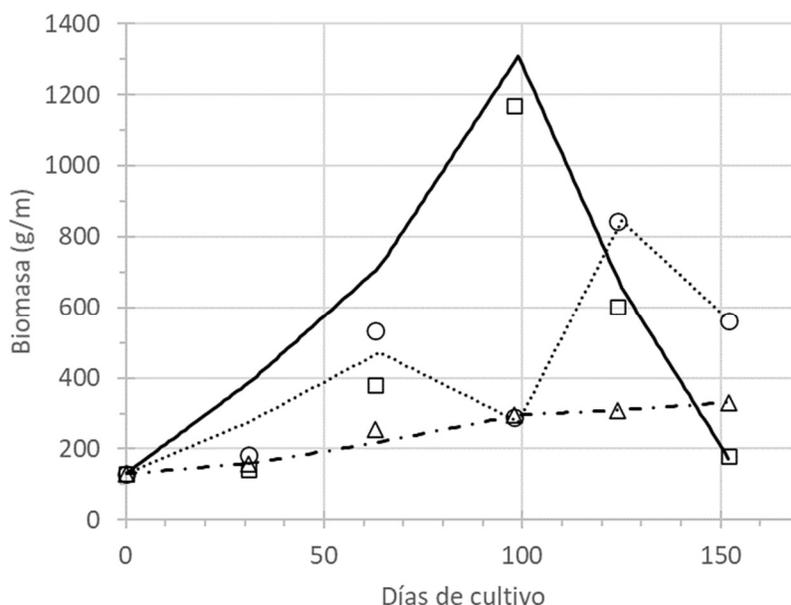


Figura 9. Evolución de la biomasa calculada por el modelo en términos de gramos por metro lineal (g m^{-1}) en el cultivo de pelillo con estacas (línea punteada). Se muestra simultáneamente el resultado del cultivo de pelillo con ostras (línea de segmentos y puntos) y el tratamiento pelillo en camillas sin ostras (línea continua). Los círculos blancos representan el valor observado para la biomasa de pelillo con estacas. Los triángulos representan el valor observado en el tratamiento de pelillo con ostras y los cuadrados el valor observado en el tratamiento pelillo sin ostras.

Tabla 7.

Valores promedio mensual para la variable productiva y variables ambientales observadas para el tratamiento cultivo pelillo en estacas en Pudeto.

Fecha	Días Acumulados	Dt	Biomasa pelillo ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$)	Temperatura
15-08-2019	0		130	10,11
15-09-2019	31	31	183	11,01
17-10-2019	63	32	532	12,53
21-11-2019	98	35	290	14,17
17-12-2019	124	26	841	15,97
14-01-2020	152	28	563	16,89



Los parámetros que mejor ajustan los valores observados se muestran en la Tabla 8.

Tabla 8.

Valor de los parámetros involucrados en el submodelo biológico productivo para el caso del tratamiento de pelillo en estacas.

Parámetro	Valor	Variable asociada	Efecto
a	1,77 e -04		Anabólico
b	0,06	Biomasa pelillo	Anabólico
c	1,00 e -08	Oxígeno disuelto	Anabólico
d	4,57	Temperatura	Anabólico
e	1,10 e -04	Biomasa pelillo	Catabólico
f	0,02	Oxígeno disuelto	Catabólico
g	2,51	Temperatura	Catabólico

Submodelo Económico

El único cambio con respecto a los otros dos tipos de cultivo fue el costo de las estacas que fue más bien marginal con un valor de \$ 50. El menor costo medio fue de \$ 253 kg⁻¹ y se presentó al día 125 de cultivo (Figura 10) y la estructura mostró que el costo de la siembra fue el más importante (Figura 11).

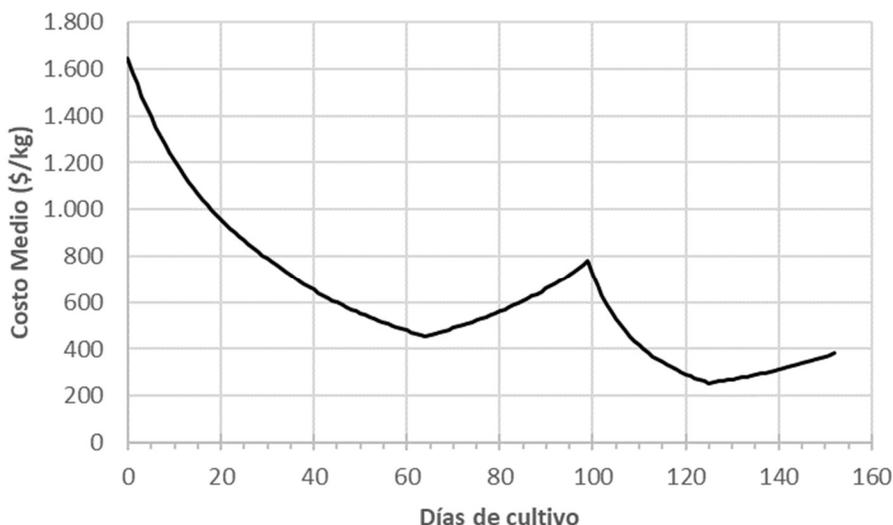


Figura 10. Evolución del costo medio (\$·kg⁻¹) en el tratamiento de cultivo de pelillo en estacas.

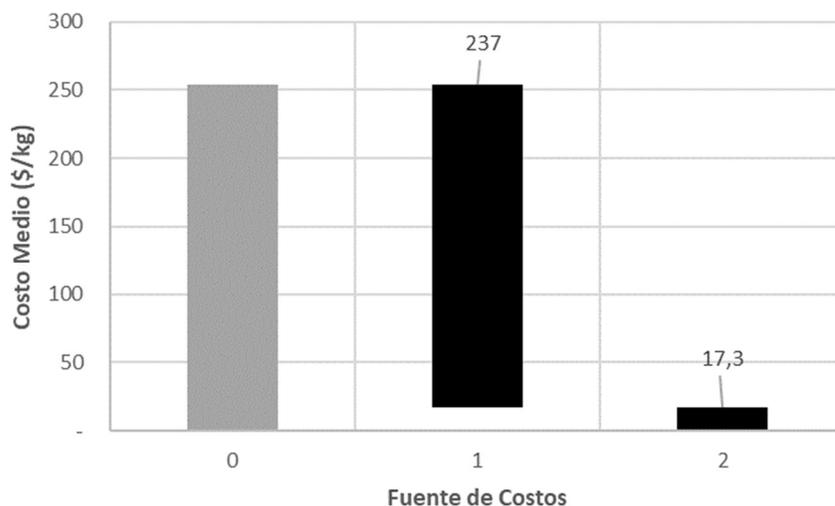


Figura 11. Estructura del costo medio al d1a 125 de cultivo de pelillo con estacas. (0) costo medio; (1) costo de siembra; (2) costo de semilla.

5.2.1.2. Descripci3n cultivo bi-espec1fico chorito-chicoria en Dalcahue

Este caso corresponde a una serie de cultivos que involucran a las especies huero, pelillo, chicoria de mar y chorito y adem1s involucran tres sistemas de cultivo: a) un sistema llamado "plansa"; b) "balsa gallega", y c) long line tradicional.

El sistema de plansa es una modificaci3n de un long line de 100 m de longitud (Figura 12). Consiste en dos l1neas paralelas de 100 m separadas entre s1 por tubos de PVC de 1 m. Cada tubo de PVC (o de un material alternativo denominado plansa, de ah1 el nombre del sistema) est1 separado cada 5 m. Dentro de los espacios que se generan entre dos tubos de PVC consecutivos hay dispuestas en forma horizontal 8 cuerdas de 5 m de longitud, paralelas una de otra. En el caso de chicoria y pelillo, las cuerdas fueron preparadas con material vegetativo que se encord3 en un cabo de polipropileno de 4 mm de di1metro.

El sistema de "balsa gallega" consiste en una balsa de 4 x 4 m, hecha de madera nativa en bruto con un sistema de boyantes mediante flotadores (Figura 13). Las l1neas de cultivo, cada una de 4 m de longitud, est1n dispuestas en forma vertical y contienen chicorea y choritos, cada uno con 35 l1neas por balsa. A modo de control, otro sector conteniendo s3lo cuerdas con choritos fue mantenido aparte.

Finalmente, la especie huero fue cultivada en un sistema de long line tradicional, de 100 m de longitud con cuerdas horizontales. Las pl1ntulas fueron entrelazadas en un cabo de polipropileno de 4 mm de di1metro con una densidad de 10 plantas por metro lineal.



Figura 12. Sistema de cultivo tipo “plansa” utilizado para el cultivo suspendido horizontal de chicoria y pelillo en Dalcahue.

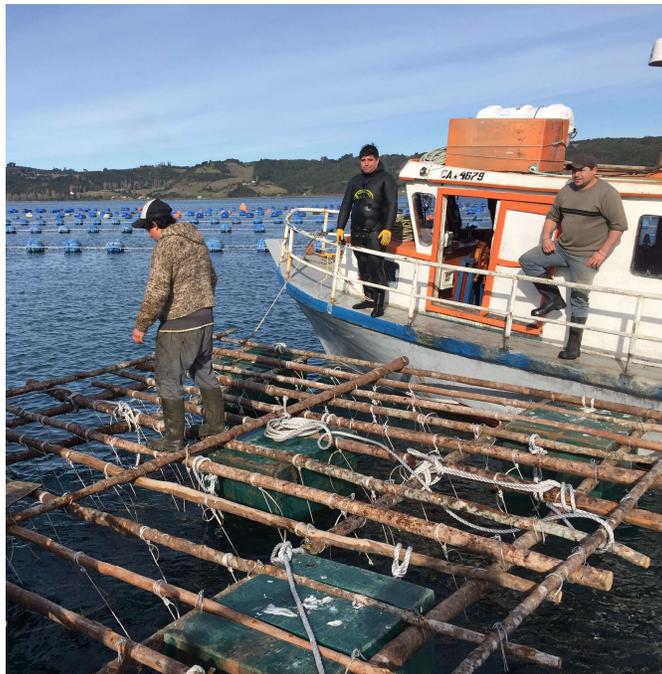


Figura 13. Sistema de cultivo denominado “balsa gallega”, utilizado para el cultivo de chorito y chicoria en la localidad de Dalcahue.



El modelo conceptual utilizado para este cultivo se indica en la Figura 14.

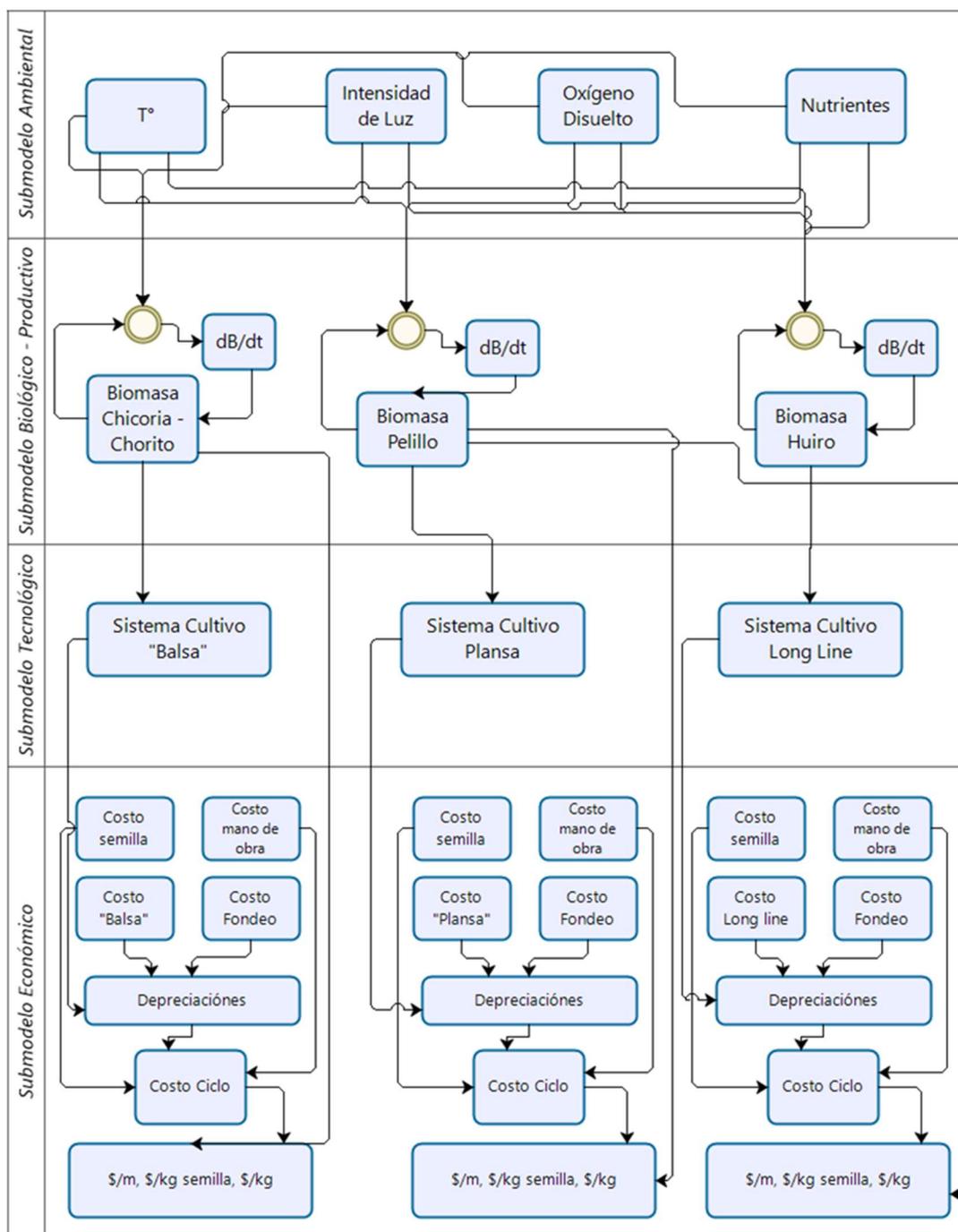


Figura 14. Modelo conceptual para el cultivo desarrollado en la localidad de Dalcahue.



a.- Cultivo de chicoria en plansa.

Submodelo Biol3gico

En el caso del cultivo de chicorea en plansa el an3lisis de la informaci3n indica un m3ximo potencial de crecimiento (alrededor de $8 \text{ gr d}^{-1} \text{ m}^{-1}$) a los 190 gramos por metro lineal y que el crecimiento se detiene alrededor de los 800 gr. Por sobre ese peso el crecimiento se torna negativo y hay p3rdida de biomasa (ver resultados en profundidad en objetivo espec3fico 2). Los par3metros que explican las curvas de ajuste del submodelo biol3gico se muestran en la Tabla 9.

Tabla 9.

Valor de los par3metros involucrados en el submodelo biol3gico productivo para el cultivo de chicoria en plansa.

Par3metro	Valor	Variable asociada	Efecto
a	1,259		Anab3lico
b	0,965	Biomasa chicoria	Anab3lico
c	0,061	Ox3geno disuelto	Anab3lico
d	0,079	Temperatura	Catab3lico
e	1,76 e -05	Ox3geno disuelto	Catab3lico

Submodelo Econ3mico

Los insumos para el modelamiento del sistema de cultivo de chicorea en plansa se detallan en la Tabla 10.

Tabla 10.

Precios y depreciaciones de los 3tems incorporados en el modelo bioecon3mico. Los valores est3n sobre la base de una plansa.

3tem	Valor (\$)
Plansa	375.000
L3neas de fondeos	42.543
Fondeos	100.000
Depreciaci3n diaria plansa	205
Depreciaci3n diaria fondeos	11
Depreciaci3n diaria l3neas de fondeos	8
Semilla	20.574
Siembra	160.000
Mantenci3n mensual plansa	50.000
Kilos semilla	34
Valor (\$/kg) semilla	600



El costo medio ($\$ \text{kg}^{-1}$) para el cultivo de chicoria en plansa se puede observar en la Figura 15. Se evidencia que el costo medio tiene una curva en forma de U. As3, el menor costo medio ($\$ 770 \text{ kg}^{-1}$) se obtiene al d3a 97 de cultivo, que coincide tambi3n con la mayor biomasa producida (Figura 15).

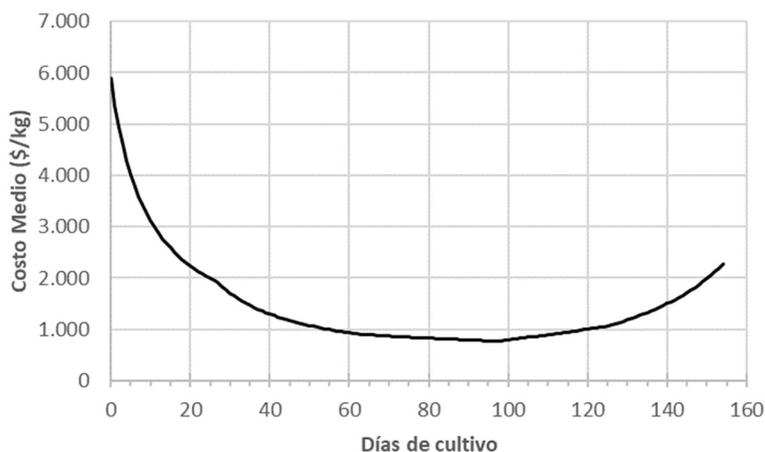


Figura 15. Costo medio por kilo de chicorea producido en la localidad de Dalcahue a lo largo del periodo de cultivo en el sistema de plansa

Para el d3a 97 la estructura de costo por kilo cosechado se muestra en la Figura 16. De los $\$ 770 \text{ kg}^{-1}$, $\$ 343$ son explicados por el 3tem costo de siembra y $\$ 336$ por la manutenci3n de los sistemas de cultivo. As3, entre ambos 3tems totalizan $\$ 679$.

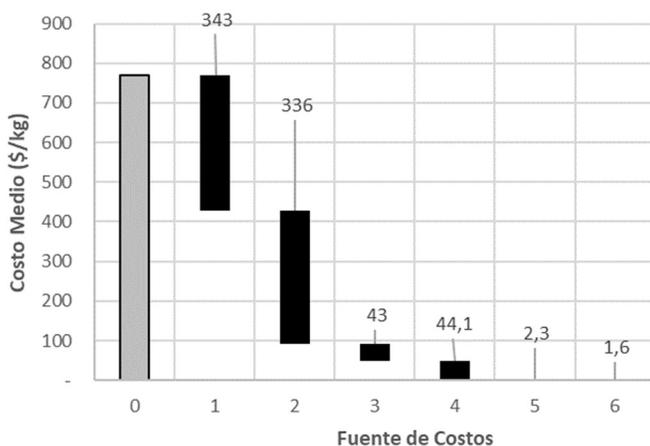


Figura 16. An3lisis de la estructura del costo medio al d3a 97, el cual presenta el menor costo medio por kilo cosechado ($\$/\text{kg}$). (0) costo medio; (1) costo siembra, (2) costo de manutenci3n del sistema, (3) costos depreciaci3n de la plansa, (4) costo de la semilla, (5) depreciaci3n del fondeo, (6) depreciaci3n de las l3neas de fondo.



b.- Cultivo de chicoria en balsa.

Submodelo Biológico

En el caso del cultivo en balsa la situación es distinta al cultivo en plansa. El crecimiento es mucho más lento, en este sentido, la idea de que al cultivar chicorea en conjunto con choritos para aprovechar el potencial subsidio de nutrientes pareciera no ser así. Los parámetros que explican las curvas de ajuste del submodelo biológico se muestran en la Tabla 11.

Tabla 11.

Valor de los parámetros involucrados en el submodelo biológico productivo para el cultivo de chicoria en balsa.

Parámetro	Valor	Variable asociada	Efecto
a	1,357		Anabólico
b	1,028	Biomasa chicoria	Anabólico
c	2,90 e -05	Temperatura	Anabólico
d	0,141	Intensidad de Luz	Anabólico
e	2,24 e -04	Temperatura	Catabólico
f	2,03 e -04	Intensidad de Luz	Catabólico

Submodelo Económico

Los insumos necesarios para el modelamiento del sistema de cultivo de chicorea en balsa se detallan en la Tabla 12. Destaca el alto valor de la balsa, costo que supera casi 2,5 veces el costo de la plansa, aun cuando soporta una menor cantidad de biomasa de siembra.

Dada la baja producción (apenas 236 gr·m⁻¹), los costos medios de producción son altos, llegando al día final del cultivo a los \$ 18.677 por kilo cosechado (Figura 17). La pendiente negativa de la curva de costo medio indica que el costo medio mantuvo una tendencia sostenida a la baja. Esto se ve reforzado por la curva de producción en biomasa (Figura 18). En ella se observa que la producción biológica en términos de biomasa estaba alcanzando la fase de crecimiento exponencial justo al momento de terminarse el ciclo de cultivo, además, se observa claramente la diferencia en biomasa por metro lineal entre ambos sistemas de cultivo. Mientras el cultivo de chicorea en plansa mostró un máximo de 570 g m⁻¹ al cabo de 3 meses, el cultivo en balsa mostró una producción de solo 113 g m⁻¹ en aproximadamente 4 meses.



Tabla 12.

Precios y depreciaciones de los ítems incorporados en el modelo bioeconómico. Los valores están sobre la base de una plansa.

Ítem	Valor (\$)
Balsa	952.000
Líneas de fondeos	255.255
Fondeos	300.000
Depreciación diaria plansa	522
Depreciación diaria fondeos	33
Depreciación diaria líneas de fondeos	47
Semilla	4.785
Siembra	145.000
Mantenimiento mensual balsa	54.000
Kit grilletes	30.000
Depreciación diaria grilletes	8
Valor (\$/kg) semilla	800

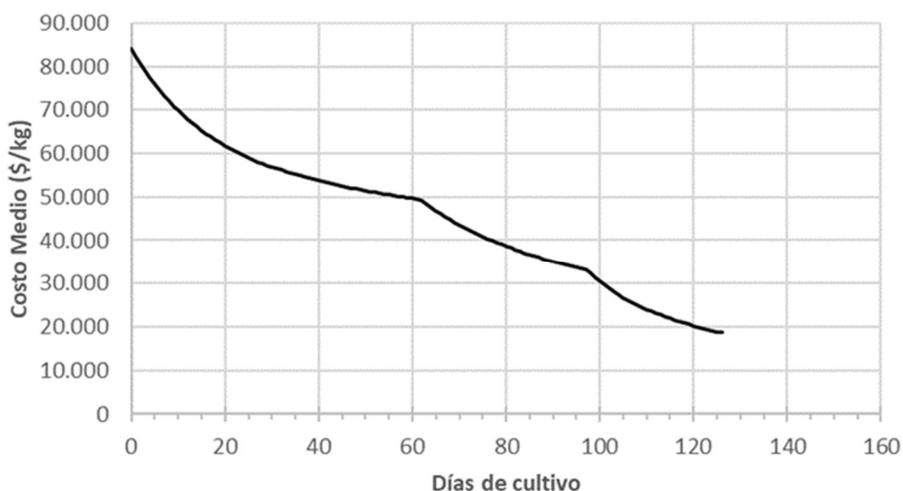


Figura 17. Costo medio por kilo de chicorea producido en la localidad de Dalcahue a lo largo del periodo de cultivo en el sistema de balsa.

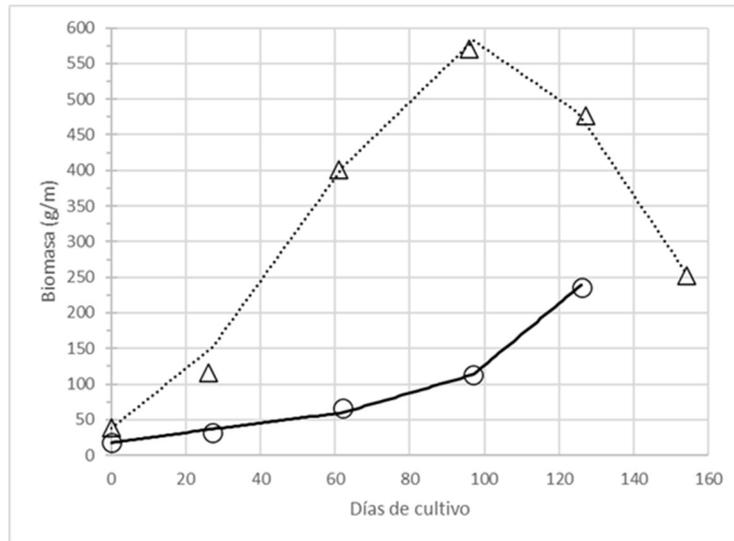


Figura 18. Producci3n de biomasa de chicorea a trav3s del tiempo de cultivo. Los c3rculos blancos representan el valor observado de biomasa de chicorea por metro lineal de cultivo en balsa, mientras que el tri3ngulo representa la biomasa observada en cultivo en plansa. La l3nea negra continua y punteada representan el valor de biomasa estimada por el modelo biol3gico – productivo en balsa y plansa, respectivamente.

As3 al d3a 125, donde se decide terminar el ciclo productivo el costo medio ten3a el menor valor del ciclo, alcanzando los \$ 18.677 kg⁻¹ (Figura 19).

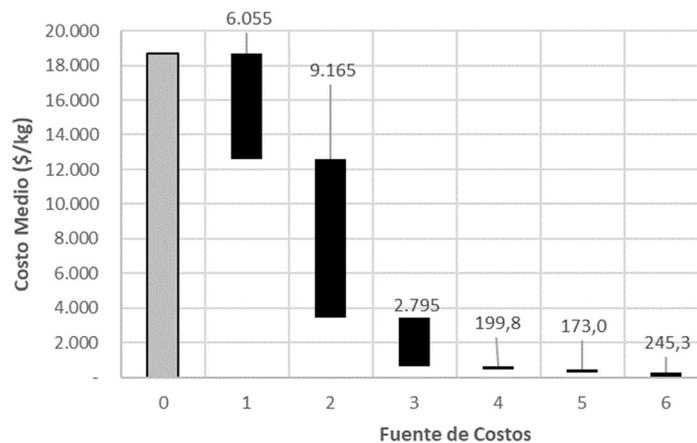


Figura 19. An3lisis de la estructura del costo medio de chicorea en balsa al d3a 125, el cual presenta el menor costo medio por kilo cosechado (\$/kg). (0) costo medio; (1) costo siembra, (2) costo de mantenimiento del sistema, (3) costos depreciaci3n de la balsa, (4) costo de la semilla, (5) depreciaci3n del fondeo, (6) depreciaci3n de las l3neas de fondo.



Como se ha visto en otras localidades y cultivos, los principales costos medios se asocian al mantenimiento del sistema de cultivo y a los costos de siembra, pero incluso el costo de la balsa es tan alto que la depreciación alcanza a los \$ 2.795 kg⁻¹.

c.- Cultivo de pelillo en plansa.

Submodelo Biológico

Los parámetros que ajustan el modelo se muestran en la Tabla 13. Hasta el momento en que el cultivo fue terminado, se observó que todas las variables consideradas tuvieron un efecto positivo sobre el crecimiento.

Tabla 13.

Valor de los parámetros involucrados en el submodelo biológico productivo para el cultivo de pelillo en plansa.

Parámetro	Valor	Variable asociada	Efecto
a	1,040		Anabólico
b	0,947	Biomasa pelillo	Anabólico
c	0,069	Temperatura	Anabólico
d	0,017	Oxígeno disuelto	Anabólico
e	0,035	Temperatura	Catabólico
f	1,8 e -05	Oxígeno disuelto	Catabólico

Submodelo Económico

Los insumos necesarios para el modelamiento del sistema de cultivo de pelillo en plansa se detallan en la Tabla 14.

Tabla 14.

Precios y depreciaciones de los ítems incorporados en el modelo bioeconómico. Los valores están sobre la base de una plansa.

Ítem	Valor (\$)
Plansa	375.000
Líneas de fondeos	42.543
Fondeos	100.000
Depreciación diaria plansa	205
Depreciación diaria fondeos	11
Depreciación diaria líneas de fondeos	8
Semilla	3.554
Siembra	80000
Mantenimiento mensual plansa	50.000
Kilos semilla	36
Valor (\$/kg) semilla	100



Los costos medios de producci3n de un kilo de pelillo en este sistema de cultivo se muestran en la Figura 20.

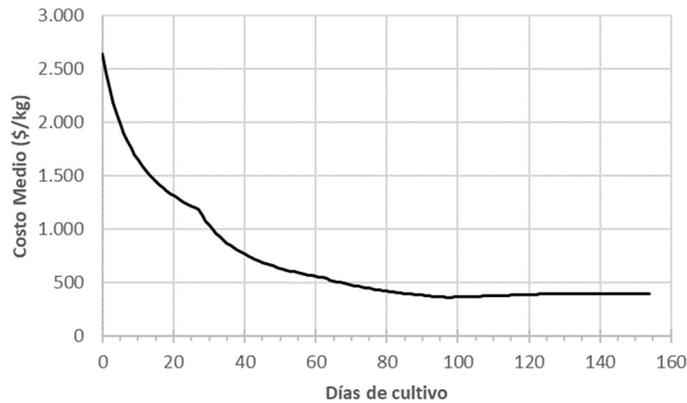


Figura 20. Costo medio por kilo de pelillo producido en la localidad de Dalcahue a lo largo del periodo de cultivo en el sistema de plansa.

La curva (Figura 20) tiene una pendiente decreciente, pero con un m3nimo al d3a 97 de cultivo y no al d3a 154. En el d3a 97, el costo medio es de \$ 362 kg⁻¹, en tanto que a d3a 154 es de \$ 398 kg⁻¹, es decir, hay \$ 36 pesos menos de costo por cada kilo cosechado. De los \$ 362 de costo medio \$ 221 son originados por el mantenimiento de los sistemas, siendo el 3tem m3s alto. Otros \$ 105 son explicados por los costos de la siembra de la semilla (Figura 21), lo que lo posiciona como el segundo 3tem que m3s contribuye al costo medio.

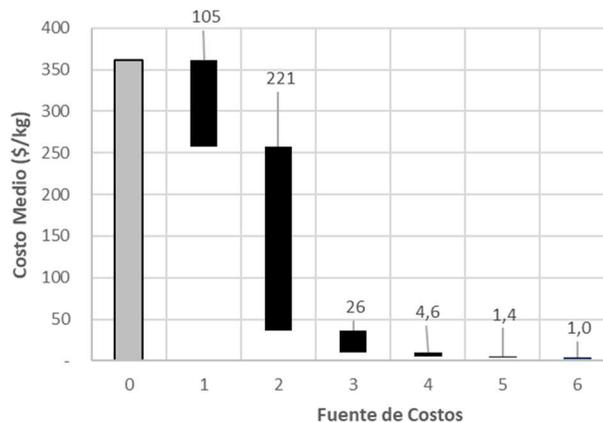


Figura 21. An3lisis de la estructura del costo medio de pelillo en plansa al d3a 97, el cual presenta el menor costo medio por kilo cosechado (\$/kg). (0) costo medio; (1) costo siembra, (2) costo de mantenimiento del sistema, (3) costos depreciaci3n de la balsa, (4) costo de la semilla, (5) depreciaci3n del fondeo, (6) depreciaci3n de las l3neas de fondo.



d.- Cultivo de chorito en balsa (con chicoria) versus cultivo de chorito control (sin chicoria)

El crecimiento individual comparativo hasta marzo de 2020 puede ser visto en la Figura 22. Se observó que el peso individual aún está en la fase de crecimiento exponencial, tanto en la balsa (tratamiento experimental) como en el control. Inicialmente se observaron crecimientos más altos en la balsa experimental, pero en los dos últimos meses (febrero y marzo de 2020) la tendencia se revierte, quizás por el hecho de que el ciclo de producción del algas ya estaba cerrado.

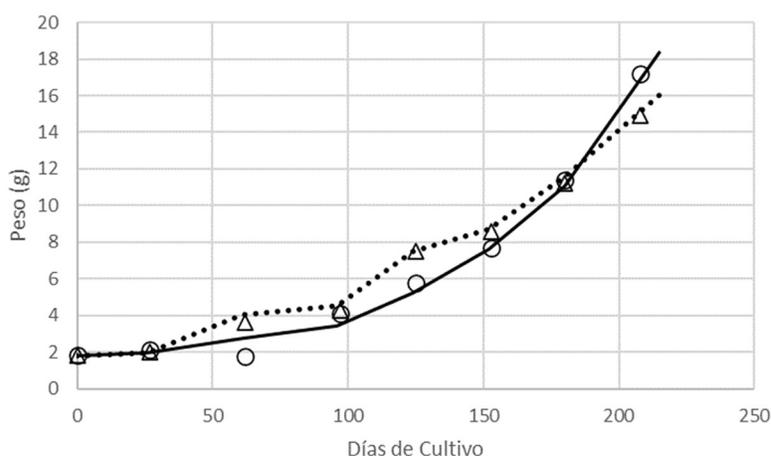


Figura 22. Peso individual promedio de chorito cultivado en balsa gallega a través del tiempo de cultivo. Los círculos y triángulos blancos representan el valor de crecimiento individual en peso observado en conjunto con chicorea (triángulos) y en el control (círculos). La línea negra punteada y continua representan el valor de biomasa estimada por el modelo biológico – productivo para cada caso, experimental y control, respectivamente.

5.2.1.3. Descripción del sistema en Quinchao. Cultivo multi–específico sin interacción especie–especie, sólo interacción especie–ambiente. Sólo algas.

Este caso corresponde a un cultivo experimental de solo algas (pelillo, chicorea, huiro) instalado en una CCAA del Liceo Insular de Achao. Se terminó de instalar el 10 de septiembre del 2019. El pelillo se instaló en long lines (n=2) de 50 m usando trozos de 5 m lineales inoculados con biomasa F₁ (Figura 23 A). El huiro se instaló en los long lines (n=2) usando trozos de 5 m de cuerda con plántulas entrelazadas. La chicorea se instaló con el sistema denominado "plansa" (Figura 23 B). Este sistema de cultivo suspendido se denominó de "reticulado" (Figura 24). Básicamente consiste de un cuadrado de 50 x 50 m (2.500 m²) confeccionado con un cabo de 22 mm de diámetro. En los vértices lleva flotadores similares a los usados en cultivos de mitílidos (boyas ovaladas de 220 a 320 l). En el perímetro del cuadrado (cada 10 m aproximadamente) se instalan boyas de 30 l de capacidad. Cada uno de los vértices del cuadrado está tensado por dos líneas de fondeo dispuestas de forma perpendicular. Las líneas de fondeo están sujetas a "fondeos" confeccionados con sacos de malla lobera en desuso, las que son rellenas con piedras. En toda la logística de instalación de esta



estructura de cultivo participaron 2 botes y un n3mero variable de personas (principalmente los profesores del Liceo, personas que est3n contratadas como encargadas de centro o t3cnicos de apoyo y personal de IFOP).



Figura 23. A. Instalaci3n de pelillo. B. Instalaci3n de chicoria.



Figura 24. Fotograf3a del sistema reticulado de cultivo instalado en la localidad de Quinchao.



La Figura 25 resume el modelo conceptual utilizado para este cultivo.

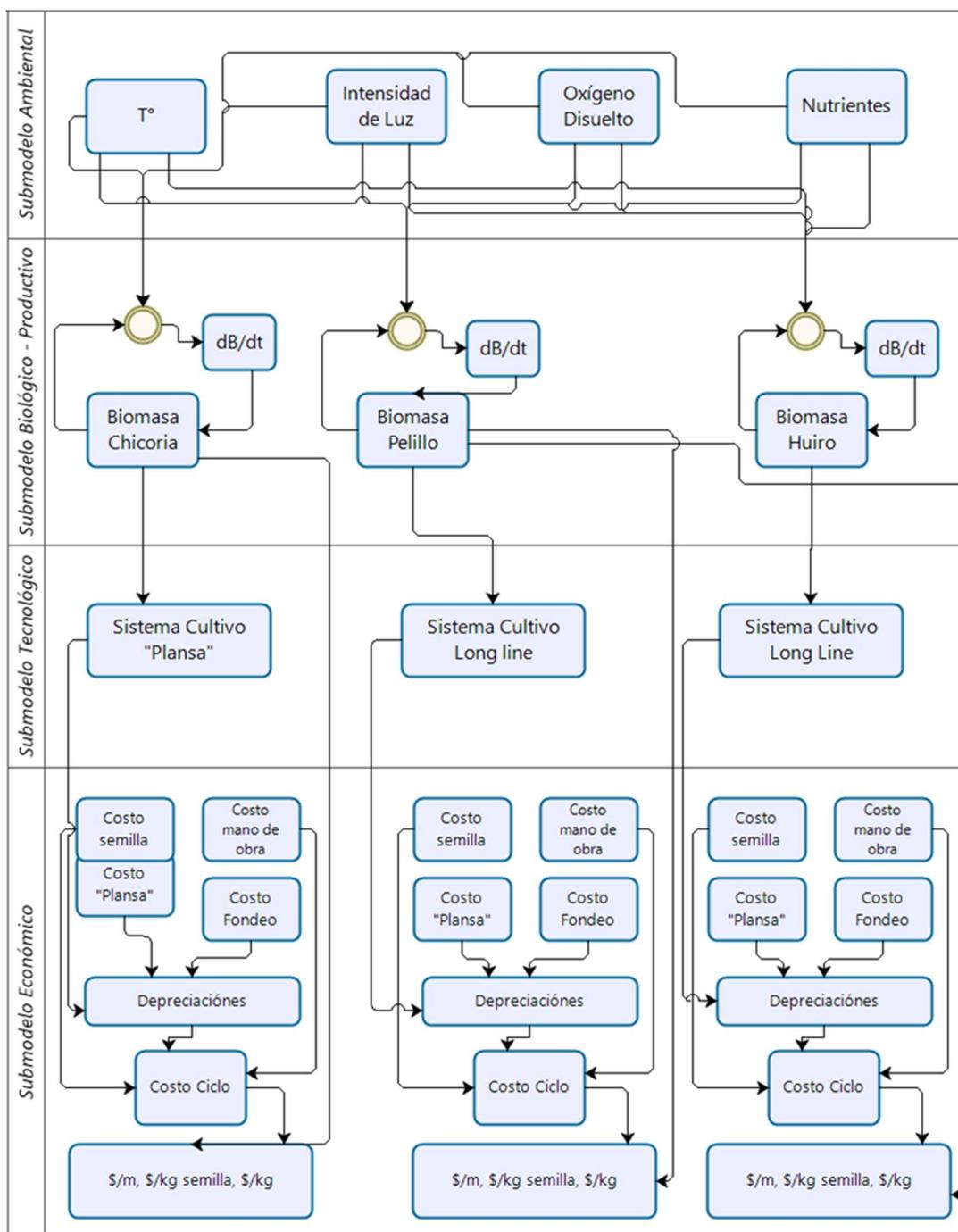


Figura 25. Modelo conceptual para el cultivo desarrollado en la localidad de Quinchao.



a.- Cultivo de Chicorea

Submodelo Biológico.

Los valores de las variables productivas y ambientales se muestran en la Tabla 15. Destaca un valor positivo en el incremento de la biomasa los dos primeros meses después de la siembra, seguido de un decremento a partir del cuarto mes, coincidente con el aumento por sobre los 13°C en la temperatura.

Tabla 15.

Valores promedios para la variable productiva y las variables ambientales medidas en Quinchao para la especie chicorea.

Fecha	Biomasa Chicoria (g·m ⁻¹)	Biomasa epifitos(g·m ⁻¹)	Temperatura (°C)	Intensidad Luz	Oxígeno Disuelto
15-08-2019	14,2	0,0	10,5	2.000	5,5
15-09-2019	28,0	0,0	10,8	4.650	12,0
17-10-2019	47,0	15,7	11,2	3.789	12,6
21-11-2019	20,0	53,0	13,0	1.808	12,6
17-12-2019	6,6	173,1	14,8	1.722	12,0
14-01-2020	1,2	3,5	15,4	3.444	11,4

Los parámetros que relacionan las variables ambientales con la tasa de crecimiento se muestran en la Tabla 16.

Tabla 16.

Valor de los parámetros involucrados en el submodelo biológico productivo para el cultivo de chicoria en planza en Quinchao

Parámetro	Valor	Variable asociada	Efecto
a	1,639		Anabólico
b	0,972	Biomasa	Anabólico
c	0,042	Temperatura	Anabólico
d	0,018	Oxígeno disuelto	Anabólico
e	0,237	Temperatura	Catabólico
f	1,65 e -07	Oxígeno disuelto	Catabólico

Submodelo Económico.

Los insumos básicos para el submodelo económico se especifican en la Tabla 17. En ella se muestran los costos asociados al sistema de cultivo y sus respectivas depreciaciones diarias, así como mano de obra para la siembra, mantenimiento del sistema, etc., todo sobre la base de costos de una planza individual.



Tabla 17.

Precios y depreciaciones de los ítems incorporados en el modelo bioecon3mico. Los valores est3n sobre la base de una plansa.

Ítem	Valor (\$)
Plansa	187.500
Líneas de fondeos	42.543
Fondeos	100.000
Depreciaci3n diaria plansa	103
Depreciaci3n diaria fondeos	11
Depreciaci3n diaria líneas de fondeos	8
Semilla	3.871
Siembra	200.000
Mantenci3n mensual plansa	50.000
Reticulado	80.000
Deopreciaci3n diaria reticulado	22
Kilos semilla	6
Valor (\$/kg) semilla	600

Del análisis interactivo entre el submodelo biol3gico y el econ3mico se puede establecer que el costo medio de producir un kilo de chicorea tiene forma de J (Figura 26). Inicialmente tiene una pendiente negativa, debido a que los costos totales son divididos por una mayor cantidad de producci3n. Posteriormente, la pendiente es positiva, esto explicado por el aumento de los costos acumulados y una menor producci3n (Tabla 15). El menor valor de costo medio por kilo cosechado ($\$ \text{kg}^{-1}$) no ocurre al día 61 cuando se maximiza la producci3n biol3gica, sino que ocurre al día 15 de cultivo, cuando el costo medio es \$2.186 (\$/kg), mientras que al día 61 este costo medio es de \$2.953 (\$/kg). Esto sirve para mostrar que el llevar el cultivo a su máxima producci3n biol3gica no es necesariamente equivalente a una optimizaci3n del resultado econ3mico. Hay casos, como el presente, que produciendo una menor biomasa se obtienen mejores resultados econ3micos. El resultado más importante en el caso del cultivo de chicorea en Quinchao es que el costo medio es muy alto comparado con el precio de mercado para el producto, aunque esto pudiera ser relativo dependiendo del tipo de mercado final del producto.

La Figura 27 muestra la estructura de costos del costo medio al día 13 de cultivo. Los ítems más importantes que explican el valor del costo medio son, en primer lugar, los costos de manutenci3n del sistema y en segundo lugar, los costos asociados a la siembra. Juntos contabilizan \$2.052 de los \$2.186.

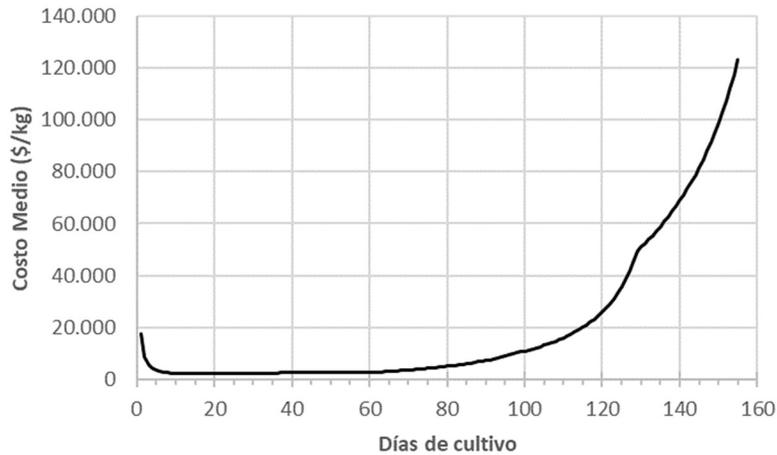


Figura 26. Costo medio por kilo de chicorea producido a distintos tiempos.

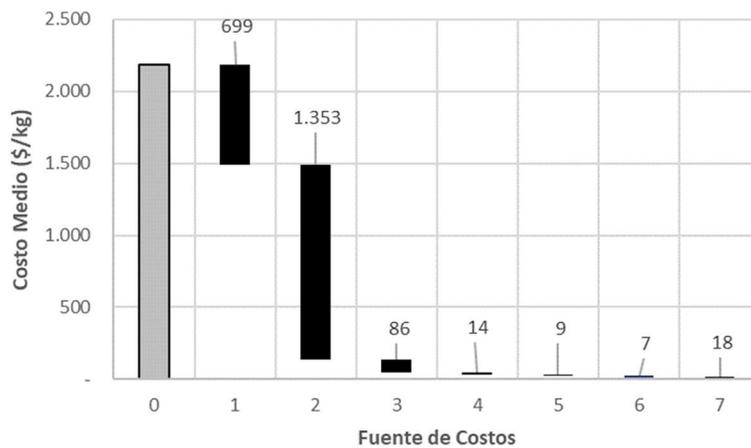


Figura 27. Análisis de la estructura del costo medio al día 15, el cual presenta el menor costo medio por kilo cosechado (\$/kg). (0) costo medio; (1) costo siembra, (2) costo de manutención del sistema, (3) costos depreciación de la plansa, (4) costo de la semilla, (5) depreciación del fondeo, (6) depreciación de las líneas de fondo, (7) depreciación del reticulado.

b.- Cultivo de Pelillo

Submodelo Biológico.

Los valores de las variables productivas y ambientales se muestran en la Tabla 18. Destaca en ésta que la biomasa cosechada disminuye los dos primeros meses post siembra, cayendo de los 126 a 8 g m⁻¹.



Tabla 18.

Valores promedios para la variable productiva y las variables ambientales medidas en Quinchao para pelillo.

Fecha	Biomasa Chicoria (g·m ⁻¹)	Biomasa epifitos(g·m ⁻¹)	Temperatura (°C)	Intensidad Luz	Oxígeno Disuelto
15-08-2019	126,6	0,0	10,5	2.000	5,5
15-09-2019	86,2	0,0	10,8	4.650	12,0
17-10-2019	8,4	0,2	11,2	3.789	12,6
21-11-2019	58,2	63,0	13,0	1.808	12,6
17-12-2019	111,1	18,0	14,8	1.722	12,0
14-01-2020	28,4	36,0	15,4	3.444	11,4

Los parámetros que relacionan las variables ambientales con la tasa de crecimiento se muestran en la Tabla 19. Los valores para los parámetros e y f indican que tienen un efecto negativo sobre el crecimiento del alga en la medida que las variables de temperatura e intensidad de luz aumentan, mientras que la biomasa del alga al inicio de cada periodo de tiempo de cultivo tiene un efecto importante en la generación de nueva biomasa.

Tabla 19.

Valor de los parámetros involucrados en el submodelo biológico productivo para el cultivo de pelillo en Quinchao

Parámetro	Valor	Variable asociada	Efecto
a	1,73		Anabólico
b	0,95	Biomasa	Anabólico
c	0,00	Temperatura	Anabólico
d	0,01	Intensidad de luz	Anabólico
e	0,06	Temperatura	Catabólico
f	0,04	Intensidad de luz	Catabólico

Submodelo Económico.

Dado que el recurso pelillo se cultiva en long line los insumos básicos para el submodelo económico son los mismos a los que se especificarán en la Tabla 22, junto con el cultivo de huiro.

Con relación a la evolución del costo medio (\$ kg⁻¹) se puede observar (Figura 28) que presenta un comportamiento un tanto inusual en forma de W. Este comportamiento es debido a la rápida caída en la biomasa cultivada en los primeros dos meses post cosecha, en cuyo caso el costo medio aumenta exponencialmente. Posteriormente, a partir del día 63, cuando se empieza a observar una recuperación en la biomasa el costo medio disminuye hasta alcanzar un mínimo de \$ 3.545 al día 128 de cultivo.

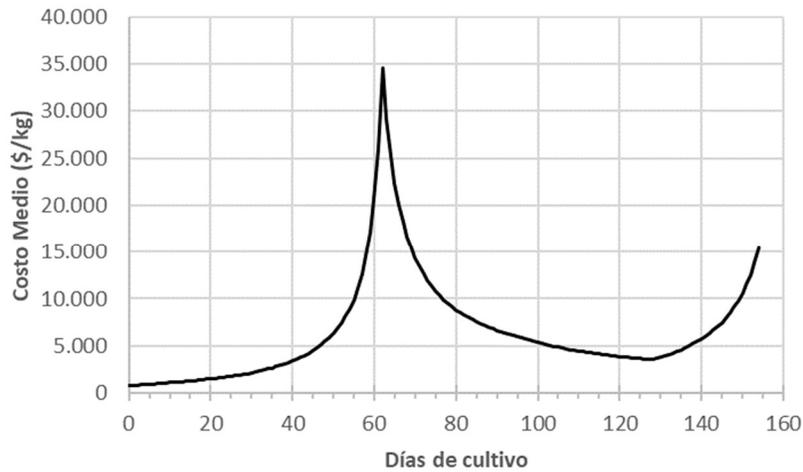


Figura 28. Costo medio por kilo de pelillo producido en la localidad de Quinchao a lo largo del periodo de cultivo.

La estructura de costos al día 128 de cultivo se muestra en la Figura 29. En ella se observa que al igual que en el caso del cultivo de chicorea el principal ítem que contribuye al costo medio es el costo de mantenimiento del sistema, seguido del costo de la siembra. Juntos equivalen a \$ 3.322 de los \$ 3.545 \$ kg⁻¹ producido.

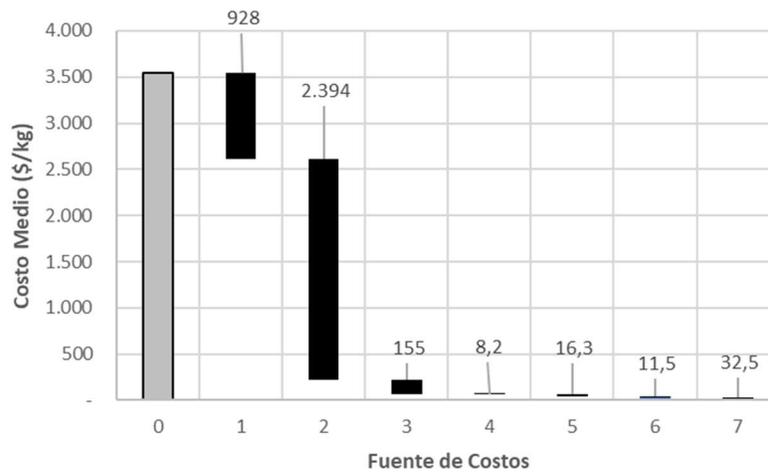


Figura 29. Análisis de la estructura del costo medio al día 128, el cual presenta el menor costo medio por kilo cosechado (\$/kg). (0) costo medio; (1) costo siembra, (2) costo de mantenimiento del sistema, (3) costos depreciación de la plana, (4) costo de la semilla, (5) depreciación del fondo, (6) depreciación de las líneas de fondo, (7) depreciación del reticulado.



c.- Cultivo de Huiro

Submodelo Biológico.

Los valores de las variables productivas y ambientales se muestran en la Tabla 20. Destaca en ésta que la biomasa cosechada en cultivo aumenta progresivamente hasta el mes de enero y que, al momento de la cosecha la tasa de crecimiento diaria aún estaba en aumento.

Tabla 20.

Valores promedios para la variable productiva y las variables ambientales medidas en Quinchao para huiro.

Fecha	Biomasa Chicoria (g·m ⁻¹)	Biomasa epifitos(g·m ⁻¹)	Temperatura (°C)	Intensidad Luz	Oxígeno Disuelto
15-08-2019	23,8	0	10,5	2.000	5,5
19-11-2019	405	53	13,0	1.808	12,6
20-12-2019	690	173,1	14,8	1.722	12,0
16-01-2020	1775	3,54	15,44	3.444	11,4

Los parámetros que relacionan las variables ambientales con la tasa de crecimiento se muestran en la Tabla 21. La variable oxígeno disuelto no contribuye al incremento de la biomasa, pero sí tiene importancia en la pérdida de biomasa (parámetro d). Al contrario, conforme aumenta la temperatura sólo hay generación de biomasa sin ninguna pérdida por factores catabólicos (no tiene peso en el proceso catabólico). En este caso, la variable biomasa de epifito no aporta mucho a la estimación de la tasa de crecimiento.

Tabla 21.

Valor de los parámetros involucrados en el submodelo biológico productivo para el cultivo de huiro en Quinchao.

Parámetro	Valor	Variable asociada	Efecto
a	1,73		Anabólico
b	0,95	Biomasa	Anabólico
c	0,00	Temperatura	Anabólico
d	0,01	Oxígeno disuelto	Catabólico

Submodelo Económico.

Dado que el recurso huiro se cultiva en long lines los insumos básicos para el submodelo económico son distintos a aquellos del recurso chicoria (que es cultivado en plansa). Así, los costos específicos para este caso se detallan en la Tabla 22.



Tabla 22.

Precios y depreciaciones de los ítems incorporados en el modelo bioecon3mico. Los valores est3n sobre la base de un long line.

Ítem	Valor (\$)
Long Line	187.500
Líneas de fondeos	42.543
Fondeos	100.000
Depreciaci3n diaria long line	251
Depreciaci3n diaria fondeos	11
Depreciaci3n diaria línneas de fondeos	8
Semilla	1.514
Siembra	20.000
Mantenici3n mensual plansa	50.000
Reticulado	80.000
Depreciaci3n diaria reticulado	22
Kilos semilla	11
Valor (\$/kg) semilla	142

Con relaci3n a la evoluci3n del costo medio (\$ kg⁻¹) se puede observar (Figura 30) que el costo medio disminuye progresivamente conforma aumenta el tiempo de cultivo. As3, el menor costo medio (\$ 220 kg⁻¹ producido) se obtiene al último día de cultivo, que coincide tambi3n con la mayor biomasa producida.

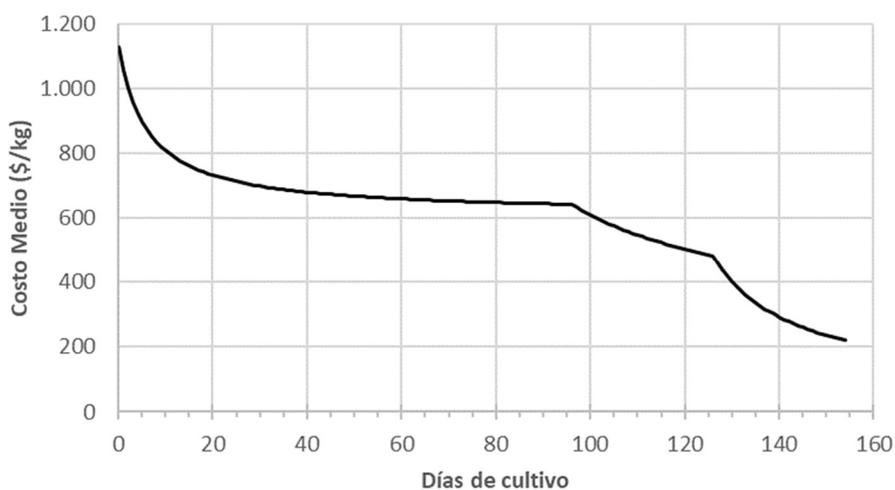


Figura 30. Costo medio por kilo de huiro producido en la localidad de Quinchao a lo largo del periodo de cultivo.



La estructura de costos es mostrada en la Figura 31. La mayor parte del costo medio se explica por el ítem mantenimiento del sistema de cultivo ($\$ 173 \text{ kg}^{-1}$), y en segundo lugar, pero con un valor muy bajo, la depreciaci3n diaria del long line ($\$ 28 \text{ kg}^{-1}$). Esto marca una diferencia con los dos cultivos anteriores (chicorea y pelillo) donde el segundo costo m3s alto fue la siembra de la semilla en el sistema de cultivo. En el caso del cultivo de huiro este ítem fue el tercero m3s importante con ($\$ 14 \text{ kg}^{-1}$) producido.

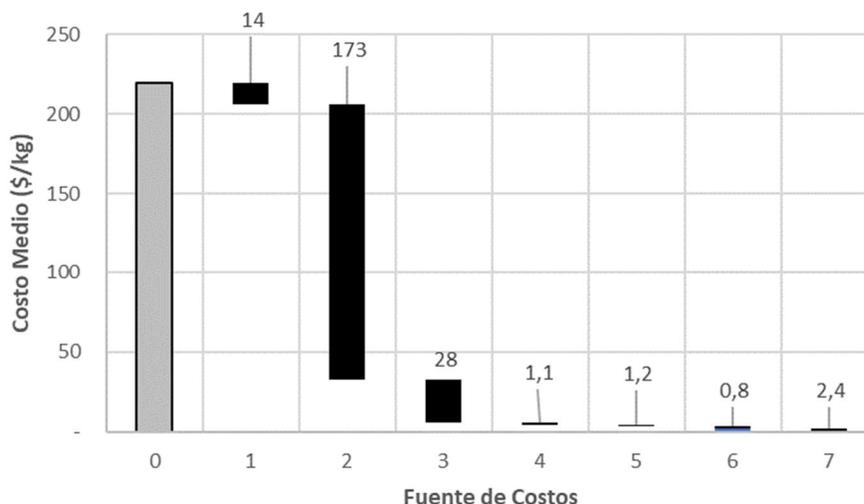


Figura 31. An3lisis de la estructura del costo medio al d3a 154, el cual presenta el menor costo medio por kilo cosechado ($\$/\text{kg}$). (0) costo medio; (1) costo siembra, (2) costo de mantenimiento del sistema, (3) costos depreciaci3n del long line, (4) costo de la semilla, (5) depreciaci3n del fondo, (6) depreciaci3n de las l3neas de fondo, (7) depreciaci3n del reticulado.

5.2.2. Propuesta de portafolio de cultivos APE multi-especie

Este es un ejercicio conceptual para mostrar un cultivo multi-específico basado en el concepto de producci3n en un esquema de portafolio. Esto implica que la producci3n est3 sujeta a un calendario de cosechas que permite, a distintas épocas del a3o, cerrar distintos ciclos de producci3n de manera de garantizar un flujo m3s permanente de ingresos al cultivador APE. En la Tabla 23 se presenta una propuesta desagregada en dos macrozonas (Atacama/Coquimbo y Los Lagos) que es donde se desarrollan actualmente la mayor cantidad de iniciativas APE, tanto en CCAA como en AMERB.

La propuesta de portafolio por zona est3 basada en la combinaci3n de cultivo de algas y filtradores. Esta propuesta de combinaci3n de recursos en la modalidad de portafolio est3 configurada en base a la experiencia de informantes calificados en las regiones de Coquimbo y Los Lagos. Para todos los recursos considerados en los portafolios, la disponibilidad de semillas desde el medio natural o desde hatchery no ser3a una limitante.



Tabla 23.

Propuesta de Portafolio zonificada. Para cada recurso, “s” representa el mes en donde se recomienda la siembra y “c” representa el mes donde se puede efectuar la cosecha. Para el caso de los recursos Piure y Ostra Japonesa, los ciclos de cultivo son de aproximadamente 18 meses, sin embargo, ambos tienen la ventaja de que pueden ser sembrados en cualquier momento del año, sólo se mantiene constante la duración del ciclo de cultivo

Propuesta Portafolio Atacama / Coquimbo																																						
	Meses																																					
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12		
Chicoria							s	s		c	c								s	s		c	c								s	s		c	c			
Pelillo				s	s	s	s	s	c	c	c	c	c	c	c	s	s	s	s	s	c	c	c	c	c	c	c	c	c	s	s	s	s	s	c	c	c	c
Ostion											s	s	s	s																								
Cholga				s	s	s								c	c	c	c	c																				
Piure	s	s																	c	c	c																	
Mes con cosecha									✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓																				
Propuesta Portafolio Los Lagos																																						
	Meses																																					
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12		
Chicoria							s	s		c	c								s	s		c	c											s	s		c	c
Pelillo				s	s	s	s	s	c	c	c	c	c	c	c	s	s	s	s	s	c	c	c	c	c	c	c	c	c	s	s	s	s	s	c	c	c	c
Chorito				s	s	s								c	c	c	c	c																				
Ostra Japonesa	s	s																	c	c	c																	
Mes con cosecha									✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓																				



5.2.2.1. Propuesta Atacama-Coquimbo

En el caso de la propuesta de portafolio para la zona norte, ella se basa en 5 recursos, cada uno con los siguientes supuestos:

- **Chicoria:** el cultivo de este recurso debería destinarse al consumo humano, a fin de obtener mayores ingresos por cosecha. Tiene un ciclo de cultivo corto (alrededor de 5 meses), los cuales se verifican entre julio – agosto (siembra) y octubre noviembre (cosecha), considerando que la siembra es basada en material vegetativo. En base a la información disponible, no se recomienda extender el cultivo más allá de diciembre, producto de la contaminación por epífitos y la maduración de frondas, las cuales se vuelven reproductivas disminuyendo su valor comercial. En el evento de que la cosecha de chicoria implique remover toda la biomasa, sin dejar remanentes para el ciclo siguiente, los sistemas de cultivo destinados al cultivo de chicoria quedarían con capacidad ociosa entre diciembre y junio del año siguiente.
- **Pelillo:** el cultivo de este recurso debería destinarse a la extracción de polisacáridos. Preferentemente, se debería explorar el cultivo de este recurso en sistemas de cultivo suspendido y no directo al sustrato, a fin de evitar efectos de remoción de la biomasa producto de marejadas frecuentes que afectan a la zona norte. El cultivo de este recurso considera de 11 a 12 meses de duración, iniciando la siembra en abril (la que se puede extender hasta agosto) y las cosechas en octubre (la que se puede extender hasta marzo del año siguiente). Por las características de este recurso (rápido crecimiento vegetativo frente a condiciones favorables), es posible realizar un manejo del cultivo que permita tener cosechas mensuales de biomasa sin tener que sembrar cada vez, ya que las cosechas de los meses posteriores a la primera cosecha dependerán del remanente que se deje en los sistemas de cultivo. El uso optimizado de sistemas de cultivo suspendido (como los sistemas de plansa, los cuales son descritos el punto 5.2) podría optimizar la biomasa cosechada en comparación a sistemas tradicionales de cultivo directo al sustrato. De esta forma, a pesar de los precios de pelillo pagados en playa tienen una tendencia a la baja, la maximización de la biomasa cosechada permitiría mejorar el flujo de caja del esquema de policultivo tipo portafolio.
- **Ostión:** el cultivo de este recurso debería destinarse para consumo humano directo, idealmente sin intermediarios. El ciclo de cultivo de este recurso tiene una duración de 18 meses, con siembra de semillas entre noviembre y febrero de cada año y cosechas (de producto listo para consumo humano) en 18 meses a contar de la fecha de la primera siembra. Sin embargo, experiencias reportadas en el norte de Chile indican que también hay oportunidades de negocio para cultivadores de ostión con la venta de “semillón”, que corresponde a un ostión de tamaño intermedio entre la semilla y el ostión de talla comercial, que sólo resta de ser engordado. Eventualmente, se podrían considerar incorporaciones sucesivas de diferentes cohortes de ostión en el cultivo, de manera de maximizar el período de cosecha de este recurso.
- **Cholga:** el cultivo de este recurso debería destinarse para consumo humano directo, idealmente sin intermediarios. El ciclo de cultivo de este recurso tiene una duración de 14 meses aproximadamente, con un período de siembra entre abril y junio de cada año y un período de cosecha entre enero y mayo del año siguiente (las cosechas se iniciarían 15 meses después de la primera cosecha). La incorporación del cultivo



de este recurso en la zona norte tiene la ventaja de la exclusividad, ya que es pagado a un mayor precio en comparación a la oferta disponible en la zona sur del país. Eventualmente, se podrían considerar incorporaciones sucesivas de diferentes cohortes de cholga en el cultivo, de manera de maximizar el período de cosecha de este recurso.

- **Piure:** el cultivo de este recurso debería destinarse para consumo humano directo, idealmente sin intermediarios. El ciclo de cultivo de este recurso tiene una duración de 18 meses aproximadamente. La ventaja de este recurso es que puede ser sembrado en cualquier época del año, de manera que se podrían ir incorporando diferentes cohortes de piure al cultivo para maximizar la producción.

5.2.2.2. *Propuesta Los Lagos*

En el caso de la propuesta de portafolio para la zona sur, ella se basa en 4 recursos. Para los recursos chicoria y pelillo, los supuestos son los mismos que las descritas en el portafolio de la zona norte. Para el recurso chorito, son las mismas que las descritas para la cholga en la zona norte. Para el recurso ostra japonesa, son las mismas que para el recurso piure en la zona norte. Del mismo modo que el piure en la zona norte, la incorporación del cultivo de ostra japonesa en la zona sur tiene la ventaja de que puede ser iniciado en cualquier momento del año, lo que permitiría en años sucesivos ir incorporando nuevas cohortes al cultivo.

Para ambos esquemas de portafolios, durante los primeros 36 meses de simulación de la ejecución de un cultivo de esas características las cosechas de cualquier recurso están limitadas a 17 meses, sin embargo, la incorporación sucesiva de nuevas cohortes de recursos como piure en la zona norte u ostra japonesa en la zona sur podrían aumentar la cantidad de meses con cosecha de algún recurso en el sistema de portafolio.

En todos los casos, es necesario levantar datos que relacionen variables de crecimiento con variables ambientales y productivas, de manera de ir ajustando los períodos de siembra y cosecha, evitando que la cosecha sea afectada por eventos negativos (epifitos en el caso de las algas o desove en el caso de moluscos filtradores como el ostión) y eventualmente también evaluar interacciones positivas en el co-cultivo de ambos recursos. El levantamiento de este tipo de datos permitiría, además, ajustar la producción de forma de disminuir los costos medios de producción, hecho que es crítico para producción APE. En ese sentido, la regla de decisión debiese ser efectuar la cosecha en el momento en que se alcancen los costos más bajos de producción, ya que mantener los cultivos redundará en mayores gastos asociados a mantención, logrando de esta forma el menor costo por kilo cosechado (más biomasa cosechada no necesariamente implica un retorno económico mayor, ya que los costos medios de producción también siguen creciendo). El requisito fundamental para este tipo de diseños es que las especies incluidas en el portafolio respondan diferencialmente a las variables ambientales, de modo que puedan ser cosechadas en diferentes momentos del año.



5.3. Propuesta de modelo conceptual para análisis bio-económico de repoblación de huairo palo.

La Figura 32 presenta el modelo conceptual propuesto para la repoblación de huairo palo.

El submodelo ambiental considera variables físicas, tales como corrientes, marejadas y oleaje; y variables biológicas, dentro de las cuales la densidad de herbívoros es la más relevante según Vásquez y Buschmann (1997) y Byrnes et al. (2013). De acuerdo con estos autores, el efecto de erizos y caracoles pueden estar entre las interacciones alga-herbivoría más relevantes al momento de explicar la demografía de praderas de macroalgas pardas.

En el submodelo biológico, junto con la cantidad de plantas residentes al inicio del programa se requiere contar con la cuantificación del subsidio al reclutamiento, representado por un número de plantas introducidas en el área a repoblar. Sobre estos dos componentes, algas residentes e introducidas tendrán efecto las variables físico-químicas y biológicas identificadas en el submodelo ambiental. Eventualmente un número de plantas podrán reproducirse exitosamente en el lugar y generar juveniles que aumentarán el tamaño de la población, esto si la mortalidad natural, relacionada con la supervivencia a las variables ambientales, es menor a la tasa de reclutamiento y crecimiento de las plantas.

El submodelo tecnológico se presenta con un cierto grado de detalle, rescatando los principales elementos que *a priori* deben ser cuantificados con fines de evaluar el desempeño económico del repoblamiento. Los elementos necesarios para la extracción de plantas de localidades adecuadas para llevarlas al sitio de repoblación se muestran en el modelo cualitativo. Se incluyen materiales y mano de obra requerida con tales fines. En caso de que las plantas sean generadas en hatchery, esta sub-rutina debiera ser especificada al interior del modelo. En la Figura 32 se asume que esto no ocurre y que todas las plantas son trasplantadas de una zona de alta densidad a una de baja densidad. Se incluye además los materiales y mano de obra requeridos para el traslado y sembrado de plantas, así como el monitoreo requerido para evaluar la repoblación.

Finalmente, el submodelo económico reúne la información de producción del submodelo biológico y de costos asociados al submodelo tecnológico y estima algunos "Indicadores Claves de Desempeño" (KPI) relevantes para evaluar el programa. Algunos de estos indicadores tienen relación con el costo medio de una planta adulta, el costo del programa por superficie tratada, costo total del programa de repoblación y la valoración económica del valor de la biomasa de la población objetivo.

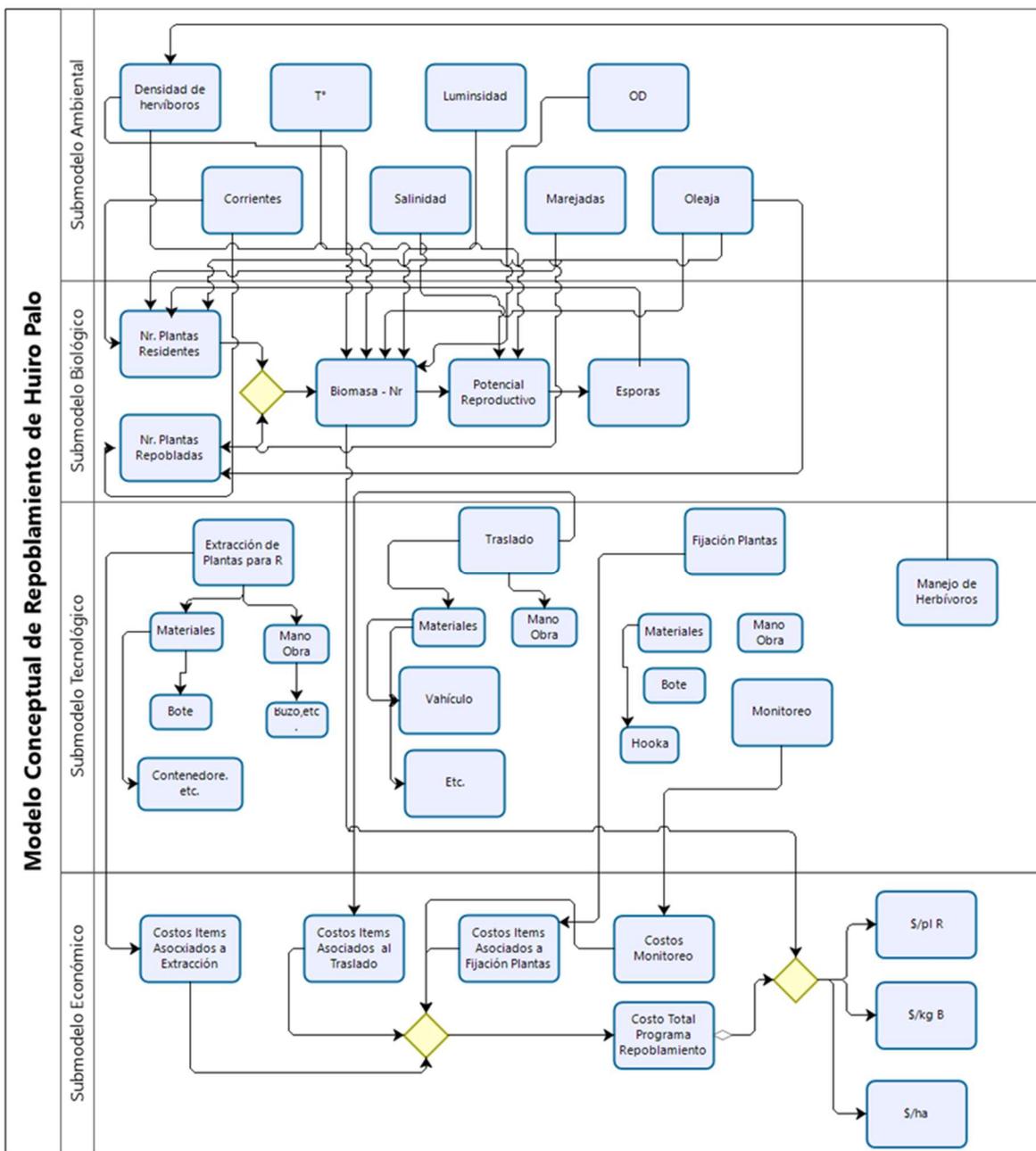


Figura 32. Modelo conceptual para la repoblación de huairo palo.



Objetivo específico 2: *Desarrollar cultivos pilotos y experiencias de repoblación de algas en AMERB y CCAA de diferentes zonas geográficas del país.*

5.4. Configuración de cultivos multi-especies

La selección de especies a cultivar ha sido discutida con las OPA o propietarios de las CCAA e informadas a la contraparte técnica de SUBPESCA, considerando como matriz de especies la presentada en la Tabla 1. De esta forma la propuesta de cultivos multi-especies para cada sitio de estudio, es la que se presenta en la Tabla 24.

Tabla 24.

Descripción de los tipos de cultivos multi-especies a implementar en los sitios de estudio.

Caso	Tipo de Cultivo	Especies en cultivo	Sitio estudio
1	-Multi-específico sin interacción especie-especie, sólo interacción especie-ambiente. -Diferentes grupos tróficos -Sistema de cultivo tipo long-line	Chicorea Huiro flotador Ostra japonesa Ostión del norte	Chungungo, Región de Coquimbo
2	-Multi-específico sin interacción especie-especie, sólo interacción especie-ambiente. -Sólo algas -Sistema de cultivo tipo long-line	Chicorea Huiro flotador Pelillo	Quinchao, Región de Los Lagos
3	-Bi-específico de fondo, con interacción entre especies y ambiente. -Diferentes grupos tróficos -Sistema de cultivo tipo camillas	Pelillo Ostra japonesa	Pudeto, Región de Los Lagos
4	-Bi-específico suspendido, con interacción entre especies y ambiente. -Diferentes grupos tróficos -Sistema de cultivo tipo balsa	Chicorea Chorito	Dalcahue

5.5. Gestión de permisos de acuicultura y repoblación

5.5.1. Permisos de Acuicultura

En el caso del sitio Chungungo, y para el cultivo multi-especie se tramitó un aumento en las especies a cultivar del Permiso de Acuicultura Experimental en AMERB vigente (R. EX. 3608-18). Para ello se elaboró un documento técnico donde se detallan, la procedencia de las semillas y plántulas, metodología de cultivo, monitoreos y manejo del cultivo. Además del formulario para solicitud y proyecto técnico de modificación para actividades de acuicultura en AMERB y acta de reuniones de los socios de la Organización Comunitaria Los Castillos en la cual aprueban la ejecución de este proyecto. Para la modificación de la autorización y tratándose de filtradores se debe: 1) Realizar un nuevo análisis cartográfico, ya que de acuerdo al RAMA la distancia entre centros de cultivo no debe ser menor a 200 m, y 2) la producción total debe ser máximo de



20 toneladas (especies nativas) y 10 ton para exóticas. Todos los antecedentes fueron presentados a SUBPESCA (Anexo 1).

En el caso de la incorporación del sitio Quinchao, administrado por el Liceo Insular perteneciente a la Corporación Municipal de Quinchao, se considera la instalación de un experimento de pequeña escala para evaluación del desempeño productivo de una unidad demostrativa con tres especies de algas: pelillo, huiro flotador y chicorea de mar. El Liceo Insular de Achao cuenta con 3 concesiones de acuicultura (dos para mitílicos y una para pelillo). En este caso, la estrategia más adecuada para obtener una autorización sectorial consistió en tramitar un expediente de *Solicitud de Investigación en Acuicultura* o "Acuicultura Experimental" en la SUBPESCA, a fin de incorporar por un período de 5 años (renovables por una vez) otras especies de algas en la concesión de pelillo. La recopilación de antecedentes y documentación para esta Solicitud de Investigación en Acuicultura se realizó entre marzo y abril de 2019. La carpeta con el expediente completo de la Solicitud se presentó a SUBPESCA a mediados de abril de 2019 obteniéndose su aprobación en septiembre (Anexo 1).

En el caso de la experiencia de co-cultivo de pelillo y ostra japonesa, se analizaron diversas alternativas de concesiones de acuicultura administradas por OPA. Esta experiencia finalmente sedesarrolló en el río Pudeto (comuna de Ancud). En principio, se habían iniciado las gestiones para tramitar un expediente de Solicitud de Investigación en Acuicultura en una CCAA de la Cooperativa de Pescadores de Ancud para incorporar ostra japonesa en una concesión que a la fecha tiene autorizado el cultivo de pelillo, chorito, cholga y choro. Sin embargo, este expediente no pudo ser llevado a término. Como alternativa, se optó por recurrir a una CCAA que tuviera todos los permisos en regla para el cultivo de pelillo y ostra japonesa. Un análisis de las CCAA que cumplieran con ese requisito en el río Pudeto llevó a elegir una concesión administrada por el Sindicato de Trabajadores Independientes Cultivadores y Explotadores de Algas y Recursos Bentónicos Pupelde. En esta concesión no se requería la obtención de permisos adicionales para el desarrollo de la experiencia de co-cultivo de pelillo y ostra japonesa.

En el caso del sitio Dalcahue, no se requerían permisos adicionales dado que ya cuenta con autorización para cultivar las especies seleccionadas.

5.6. Obtención de semillas/plántulas de algas e invertebrados para cultivos multi-especies

Para la realización de los cultivos multi-especies en la región de Los Lagos, la obtención de plántulas de huiro y material vegetativo de chicorea de mar, se realizó mediante compra al hatchery de Algas Chile Spa ubicado en el sector de Quillaípe, Puerto Montt. Para el caso de pelillo se obtuvieron, desde la empresa Algas Marinas SA ubicada en la ciudad de Ancud. Semillas de ostra japonesa provenientes de hatchery fueron adquiridas en Cultivos Cholche, Hueihue, Chiloé. Para el caso del chorito, se obtuvieron semillas provenientes de captación natural del Estero Castro, Chiloé.

Para el cultivo en el sitio Chungungo, la obtención de semillas y plántulas se realizará mediante compra al hatchery del consorcio Aquapacífico.



5.7. Implementación y seguimiento de cultivos multi-especies

5.7.1. Implementación de cultivos multi-especies

5.7.1.1. Sitio Chungungo

El cultivo multi-especie en este sitio no se pudo implementar producto de atraso en la obtención del permiso de ampliación de especies en cultivo (Anexo 1). Dicha situación ha sido debida y anticipadamente informada a la contraparte técnica SUBPESCA. Todos los insumos, materiales y semillas correspondientes han sido adquiridos a la espera de la aprobación del permiso. Se puede indicar que el cultivo consistirá de 2 long-lines independientes de 50 m. Las líneas se instalarán en el polígono identificado en la etapa 2 y que se especifica en el permiso correspondiente (Tabla 25, Figura 33). En uno de ellos, se instalarán 25 metros con 24 reinales con plántulas de huiro y 20 linternas para cultivo de ostión del norte. En la otra línea, se instalarán 24 reinales con sustrato artificial para cultivo de chicorea y 20 linternas para cultivo de ostra japonesa (Figura 34).

Tabla 25.

Vértices en WGS-84 del polígono solicitado para realizar Acuicultura en AMERB Chungungo B.

Vértice	Latitud S	Longitud W
A	29°25'00,259" S	071°19'11,903"
B	29°25'03,156" S	071°19'10,888"
C	29°25'02,509" S	071°19'07,036"
D	29°24'59,558" S	071°19'07,963"



Figura 33. Representación gráfica del polígono solicitado para realizar Acuicultura en AMERB Chungungo B.

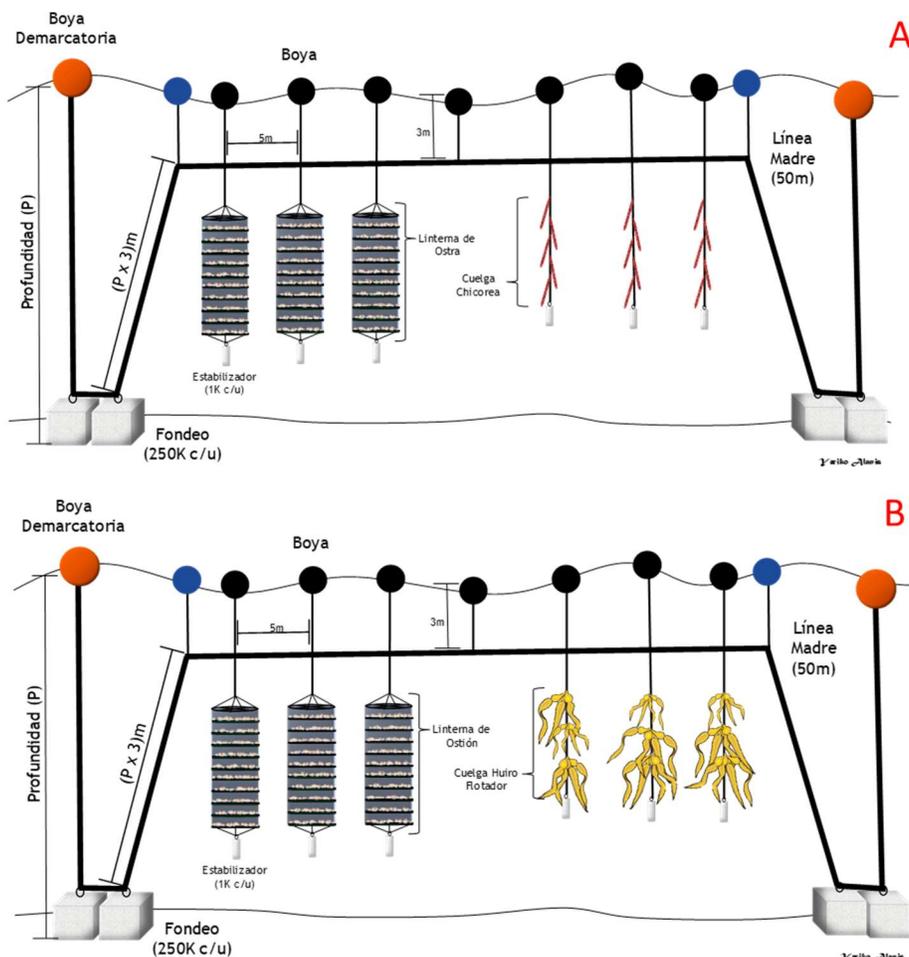


Figura 34. Representación gráfica de Long lines de cultivo multiespecie, considerar que para efectos prácticos no se incluyeron la totalidad de reinales y linternas solicitadas. **A)** Línea 1 con linternas de ostras y reinales de Chicorea en sustrato hortofrutícola. **B)** Línea 2 con linternas de ostión y reinales con plántulas de huiro.

5.7.1.2. Sitio Quinchao

En la CCAA administrada por la Corporación Municipal de Quinchao, se ejecutó un cultivo multi-especies de algas en long-lines horizontales instaladas en un sistema reticulado, y que incluyen las especies huiro flotador, chicorea y pelillo. Este sistema permite que el cuadrilátero de cultivo fluctúe con las variaciones de marea y la hidrodinámica del lugar sin sufrir mayor tensión en las líneas que lo conectan con los fondeos (Figura 35). En este sistema se dispuso un sub-sistema de “plansas” para la especie chicorea, donde se instalaron 300 metros de cuerdas inoculadas con el recurso, dispuestas en 2 long-lines de 50 metros. Para huiro y pelillo, 100 metros de cuerdas inoculadas para cada especie fueron instaladas a los long-lines (4 long-lines de 50 metros), unidas mediante amarracables.

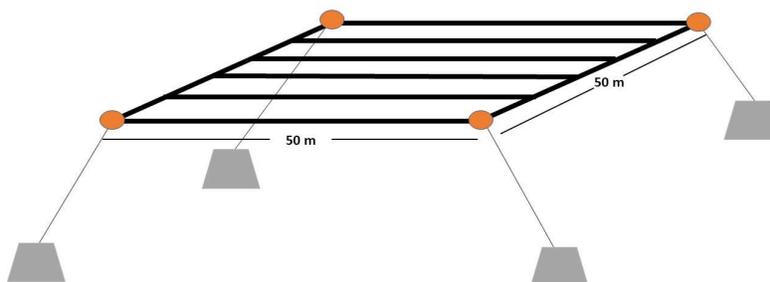


Figura 35. Esquema del sistema de cultivo reticulado para macroalgas.

Instalaci3n del sistema de cultivo

El sistema de cultivo se instal3 en conjunto con los funcionarios de la Corporaci3n Municipal de Quinchao. Para ello se fabricaron fondeos de mallas con rocas en su interior (aproximadamente una tonelada), los que se movilaron hacia el polígono de cultivo, y se posicionaron en cada una de los vértices, con boyas para su demarcaci3n (Figura 36 A). Una vez instalados los fondeos se procedi3 a instalar las líneas que componen la periferia del polígono (Figura 36 B). Luego de esto las líneas fueron tensadas con ayuda de una embarcaci3n, permitiendo que el sistema pueda fluctuar con las variaciones de marea. Posteriormente se procedi3 a instalar las líneas madre dentro del sistema de cultivo las que permitirán la incorporaci3n de las algas para su cultivo (Figura 36 C).



Figura 36. Instalaci3n del sistema de cultivo reticulado en Quinchao. A) Movimiento de boyas y fondeos. B) Funcionario apoyando en el proceso de instalaci3n. C) Líneas de cultivo para ser tensadas en el sistema.

5.7.1.3. Sitio Pudeto

En la CCAA del rio Pudeto, se ejecuti3 un co-cultivo de ostra japonesa y pelillo utilizando camillas como m3dulo de cultivo. Las camillas son de aproximadamente 1 m de alto, 1 m de ancho y 5 m de largo (Figura



37A y B). Sobre estas camillas se dispusieron bolsas de malla plástica (apertura de malla de 1-1.5 cm) que en su interior contienen aproximadamente 200 semillas de ostras de ~3 cm de longitud (Figura 37C). Bajo estas camillas se dispusieron cuerdas inoculadas con pelillo.

Para determinar el efecto potencial del co-cultivo se dispusieron 4 tratamientos:

1. Para determinar el efecto de ambas especies en su crecimiento, un set de tres camillas con ostras y pelillo fueron instaladas en la zona estuarina del Río Pudeto.
2. Un set similar de camillas conteniendo solo ostras para determinar el crecimiento del monocultivo.
3. Un set conteniendo sólo pelillo usado como mono-cultivo para comparar el efecto del crecimiento con ostras.
4. Por último, un set de líneas de fondo cultivadas con pelillo para determinar el efecto de sombreado de la camilla sobre las algas.

La finalidad de estos tratamientos de cultivo permitirá corroborar si existe algún efecto positivo entre las especies, ya que parte de compuestos metabólicos de desecho de los bivalvos (e.g., NH_4^+) podrían ser utilizados por las macroalgas bajo las camillas de cultivo.

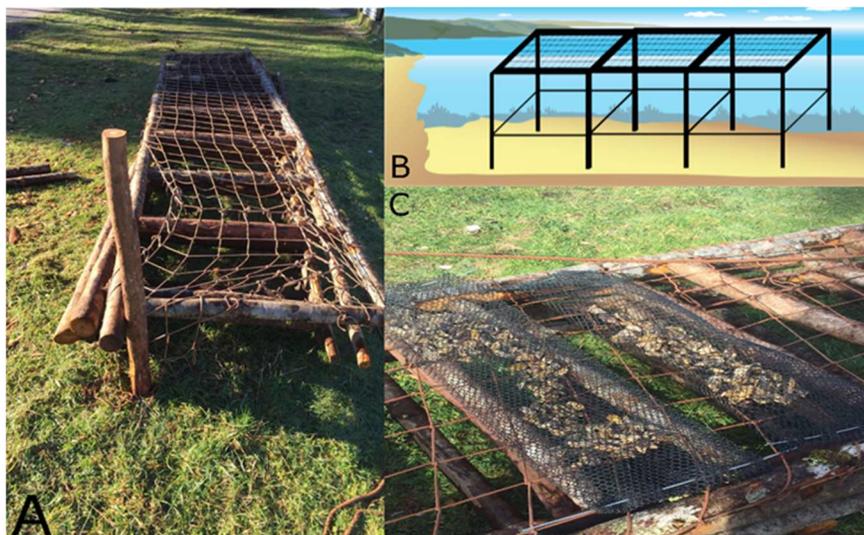


Figura 37. Camillas de co-cultivo de ostras y algas implementadas en sitio Pudeto. A) Vista superior, B) Esquema de instalación en lugares someros, C) Mallas con semillas de ostras (Fuente: IFOP).

Instalación del sistema de cultivo

Una vez construidas las camillas se procedió a la instalación de éstas. Para esto fue necesario el traslado de la parte superior de la camilla (9 camillas) en una embarcación, junto con troncos de madera que permiten su armado en el lugar (Figura 38). Con la ayuda de una bomba de succión se procedió a extraer material del fondo para permitir el ingreso de los troncos de madera en el sustrato. Luego de nivelarlos se procedió a



instalar la parte superior de las camillas sobre los troncos para luego ser apretados con alambre en cada uno de sus extremos y en la parte central.



Figura 38. Instalación y traslado de materiales para camillas de co-cultivo de ostras y algas. A) Instalación de la parte superior, B) traslado de materiales, C) Instalación de fijaciones laterales.

5.7.1.4. Sitio Dalcahue

Se ejecutaron dos cultivos. El primero correspondió a un cultivo multi-especies de algas en long-lines horizontales, conformado por las especies huiro, chicorea y pelillo. Para la especie huiro, se dispusieron 100 metros de cuerdas inoculadas, las cuales fueron unidas al long-line mediante amarracables. Para chicorea y pelillo, se dispuso de un sistema de “plansas”, el cual permite aprovechar de manera más eficiente el área disponible. Este sistema consta de 8 líneas paralelas de 5 m, unidas en ambos extremos a plansas perpendiculares. Esta unidad de cultivo se replica según la longitud del long-line donde son fijadas. La mayor característica de este sistema es el aumento del área para cultivo, ya que en un área disponible de 5 m horizontales se pueden disponer 40 metros de cuerdas inoculadas (Figura 39). Para cada especie se dispusieron 400 metros de cuerda inoculadas, los que fueron instalados en 1 long-line de cultivo horizontal (Figura 39 y 40).

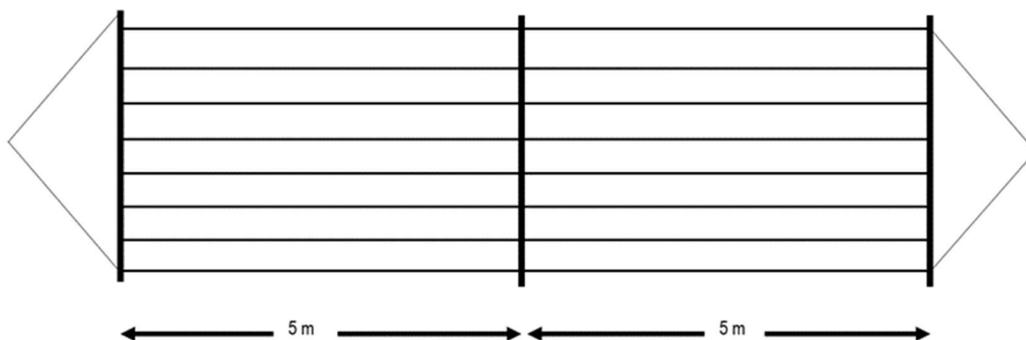


Figura 39. Esquema de la vista superior del sistema de plansas para cultivo de algas.

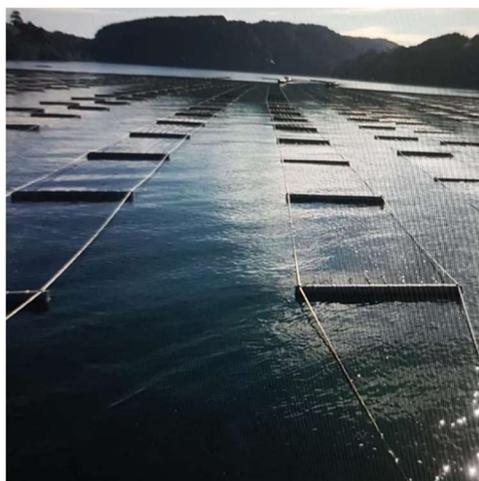


Figura 40. Sistema de planzas para cultivo de algas (Fuente: Algas Chile Spa).

El segundo, consistió de un co-cultivo dispuesto en un módulo de 5 x 5 m, similar a la balsa gallega (Figura 41). Se dispusieron 64 cuelgas de engorda de chorito de 5 m de longitud en conjunto con un número similar de líneas verticales de 4 m inoculadas con material vegetativo de chicorea. Lo que busca la realización de este tipo de cultivo es determinar que los módulos de co-cultivo que incluyen macroalgas pueden tener el potencial de actuar como un sistema de amortiguación a la acidificación oceánica, en forma de una huella fotosintética (es decir, reducción del exceso de CO² y aumentos del pH y estado de saturación de aragonita en agua de mar) que favorecería la calcificación y otros procesos fisiológicos bajo un escenario de acidificación oceánica. Este enfoque se debe probar en granjas comerciales de mitílidos para determinar aspectos críticos de la implementación, las especies objetivo y efectos en la productividad, ya que el grado de amortiguamiento de la acidificación oceánica causado por la actividad metabólica de las macroalgas puede depender de la estructura y fisiología de las macroalgas y las condiciones hidrodinámicas, creando respuestas específicas. Este concepto puede ayudar a proponer futuras estrategias de adaptación, especialmente para la industria de la acuicultura en Chile (Fernández et al. 2019) (Figura 42).



Figura 41. Balsa para el sistema de co-cultivo bivalvos-algas (Fuente: IFOP).

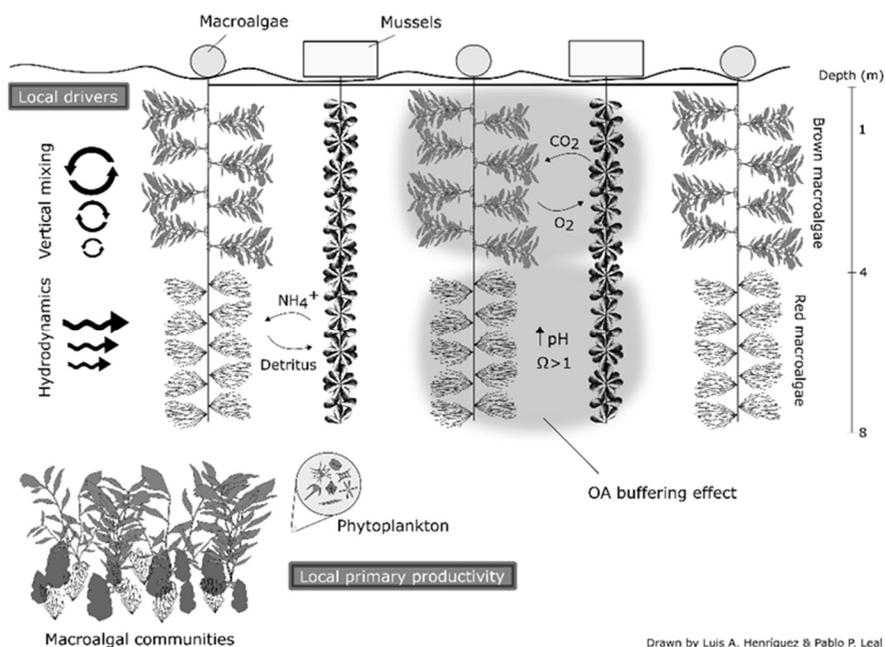


Figura 42. Representación esquemática de un co-cultivo de bivalvos y macroalgas y sus posibles relaciones con el ambiente local (Fuente: Fernández *et al.* 2019).

Instalación de los sistemas de cultivo

Para la instalación del sistema de planzas para los cultivos de pelillo y chicorea, fue necesario llevar el sistema a la rivera de playa más cercana con la finalidad de poder “estirar” el sistema en el agua y permitir su flotabilidad (Figura 43A). El sistema fue trasladado hacia las líneas de cultivo, donde fue amarrado en sus extremos a las boyas (ya instaladas anteriormente) y se procedió a su tensado. Una vez tensado en el lugar, con la ayuda de una embarcación auxiliar fueron instaladas las líneas con material inoculado (Figura 43B).

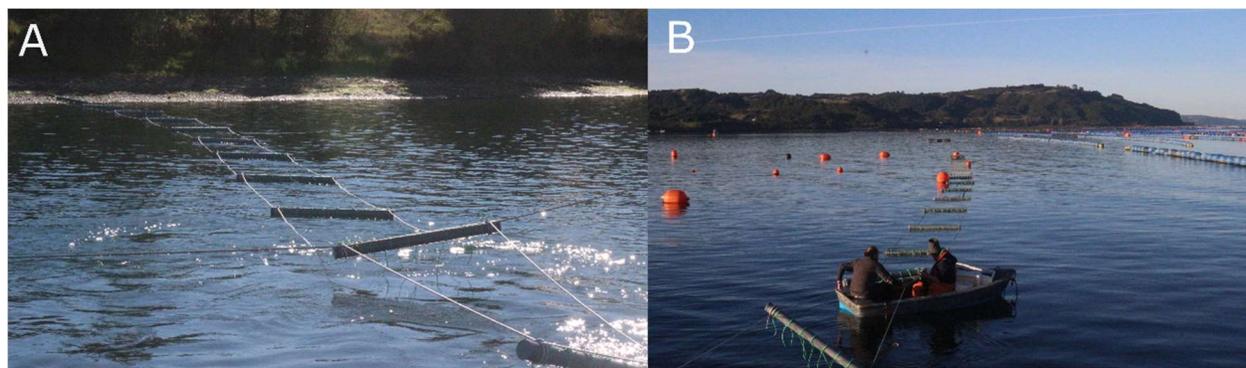


Figura 43. A) Sistema de planzas estirado y flotando en el agua, y B) Instalación del material inoculado.



Para la instalación de la balsa se procedió a su traslado desde la rivera cercana donde fue construida, hacia el sitio de cultivo. Para su instalación, la balsa es amarrada a fondeos mediante buceo. Esto permite que la balsa pueda tener movilidad dependiendo de las corrientes o marejadas que puedan afectar al sistema de cultivo. Posterior a esto, se procedió a instalar las cuelgas de choritos en conjunto con las líneas de cultivo vertical de chicorea (Figura 44A y B).

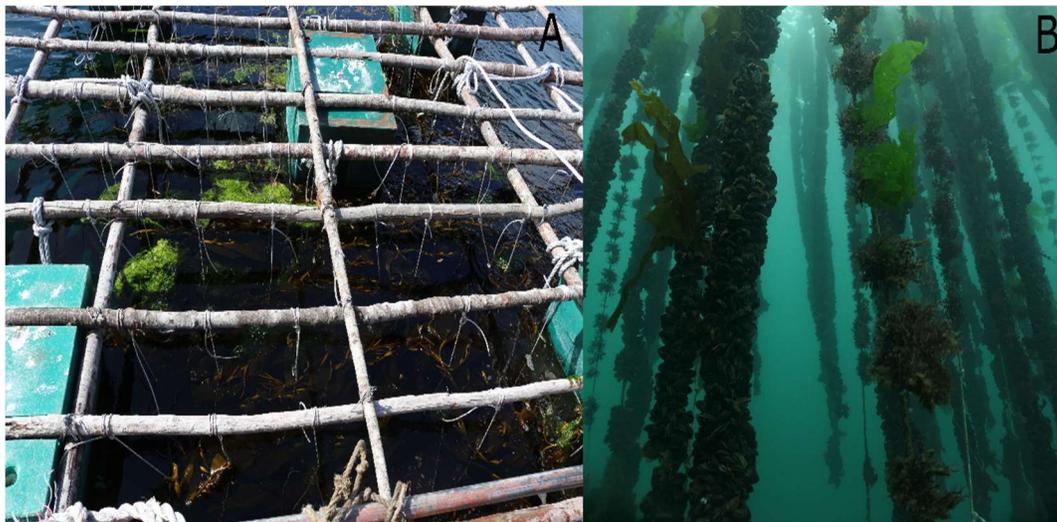


Figura 44. A) Vista superior de la balsa de cultivo con los organismos en cuelgas, y B) Vista submarina de la balsa de cultivo.

5.7.2. Monitoreo del desempeño productivo

5.7.2.1. Sitio Quinchao

A continuación, se presentan los resultados productivos del primer ciclo de cultivo realizado en el sitio Quinchao.

Chicorea (*C. chamissoi*)

El cultivo en mar fue mantenido por 155 días. Mensualmente, se cuantificó el peso húmedo del alga y el peso de los epibiontes presentes al momento de la extracción de las muestras desde las unidades de plansa (i.e., segmentos de cinco metros). En las Tablas 26 y 27, se presentan resultados de biomasa húmeda en cinco metros y peso húmedo de los epibiontes, respectivamente.

La acumulación mayor de biomasa, se registró durante octubre alcanzando sobre los 250 g de biomasa luego de 62 días de cultivo. Luego del monitoreo de octubre, la biomasa de algas presentó una drástica disminución, aumentando nuevamente en el monitoreo de diciembre, al contrario de los epifitos los cuales aumentaron en biomasa desde el mes de octubre (Figura 45). El SGR máximo (2.26 % día⁻¹) coincidió con la mayor acumulación de biomasa, luego de esto, los valores fueron negativos o bajo este valor (Tabla 26).



Tabla 26.

Peso húmedo promedio del alga *C. chamissoi* en unidades de plansa (N= 6 segmentos de cinco metros), durante el primer ciclo de cultivo en el sitio Quinchao. DS = Desviación estándar, EE = Error estándar, SGR = standard growth rate (tasa de crecimiento estándar).

	Fecha	Peso húmedo (g / 5m)	DS	EE	SGR
siembra	14-08-2019	71.18	72.36	17.55	0.00
1° monitoreo	10-09-2019	121.11	51.10	17.03	1.90
2° monitoreo	15-10-2019	267.22	122.58	40.86	2.26
3° monitoreo	19-11-2019	70.00	61.29	25.02	-3.83
4° monitoreo	19-12-2019	103.53	56.11	18.70	1.86
5° monitoreo	16-01-2020	5.81	9.68	3.23	-10.29

Tabla 27.

Peso húmedo promedio de los epibiontes en *C. chamissoi* en unidades de plansa (N= 6 segmentos de cinco metros), durante el primer ciclo de cultivo en el sitio Quinchao. DS = Desviación estándar, EE = Error estándar.

	Fecha	Peso húmedo (g / 5m)	DS	EE
siembra	14-08-2019	0.0	0.0	0.0
1° monitoreo	10-09-2019	0.0	0.0	0.0
2° monitoreo	15-10-2019	80.54	24.15	8.05
3° monitoreo	19-11-2019	278.33	169.16	69.06
4° monitoreo	19-12-2019	75.34	51.76	17.25
5° monitoreo	16-01-2020	17.69	26.91	8.97

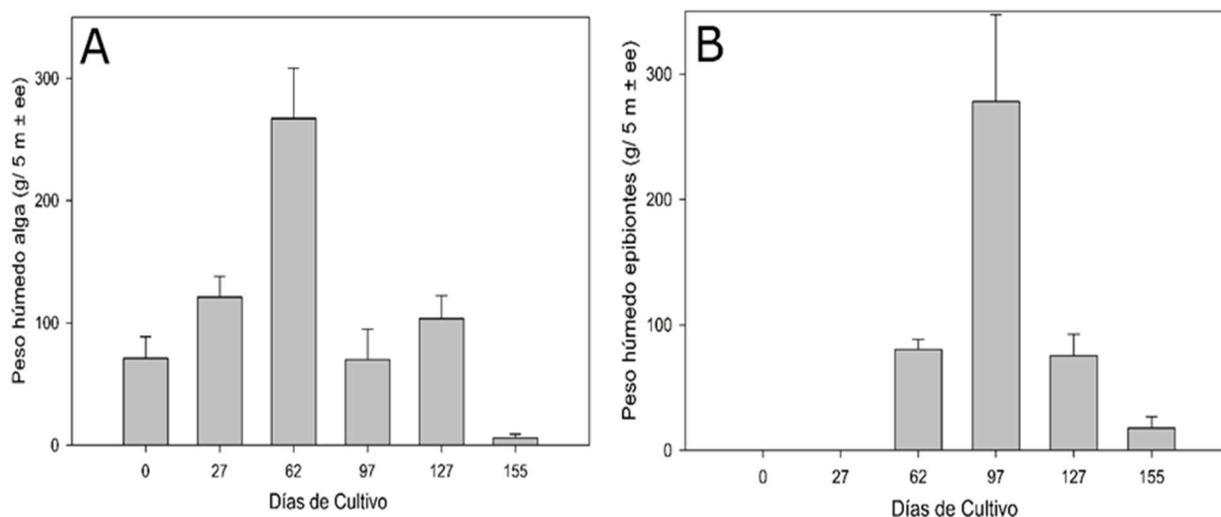


Figura 45. Crecimiento promedio en unidades de plansa (N= 6 segmentos de cinco metros) de cultivo de chicorea (*C. chamissoi*), sitio Quinchao, primer ciclo de cultivo. A) Peso húmedo del alga (g / 5m ± EE) y B) Peso húmedo de epibiontes (g / 5m ± EE).

Pelillo (*A. chilense*)

El cultivo en mar fue mantenido por 155 días. Mensualmente, se cuantificó el peso húmedo del alga y el peso de los epibiontes presentes al momento de la extracción de las muestras desde las líneas madre (i.e., segmentos de un metro). En las Tablas 28 y 29, se presentan resultados de biomasa húmeda en cinco metros y peso húmedo de los epibiontes, respectivamente.

La acumulación mayor de biomasa, se registró durante septiembre alcanzando 431 g luego de los 27 días de cultivo. En el monitoreo siguiente se observó una disminución en la biomasa, la que luego volvió a aumentar, pero no a los niveles iniciales. El SGR máximo (3.12 % día⁻¹) se obtuvo durante el mes de noviembre, momento en el cual la biomasa volvió a aumentar luego de la caída que presentó el mes de octubre. Los epifitos aumentaron en biomasa durante el mes de noviembre (Figura 46).

Tabla 28.

Peso húmedo promedio del alga *A. chilense* por metro lineal (N= 6 segmentos), durante el primer ciclo de cultivo en el sitio Quinchao. DS = Desviación estándar, EE = Error estándar, SGR = standard growth rate (tasa de crecimiento estándar).

	Fecha	Peso húmedo (g m ⁻¹)	DS	EE	SGR
siembra	14-08-2019	633.53	85.31	14.63	0.00
1° monitoreo	10-09-2019	431.11	156.08	52.03	-1.37
2° monitoreo	15-10-2019	40.70	26.84	8.95	-9.83
3° monitoreo	19-11-2019	142.22	94.61	31.54	3.12
4° monitoreo	19-12-2019	103.53	56.11	18.70	-4.92
5° monitoreo	16-01-2020	142.22	94.61	31.54	1.51

Tabla 29.

Peso húmedo promedio de los epibiontes en *A. chilense* por metro lineal (N= 6 segmentos), durante el primer ciclo de cultivo en el sitio Quinchao. DS = Desviación estándar, EE = Error estándar.

	Fecha	Peso húmedo (g m ⁻¹)	DS	EE
siembra	14-08-2019	0.0	0.0	0.0
1° monitoreo	10-09-2019	0.0	0.0	0.0
2° monitoreo	15-10-2019	2.40	3.18	1.06
3° monitoreo	19-11-2019	386.67	246.63	100.69
4° monitoreo	19-12-2019	75.34	51.76	17.25
5° monitoreo	16-01-2020	196.77	82.95	27.65

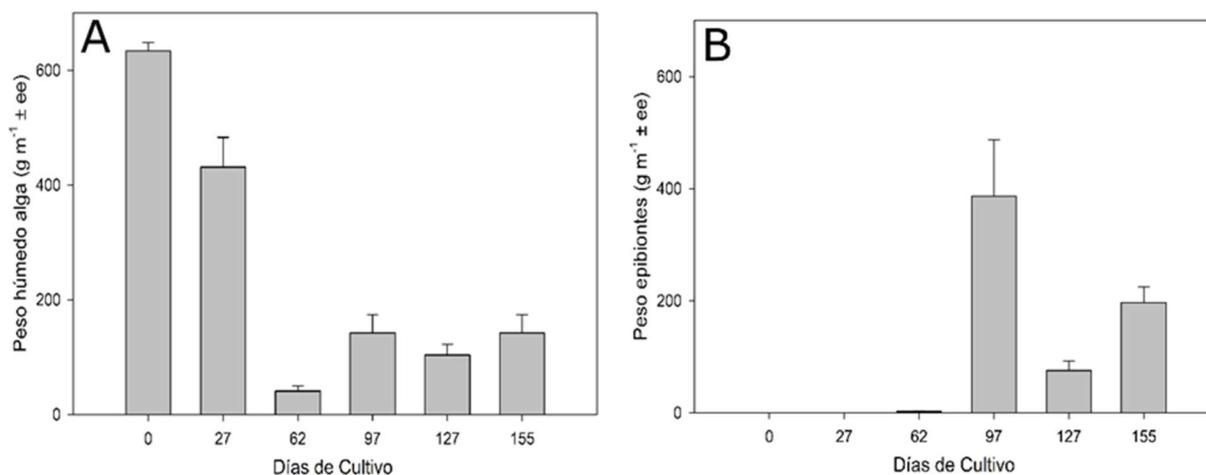


Figura 46. Crecimiento promedio por metro lineal para pelillo (*A. chilense*) (N= 6 segmentos), sitio Quinchao, primer ciclo de cultivo. A) Peso húmedo del alga ($\text{g m}^{-1} \pm \text{EE}$) y B) Peso húmedo de epibiontes ($\text{g m}^{-1} \pm \text{EE}$).

Huiro (*M. pyrifera*)

El cultivo en mar fue mantenido por 155 días. Se cuantificó la longitud y peso húmedo del alga extraída desde un metro lineal. En las Tablas 30 y 31, se presentan resultados de crecimiento en longitud y biomasa húmeda, respectivamente.

La densidad inicial de siembra fue de 10 esporofitos m^{-1} lineal. Durante los dos monitoreos siguientes a la siembra no se observó un crecimiento de los esporofitos. Durante el tercer monitoreo se observaron plantas con un crecimiento mayor en longitud y peso, llegando a los 81 cm y sobre 400 gramos por individuo (Figura 47). El SGR máximo para ambas variables se obtuvo durante el mes de noviembre (longitud $12.6\% \text{ día}^{-1}$ y Peso húmedo $17.2\% \text{ día}^{-1}$). El número de individuos disminuyó significativamente respecto a la siembra. No se observaron aumentos en la cantidad de epibiontes en las algas, pero si en las líneas de cultivo.

Tabla 30.

Longitud promedio del alga *M. pyrifera* durante el primer ciclo de cultivo en el sitio Quinchao. DS = Desviación estándar, EE = Error estándar, SGR = standard growth rate (tasa de crecimiento estándar).

	Fecha	Longitud (cm)	DS	EE	SGR
siembra	14-08-2019	2.008	0.477	0.075	0.0
1° monitoreo	10-09-2019	0.00	0.00	0.00	0.0
2° monitoreo	15-10-2019	0.00	0.00	0.00	0.0
3° monitoreo	19-11-2019	81.00	44.26	16.73	12.6
4° monitoreo	19-12-2019	88.00	49.45	12.36	0.3
5° monitoreo	16-01-2020	260.0	217.8	125.7	3.9



Tabla 31.

Peso húmedo promedio del alga *M. pyrifera*, durante el primer ciclo de cultivo en el sitio Quinchao. DS = Desviación estándar, EE = Error estándar, SGR = standard growth rate (tasa de crecimiento estándar).

	Fecha	Peso húmedo (g)	DS	EE	SGR
siembra	14-08-2019	0.024	0.018	0.003	0.0
1° monitoreo	10-09-2019	0.00	0.00	0.00	0.0
2° monitoreo	15-10-2019	0.00	0.00	0.00	0.0
3° monitoreo	19-11-2019	405.00	529.58	200.16	17.2
4° monitoreo	19-12-2019	262.54	232.98	65.63	-1.4
5° monitoreo	16-01-2020	1478.3	1018.0	587.7	6.2

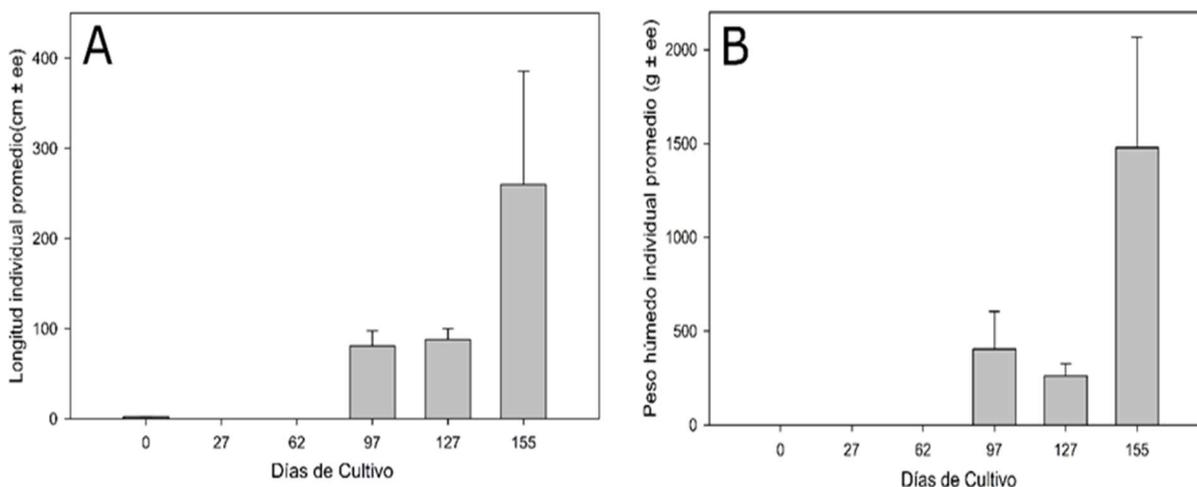


Figura 47. Crecimiento individual promedio para huiro (*M. pyrifera*), sitio Quinchao, primer ciclo de cultivo. A) Longitud (cm ± EE) y B) Peso húmedo (g ± EE).

5.7.2.2. Sitio Pudeto

A continuación, se presentan los resultados productivos del primer ciclo de co-cultivo realizado en el sitio Pudeto.

Pelillo (*A. chilense*)

El cultivo fue mantenido por 160 días. Mensualmente, se cuantificó el peso húmedo del alga y el peso de los epibiontes presentes al momento de la extracción de las muestras (i.e., segmentos de cinco metros), en las camillas de cultivo. En las Tablas 32 y 33, se presentan resultados de biomasa húmeda en cinco metros, para solo las algas y en co-cultivo con ostras, y biomasa húmeda en cinco metros en las líneas de fondo.



La acumulación de mayor biomasa, se registró durante el mes de noviembre en las camillas solo con algas alcanzando 5900 g luego de 106 días de cultivo. En las camillas de co-cultivo con ostras y algas, la acumulación de mayor biomasa ocurrió durante el mismo mes, alcanzando 1475 g luego de 106 días (Figura 48).

Para el caso de las líneas de fondo, la mayor acumulación de biomasa, fue durante el mes de enero 2020, alcanzando 2704 g luego de 160 días. La aparición de organismos epibiontes se observó en las infraestructuras de cultivo, pero solo al final se observó la aparición de estos en las algas, alcanzando valores bajos en comparación con el crecimiento de biomasa de algas (140 gramos).

Al inicio de cultivo existieron diferencias significativas entre los inóculos iniciales entre tratamientos (ANOVA, $F = 5,38$; g.l. = 2, $p = 0,017$), donde los pesos de algas+ostras y sólo camilla fueron ligeramente mayores que las del grupo control (Tukey test). Sin embargo, el análisis de la biomasa de pelillo durante el primer monitoreo bajo estas condiciones, mostró que las diferencias iniciales desaparecieron ($F = 0,96$; g.l.= 2; $p = 0,4$). Luego de cinco meses de co-cultivo, algas bajo las condiciones de control (i.e., crecimiento tradicional en estacas de fondo) presentó significativamente mayor biomasa que las algas creciendo en condiciones de co-cultivo (i.e., + Ostra o sólo camilla) (Tabla 34).

Tabla 32.

Peso húmedo promedio del alga pelillo en cinco metros lineales (N=6 segmentos), en camillas solo con algas y en co-cultivo con ostras, durante el primer ciclo de cultivo en el sitio Pudeto. DS = Desviación estándar, EE = Error estándar, SGR = standard growth rate (tasa de crecimiento estándar).

	Fecha	Solo Algas			Algas + Ostras				
		Peso húmedo (g / 5m)	DS	EE	SGR	Peso húmedo (g / 5m)	DS	EE	SGR
siembra	07-08-2019	652.00	122.07	27.30	0.00	652.00	122.07	27.30	0.00
1° monitoreo	12-09-2019	716.67	109.30	44.62	0.26	786.67	187.26	76.45	0.52
2° monitoreo	17-10-2019	1894.17	433.86	177.12	2.31	1275.00	429.81	175.47	1.15
3° monitoreo	21-11-2019	5849.17	1250.59	510.55	3.22	1475.00	796.06	324.99	0.42
4° monitoreo	17-12-2019	1894.17	433.86	177.12	-4.34	1275.00	429.81	175.47	-0.56
5° monitoreo	14-01-2020	544.17	244.67	99.89	-4.37	1507.33	1252.39	511.28	0.80



Tabla 33

Peso húmedo promedio de pelillo en cinco metros lineales (N=6 segmentos), en las líneas de fondo, durante el primer ciclo de cultivo en el sitio Pudeto. DS = Desviación estándar, EE = Error estándar, SGR = standard growth rate (tasa de crecimiento estándar).

	Fecha	Peso húmedo (g / 5m)	DS	EE	SGR
siembra	07-08-2019	652.00	122.07	27.30	0
1° monitoreo	12-09-2019	918.33	324.43	132.45	0.95
2° monitoreo	17-10-2019	2660.83	631.58	257.84	2.53
3° monitoreo	21-11-2019	1555.00	881.53	359.88	-1.53
4° monitoreo	17-12-2019	2660.83	631.58	257.84	2.07
5° monitoreo	14-01-2020	2704.17	1512.37	617.42	0.08

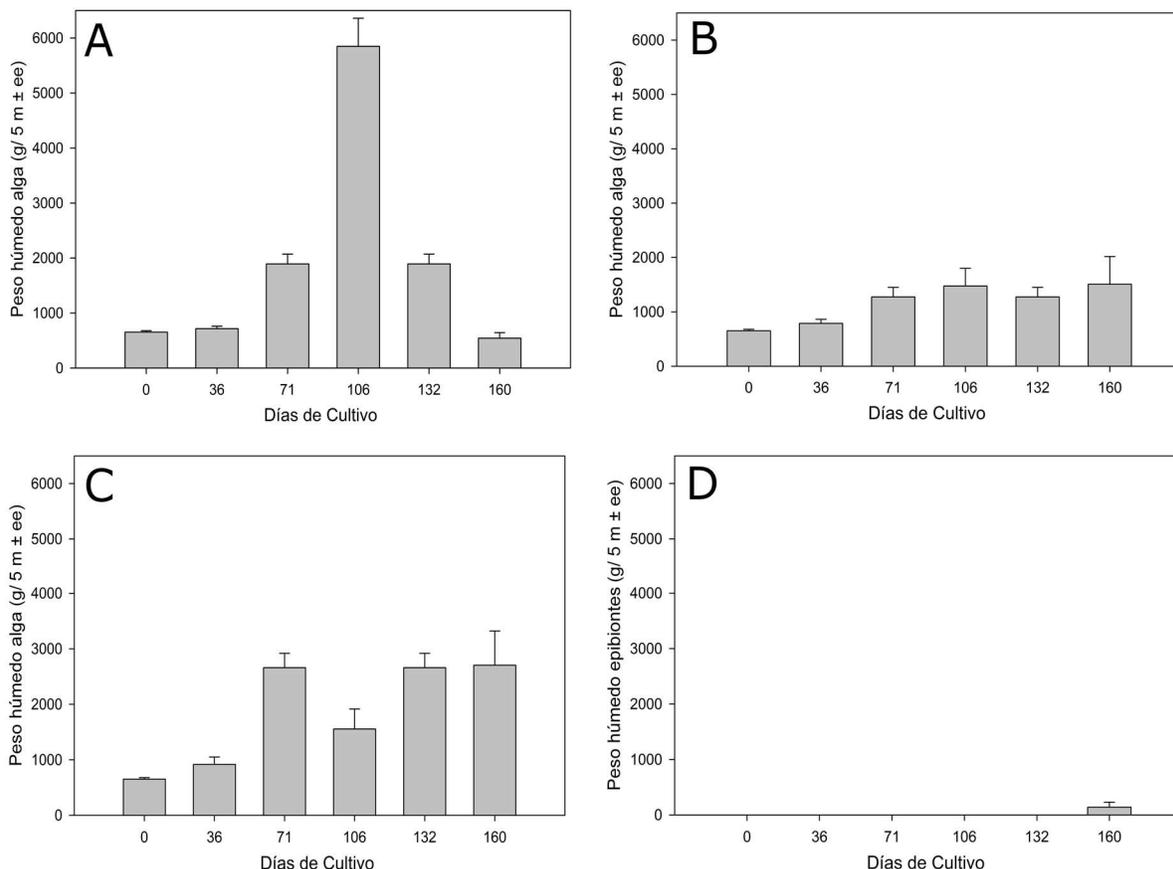


Figura 48. Crecimiento promedio de pelillo en cinco metros lineales (N=6 segmentos), sitio Pudeto. A) Peso húmedo solo pelillo (g / 5m ± EE) en camillas; B) Peso húmedo de pelillo en co-cultivo en camillas con ostras; C) Peso húmedo solo pelillo de líneas de fondo (control). D) Epibiontes.



Tabla 34.

Biomasa de pelillo en cinco meses de co-cultivo con ostras.

Algas+Ostras	gl	F	p
Tratamiento	2	3,6	0,001
Error	15	0,34	

Ostras (*C. gigas*)

El cultivo de ostras se mantuvo durante 215 días. Se cuantificó la longitud y peso húmedo de las ostras mensualmente (N= 30 individuos al azar). En las Tablas 35 y 36, se presentan resultados de crecimiento en longitud y biomasa húmeda para los tratamientos solo ostras y algas/ostras, respectivamente.

La densidad inicial de siembra fue de 200 a 300 individuos por malla de cultivo (11 mallas por camilla de cultivo, 8 con 200 y 3 con 300 individuos, respectivamente). Se observó un crecimiento exponencial para ambas variables (longitud y peso húmedo) durante todo el periodo de cultivo.

En el tratamiento solo ostras, se observó un leve mayor crecimiento final (longitud y peso) en comparación con el tratamiento algas + ostras (Figura 49). Inicialmente el peso húmedo promedio de los individuos distribuidos entre los tratamientos solo ostras (3,6 g ± DE 0,6) y algas + ostras (3,6 g ± DE 0,49) no mostró diferencias significativas (t = -0,27; p = 0,78). La longitud promedio varió entre 3,5 cm (± DE 1,3) y 3,4 cm (± DE 1,5) para el monocultivo y co-cultivo, sin diferencias significativas (t = 0,24; p = 0,8).

Luego de 7 meses de cultivo el peso húmedo promedio de las ostras en el monocultivo alcanzó 39,97 g (± DE 14,3) mientras que el peso en co-cultivo alcanzó 44,28 g (± DE 10,7). Sin embargo, no se encontró diferencias significativas (t = -1,29; p = 0,2). La longitud promedio (monocultivo = 8,8 cm ± DE 1,4 cm; co-cultivo = 7,9 cm ± DE 0,9 cm) tampoco mostró diferencias significativas (t = 1,4; p = 0,16).

Tabla 35.

Longitud promedio de ostra *C. gigas* (N=30) durante el primer ciclo de cultivo en el sitio Pudeto. DS = Desviación estándar, EE = Error estándar, SGR = standard growth rate (tasa de crecimiento estándar).

	Fecha	Solo Ostras				Algas + Ostras			
		Longitud (cm)	DS	EE	SGR	Longitud (cm)	DS	EE	SGR
siembra	07-08-2019	2.80	0.14	0.06	0	2.80	0.14	0.06	0
1° monitoreo	12-09-2019	3.61	0.66	0.12	0.70	3.52	0.83	0.15	-0.18
2° monitoreo	17-10-2019	4.25	1.08	0.20	0.47	4.00	0.55	0.10	1.89
3° monitoreo	21-11-2019	5.37	0.79	0.15	0.66	4.83	1.14	0.21	1.87
4° monitoreo	17-12-2019	6.64	0.86	0.16	0.82	5.25	0.79	0.15	1.85
5° monitoreo	14-01-2020	6.13	1.91	0.35	-0.29	6.94	0.73	0.14	-0.07
6° Monitoreo	18-02-2020	7.78	1.25	0.23	0.68	7.75	1.07	0.20	1.39
7° Monitoreo	09-03-2020	8.39	1.42	0.26	0.38	7.99	0.92	0.17	0.87



Tabla 36.

Peso húmedo promedio de ostra *C. gigas* (N=30) durante el primer ciclo de cultivo en el sitio Pudeto. DS = Desviación estándar, EE = Error estándar, SGR = standard growth rate (tasa de crecimiento estándar).

	Solo Ostras					Algas + Ostras			
	Fecha	Peso húmedo (g)	DS	EE	SGR	Peso húmedo (g)	DS	EE	SGR
siembra	07-08-2019	3.85	1.40	0.27	0	3.85	1.40	0.27	0
1° monitoreo	12-09-2019	3.52	1.39	0.26	0.64	3.32	1.22	0.23	-0.41
2° monitoreo	17-10-2019	6.83	2.97	0.54	0.36	5.80	1.91	0.35	1.59
3° monitoreo	21-11-2019	13.15	3.40	0.63	0.54	9.25	4.28	0.80	1.33
4° monitoreo	17-12-2019	21.25	8.15	1.51	0.32	14.37	5.11	0.95	1.69
5° monitoreo	14-01-2020	20.81	9.18	1.71	1.00	26.90	6.75	1.25	2.24
6° Monitoreo	18-02-2020	33.82	7.63	1.42	0.31	34.84	11.39	2.11	0.74
7° Monitoreo	09-03-2020	40.24	14.20	2.64	0.15	44.53	10.66	1.98	1.23

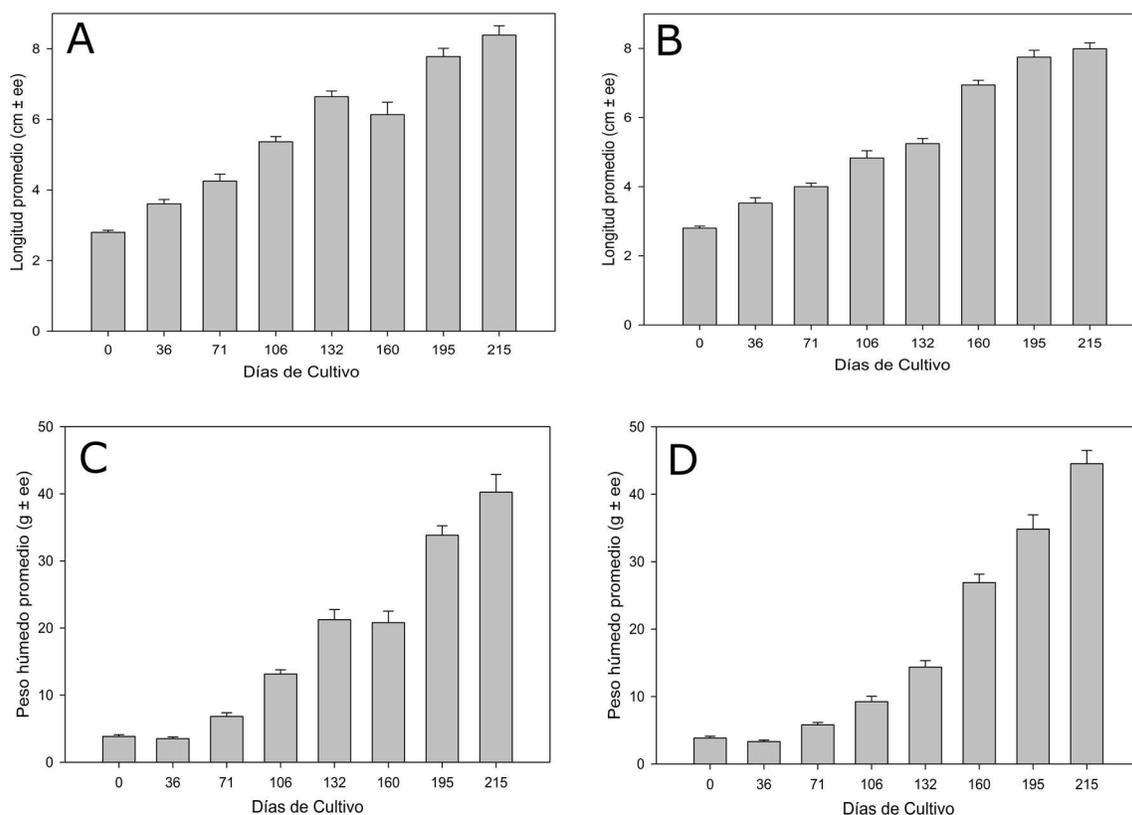


Figura 49. Crecimiento promedio en longitud y peso húmedo para ostra *C. gigas* (N=30), sitio Pudeto. A) solo ostras (cm ± EE); B) algas + ostras (cm ± EE); C) solo ostras (g ± EE); D) algas + ostras (g ± EE).



Estos resultados sugieren que el aporte de detritus algal de *A. chilense* contribuiría escasamente comparado con la disponibilidad natural de alimento del estuario del río Pudeto, el cual históricamente albergaba extensos bancos de bivalvos, hoy sobreexplotados. Probablemente, el detritus no alcanza a ser consumido debido a la disposición del sistema de cultivo (el alga bajo las bandejas de bivalvos), exacerbado por las fuertes corrientes mareales del sector.

Índice de Condición e índice de rendimiento productivo

En las Tabla 37 y Figura 50, se presentan resultados de índice de condición (IC) e índice de rendimiento productivo (IRP), para ostras en tratamientos solo ostras y algas + ostras. Ambos índices están asociados a la reproducción y alimentación de los organismos, permitiendo observar si estos se encuentran en una alta o baja calidad.

Se observó un valor sobre el 40 % en el IC para ambos tratamientos luego de los 71 días de cultivo, siendo este el valor más alto, luego de esto, los porcentajes disminuyeron en ambos tratamientos mostrando una tendencia similar (Figura 50A). Para el caso del IRP, la tendencia de los porcentajes fue similar para ambos tratamientos, solo se observó un leve incremento en el tratamiento algas + ostras a los 132 días de cultivo (Figura 50B).

El IC de los individuos en monocultivo y co-cultivo al primer monitoreo no mostró diferencias significativas ($t = -0,747$; $p = 0,46$) mostrando valores promedio de 10.83 % (EE \pm 3.0) y 10.96 % (EE \pm 2.40), respectivamente. Luego de 7 meses en crecimiento el IC en monocultivo y co-cultivo no mostraron diferencias significativas ($t = -1,64$; $p = 0,10$) con IC de 22.85 % (EE \pm 5.36) y 27.00 % (EE \pm 10.46) respectivamente (Tabla 37).

Tabla 37.

Índice de condición promedio e Índice de rendimiento productivo para ostra durante el primer ciclo productivo en el sitio Pudeto. IC = índice de condición, IRP = índice de rendimiento productivo; EE = error estándar.

Fecha	Solo ostras				Alga + Ostra			
	IC	EE	IRP	EE	IC	EE	IRP	EE
12-09-2019	10.83	3.00	9.77	2.68	10.96	2.40	9.87	2.20
17-10-2019	40.76	8.42	28.97	6.50	42.29	10.42	29.72	7.29
21-11-2019	36.28	9.39	26.62	6.99	37.15	8.70	27.08	6.74
17-12-2019	35.52	8.72	26.04	6.52	39.28	11.20	28.20	7.81
18-02-2020	29.84	8.46	22.65	6.40	27.29	7.61	21.44	5.94
09-03-2020	22.85	5.36	18.87	4.47	27.00	10.46	21.26	7.57

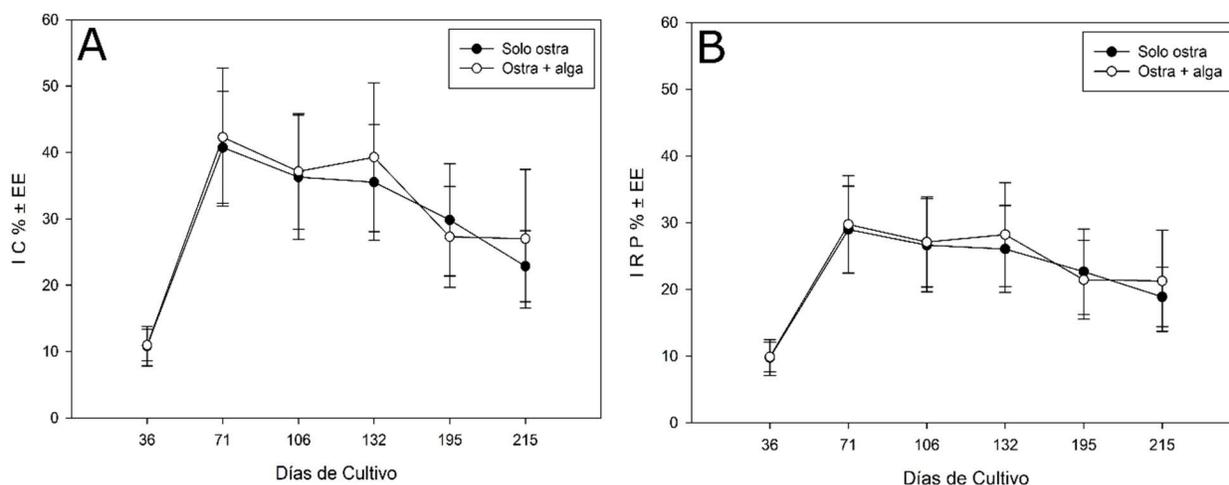


Figura 50. A) Índice de condici3n e B) Índice de rendimiento productivo para ostra *C. gigas* (N=20), sitio Pudeto. Valores corresponden a promedio ± error estándar.

5.7.2.3. Sitio Dalcahue

A continuaci3n, se presentan los resultados productivos del tercer ciclo de cultivo realizado en el sitio Dalcahue.

Chicorea (*C. chamissoi*)

El cultivo en mar fue mantenido por 155 días. Se cuantific3 el peso húmedo del alga y el peso de los epibiontes presentes al momento de la extracci3n de las muestras (i.e., segmentos de cinco metros). En las Tablas 38 y 39, se presentan resultados de biomasa húmeda por unidad de planza y peso húmedo de los epibiontes, respectivamente.

La acumulaci3n de mayor biomasa se registr3 durante noviembre alcanzando sobre los 2800 g, luego de los 99 días de cultivo. El SGR mayor (3.55 % día⁻¹), se observ3 durante el mes de octubre, momento en el cual la biomasa aument3 cerca de un 300% en comparaci3n al mes anterior (Figura 51A). Los epibiontes aumentaron luego de los 64 días de cultivo, para disminuir posteriormente (Figura 51B).



Tabla 38.

Peso húmedo promedio del alga *C. chamissoi* en unidades de plansa (N= 6 segmentos de cinco metros), durante el primer ciclo de cultivo con el sistema de plansas en el sitio Dalcahue. DS = Desviación estándar, EE = Error estándar, SGR = standard growth rate (tasa de crecimiento estándar).

	Fecha	Peso húmedo (g / 5m)	DS	EE	SGR
siembra	13-08-2019	191.33	76.42	13.95	0.0
1° Monitoreo	11-09-2019	578.33	261.49	106.75	3.8
2° Monitoreo	16-10-2019	2004.17	519.94	212.26	3.55
3° Monitoreo	20-11-2019	2851.67	871.78	355.90	1.01
4° Monitoreo	19-12-2019	103.53	56.11	18.70	-11.43
5° Monitoreo	15-01-2020	252.22	145.15	48.38	3.30

Tabla 39.

Peso húmedo promedio de los epibiontes en *C. chamissoi* en unidades de plansa (N= 6 segmentos de cinco metros), durante el primer ciclo de cultivo con el sistema de plansas en el sitio Dalcahue. DS = Desviación estándar, EE = Error estándar.

	Fecha	Peso húmedo (g / 5m)	DS	EE
siembra	13-08-2019	0.0	0.0	0.0
1° Monitoreo	11-09-2019	0.0	0.0	0.0
2° Monitoreo	16-10-2019	626.67	228.31	93.21
3° Monitoreo	20-11-2019	256.67	92.88	37.92
4° Monitoreo	19-12-2019	75.34	51.76	17.25
5° Monitoreo	15-01-2020	67.47	50.80	16.93

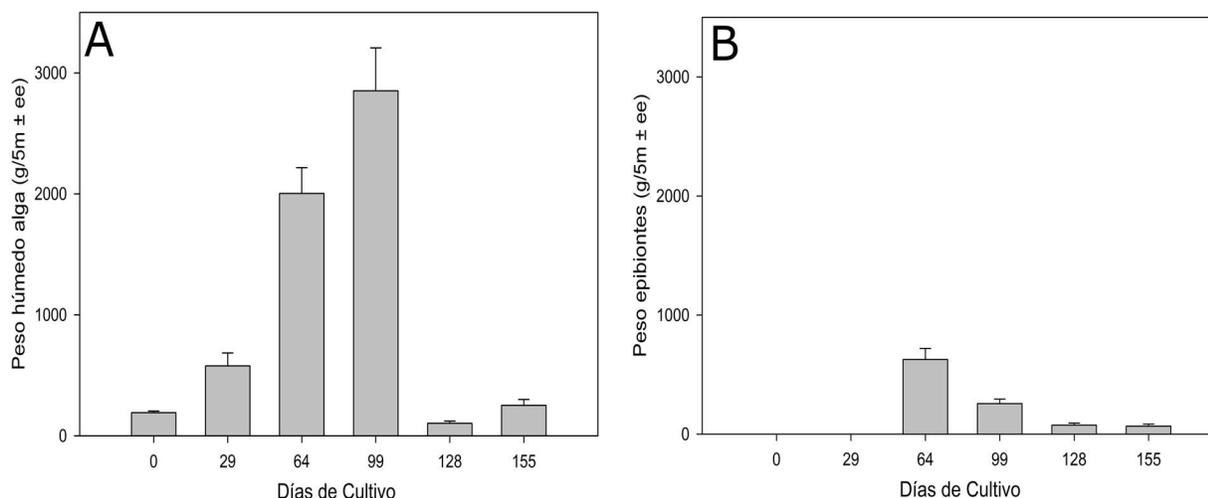


Figura 51. Crecimiento promedio en unidades de plansa (N= 5 segmentos de cinco metros) de cultivo de chicorea (*C. chamissoi*), sitio Dalcahue. A) Peso húmedo chicorea (g / 5m ± EE) y B) Peso húmedo de epibiontes (g / 5m ± EE).

Pelillo (*A. chilense*)

El cultivo en mar fue mantenido por 155 días. Se cuantificó el peso húmedo del alga y el peso de los epibiontes presentes al momento de la extracción de las muestras (i.e., segmentos de cinco metros). En las Tablas 40 y 41, se presentan resultados de biomasa húmeda y peso húmedo de los epibiontes en cinco metros, respectivamente

La acumulación mayor de biomasa se registró durante noviembre alcanzando 6700 g, luego de los 99 días de cultivo (Figura 52A). El SGR presentó dos valores altos, el primero correspondiente al mes de noviembre ($3.0\% \text{ día}^{-1}$) y luego en el mes de enero ($10.03\% \text{ día}^{-1}$), esto debido a que el cultivo luego de los 99 días, presentó una disminución drástica de biomasa, la que luego volvió a aumentar en menor manera durante enero. Se desconocen las causas de esta disminución las que pueden estar asociadas a efectos climáticos, como marejadas o tormentas. Durante el monitoreo de noviembre se observó un incremento en el peso de los epibiontes asociados al cultivo de esta especie, el cual no influyó en el crecimiento de las algas en los meses posteriores a su aparición (Figura 52B).

Tabla 40.

Peso húmedo promedio del alga pelillo en unidades de plansa (N= 5 segmentos de cinco metros), durante el primer ciclo de cultivo con el sistema de plansas, en el sitio Dalcahue. DS = Desviación estándar, EE = Error estándar, SGR = standard growth rate (tasa de crecimiento estándar).

	Fecha	Peso húmedo (g / 5m)	DS	EE	SGR
siembra	13-08-2019	198.33	87.06	15.90	0.0
1°Monitoreo	11-09-2019	850.00	321.87	131.40	5.0
2°Monitoreo	16-10-2019	2352.70	1290.05	526.66	2.91
3°Monitoreo	20-11-2019	6727.50	1800.46	735.03	3.00
4°Monitoreo	19-12-2020	103.53	56.11	18.70	-14.39
5°Monitoreo	15-01-2020	1553.33	791.50	263.83	10.03

Tabla 41.

Peso húmedo promedio de los epibiontes en pelillo en unidades de plansa (N= 5 segmentos de cinco metros), durante el primer ciclo de cultivo con el sistema de plansas, en el sitio Dalcahue. DS = Desviación estándar, EE = Error estándar.

	Fecha	Peso húmedo (g / 5m)	DS	EE
siembra	13-08-2019	0.0	0.0	0.0
1°Monitoreo	11-09-2019	0.0	0.0	0.0
2°Monitoreo	16-10-2019	70.63	21.37	8.72
3°Monitoreo	20-11-2019	259.17	157.75	64.40
4°Monitoreo	19-12-2020	75.34	51.76	17.25
5°Monitoreo	15-01-2020	94.87	100.45	33.48

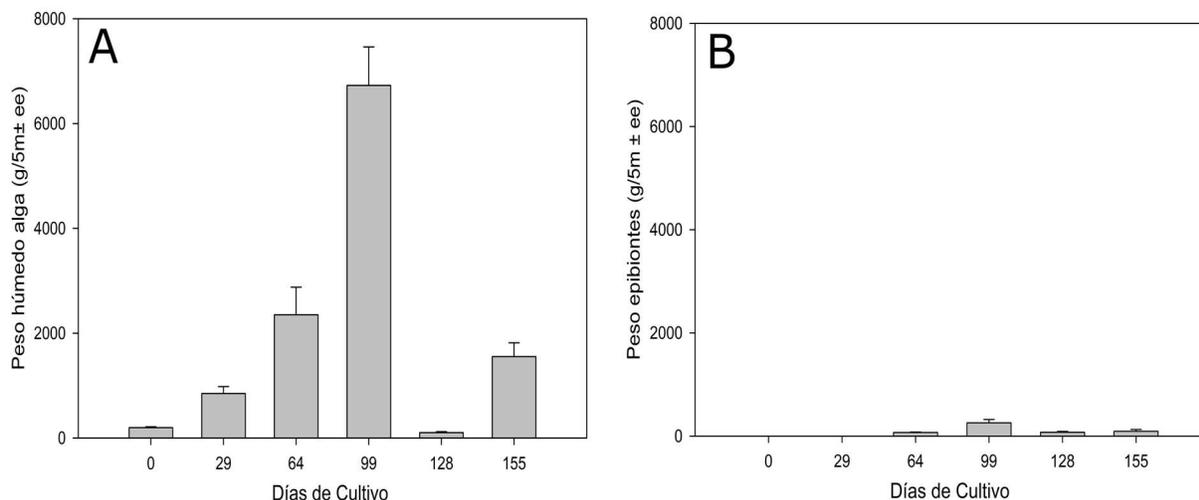


Figura 52. Crecimiento promedio en unidad de plansa (N= 5 segmentos de cinco metros) de cultivo de pelillo. A) Peso húmedo alga (g / 5m ± EE) y B) Peso húmedo de epibiontes (g / 5m ± EE).

Huiro (*M. pyrifera*)

El cultivo en mar fue mantenido por 155 días. Mensualmente, se cuantificó la longitud y peso húmedo del alga. En las Tablas 42 y 43, se presentan resultados de crecimiento en longitud y biomasa húmeda, respectivamente.

La densidad inicial de siembra fue de 10 esporofitos m⁻¹ lineal. En los monitoreos siguientes a la siembra se observaron bajos crecimientos en longitud y peso. Durante el tercer monitoreo se observaron plantas con un crecimiento mayor en ambas unidades de medida, llegando a los 275 cm y sobre 3750 gramos por individuo. Al final del cultivo se observaron organismos con una longitud mayor, pero se observó una disminución en el peso húmedo (Figura 53A). El valor máximo de SGR para la variable longitud (5.88 % día⁻¹), se obtuvo luego de 64 días de cultivo momento en el cual las algas aumentaron en tamaño. El valor máximo de SGR para la variable peso húmedo (20.8 % día⁻¹), se obtuvo a los 29 días de cultivo, esto debido a que el aumento de peso desde las plantas inoculadas fue mucho mayor que los observados posteriormente durante el ciclo de cultivo. El número de los individuos disminuyó en gran cantidad en comparación con lo sembrado inicialmente (1 a 2 individuos por metro lineal).

No se observaron aumentos en la cantidad de epibiontes en las algas, pero si en las líneas de cultivo.



Tabla 42.

Longitud promedio del alga *M. pyrifera* durante el tercer ciclo de cultivo en el sitio Dalcahue. DS = Desviación estándar, EE = Error estándar, SGR = standard growth rate (tasa de crecimiento estándar).

	Fecha	Longitud (cm)	DS	EE	SGR
siembra	13-08-2019	2.008	0.477	0.075	0.0
1° Monitoreo	11-09-2019	10.17	4.59	1.53	5.59
2° Monitoreo	16-10-2019	79.57	33.52	8.96	5.88
3° Monitoreo	20-11-2019	275.00	233.97	82.72	3.54
4° Monitoreo	19-12-2019	272.71	140.67	53.17	-0.03
5° Monitoreo	15-01-2020	346.67	217.79	125.74	0.89

Tabla 43.

Peso húmedo promedio del alga *M. pyrifera*, durante el tercer ciclo de cultivo en el sitio Dalcahue. DS = Desviación estándar, EE = Error estándar, SGR = standard growth rate (tasa de crecimiento estándar).

	Fecha	Peso húmedo (g)	DS	EE	SGR
siembra	13-08-2019	0.024	0.018	0.003	0.0
1° Monitoreo	11-09-2019	10.00	0.00	0.00	20.83
2° Monitoreo	16-10-2019	132.14	94.03	35.32	7.38
3° Monitoreo	20-11-2019	3754.17	6397.61	2261.90	9.56
4° Monitoreo	19-12-2019	3000.00	3220.04	1133.89	-9.17
5° Monitoreo	15-01-2020	1478.33	1017.96	587.72	-0.77

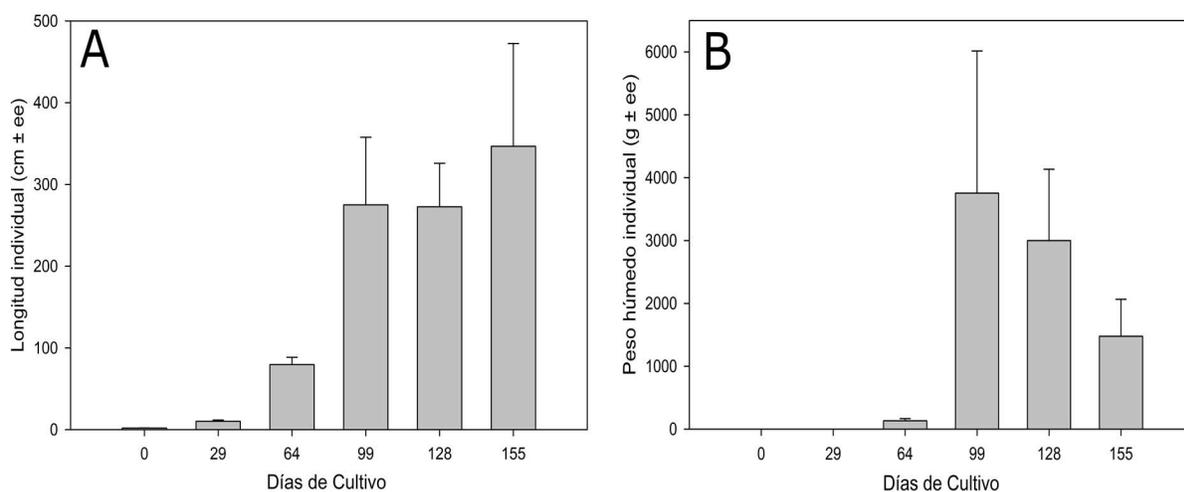


Figura 53. Crecimiento individual promedio para *M. pyrifera*, A) Longitud ($g / m^{-1} \pm EE$) y B) Peso húmedo ($g / m^{-1} \pm EE$).



Balsa de co-cultivo

A continuación, se presentan los resultados del primer ciclo productivo en balsa realizado en el sitio Dalcahue.

Chicorea (*C. chamissoi*)

El co-cultivo en la balsa fue mantenido por 155 días. Se cuantificó el peso húmedo del alga y el peso de los epibiontes presentes al momento de la extracción de las muestras (i.e., segmentos de cinco metros en cultivo vertical). En las Tablas 44 y 45, se presentan resultados de peso húmedo promedio del alga y peso húmedo promedio de epibiontes en líneas verticales de cinco metros.

La acumulación mayor de biomasa se registró durante el mes de noviembre alcanzando sobre los 450 g, luego de 99 días de cultivo. Luego, la biomasa disminuyó drásticamente, y durante el último monitoreo no se observó la presencia de algas (Figura 54A). El valor máximo de SGR ($2.05 \% \text{ día}^{-1}$), se obtuvo luego de los 64 días de cultivo. Los epibiontes aumentaron desde los 64 días de cultivo, alcanzando alrededor de un 50% de la biomasa de cultivo, para comenzar a disminuir en los próximos monitoreos. A los 155 días de cultivo no se observó la presencia de organismos epibiontes (Figura 54B).

Tabla 44.

Peso húmedo promedio del alga *C. chamissoi* en cinco metros de cultivo vertical (N= 5 segmentos), durante el primer ciclo de cultivo con el sistema de balsa en el sitio Dalcahue. DS = Desviación estándar, EE = Error estándar, SGR = standard growth rate (tasa de crecimiento estándar).

	Fecha	Peso húmedo (g/5m)	DS	EE	SGR
siembra	13-08-2019	71.18	72.36	17.55	0.0
1° Monitoreo	11-09-2019	128.33	50.37	20.56	2.0
2° Monitoreo	16-10-2019	263.37	114.37	46.69	2.05
3° Monitoreo	20-11-2019	452.50	188.41	76.92	1.55
4° Monitoreo	19-12-2020	103.53	56.11	18.70	-5.1
5° Monitoreo	15-01-2020	0	0	0	0

Tabla 45.

Peso húmedo promedio de los epibiontes en *C. chamissoi* en cinco metros de cultivo vertical (N=5 segmentos), durante el primer ciclo de cultivo con el sistema de balsa en el sitio Dalcahue. DS = Desviación estándar, EE = Error estándar.

	Fecha	Peso húmedo (g/5m)	DS	EE
siembra	13-08-2019	0	0	0
1° monitoreo	11-09-2019	0	0	0
2° monitoreo	16-10-2019	31.63	5.58	2.28
3° monitoreo	20-11-2019	228.33	73.46	29.99

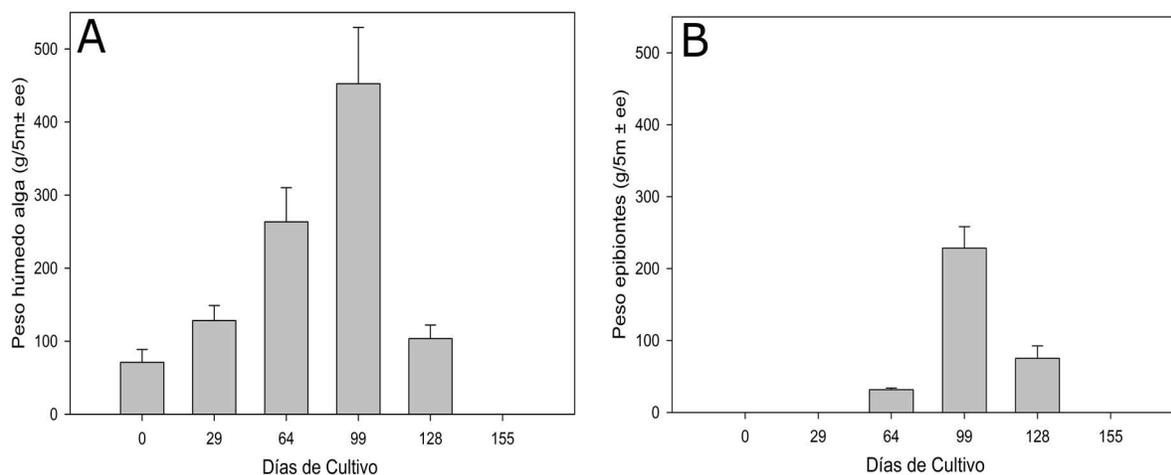


Figura 54. Crecimiento promedio en cinco metros de cultivo vertical para chicorea (*C. chamissoi*) (N= 5 segmentos), sitio Dalcahue, primer ciclo de cultivo en sistema de balsa. A) Peso húmedo del alga (g/5m \pm error estándar) y B) Peso húmedo de epibiontes (g/5m \pm error estándar).

Chorito (*M. chilensis*)

El co-cultivo fue mantenido por 210 días. Mensualmente, se cuantificó la longitud y peso húmedo de los choritos (N= 30 individuos al azar), cultivados en conjunto con chicorea en la balsa. En las Tablas 46 y 47, se presentan resultados de crecimiento en longitud y biomasa húmeda para los tratamientos monocultivo y co-cultivo, respectivamente.

La densidad inicial de siembra fue de 3000 semillas aproximadamente, dispuestas en cuelgas de 5 metros. No se observaron diferencias marcadas en crecimiento entre los organismos cultivados en la balsa y los organismos de las cuelgas de control, los que mostraron una tendencia similar (Figura 55A y B).

No se observaron diferencias en peso húmedo entre los organismos cultivados en la balsa y los organismos cultivados en las cuelgas de control, pero los organismos en las cuelgas control presentaron un peso mayor (Figura 55C y D). Se observó un aumento en la cantidad de algas epifitas durante el último monitoreo en el mes de noviembre debido a las corrientes presentes en el lugar, que llevan algas a la deriva, generando que estas sean atrapadas entre la balsa y la superficie del agua.

Durante el primer monitoreo el peso promedio de *M. chilensis* entre los individuos del sistema de co-cultivo (1,99 g \pm DE 0,7) y el monocultivo control (2,08 g \pm DE 0,95) no mostró diferencias ($t = 0,49$; $p = 0,62$). Sin embargo, la longitud promedio (co-cultivo = 3,22 cm \pm DE 0,42; monocultivo = 2,92 cm \pm DE 0,52) mostró una longitud significativamente mayor en el co-cultivo comparado con el monocultivo ($t = 2,16$; $p = 0,035$).

Después de siete meses de co-cultivo el peso de los individuos en monocultivo (i.e., control) alcanzó un valor promedio de 17,2 g (DE \pm 5,5 g) mayor que los individuos co-cultivados con *C. chamissoi* (promedio 15,9 g; DE \pm 6,2 g). Sin embargo, estadísticamente no existieron diferencias significativas entre ambas condiciones



de cultivo ($t = -1.37$, $p = 0.17$). Así mismo, la longitud promedio (cm) de estos individuos (Co-cultivo = $5.53 \pm$ DE 0.9; Monocultivo = $5.75 \pm$ DE 0.74) tampoco mostró diferencias significativas ($t = -0.63$; $p = 0.52$).

Tabla 46.

Longitud promedio de *M. chilensis* (N=30) durante el primer ciclo de cultivo con el sistema de balsa, en el sitio Dalcahue. DS = Desviación estándar, EE = Error estándar, SGR = standard growth rate (tasa de crecimiento estándar).

	Fecha	Balsa				Control			
		Longitud (cm)	DS	EE	SGR	Longitud (cm)	DS	EE	SGR
siembra	07-08-2019	2.62	0.53	0.06	0	2.62	0.53	0.06	0
1° monitoreo	12-09-2019	3.22	0.42	0.08	0.30	2.92	0.52	0.09	0.36
2° monitoreo	17-10-2019	3.45	0.41	0.07	0.19	2.87	0.42	0.08	-0.04
3° monitoreo	21-11-2019	3.75	0.43	0.08	0.24	3.61	0.49	0.09	0.65
4° monitoreo	18-12-2019	4.40	0.41	0.08	0.55	3.96	0.43	0.08	0.32
5° monitoreo	15-01-2020	4.25	0.54	0.10	-0.13	4.63	0.53	0.10	0.58
6° Monitoreo	11-02-2020	5.04	0.63	0.12	0.63	4.85	0.63	0.12	0.76
7° Monitoreo	10-03-2020	5.53	0.86	0.08	0.33	5.75	0.74	0.08	0.61

Tabla 47.

Peso húmedo promedio de *M. chilensis* (N=30) durante el primer ciclo de cultivo con el sistema de balsa, en el sitio Dalcahue. DS = Desviación estándar, EE = Error estándar, SGR = standard growth rate (tasa de crecimiento estándar).

	Fecha	Balsa				Control			
		Peso húmedo (g)	DS	EE	SGR	Peso húmedo (g)	DS	EE	SGR
siembra	07-08-2019	1.82	1.08	0.13	0	1.82	1.08	0.13	0
1° monitoreo	12-09-2019	1.99	0.71	0.13	0.45	2.08	0.95	0.17	0.45
2° monitoreo	17-10-2019	3.57	1.09	0.20	1.67	1.79	0.76	0.14	-0.43
3° monitoreo	21-11-2019	4.32	1.31	0.24	0.54	4.12	1.49	0.28	2.38
4° monitoreo	18-12-2019	7.47	2.04	0.38	1.89	5.76	1.61	0.30	1.16
5° monitoreo	15-01-2020	7.65	2.57	0.48	0.08	8.70	2.63	0.49	1.53
6° Monitoreo	11-02-2020	11.78	3.68	0.68	1.60	10.41	3.27	0.61	2.19
7° Monitoreo	10-03-2020	14.87	5.66	0.52	0.83	17.21	5.50	0.62	1.79

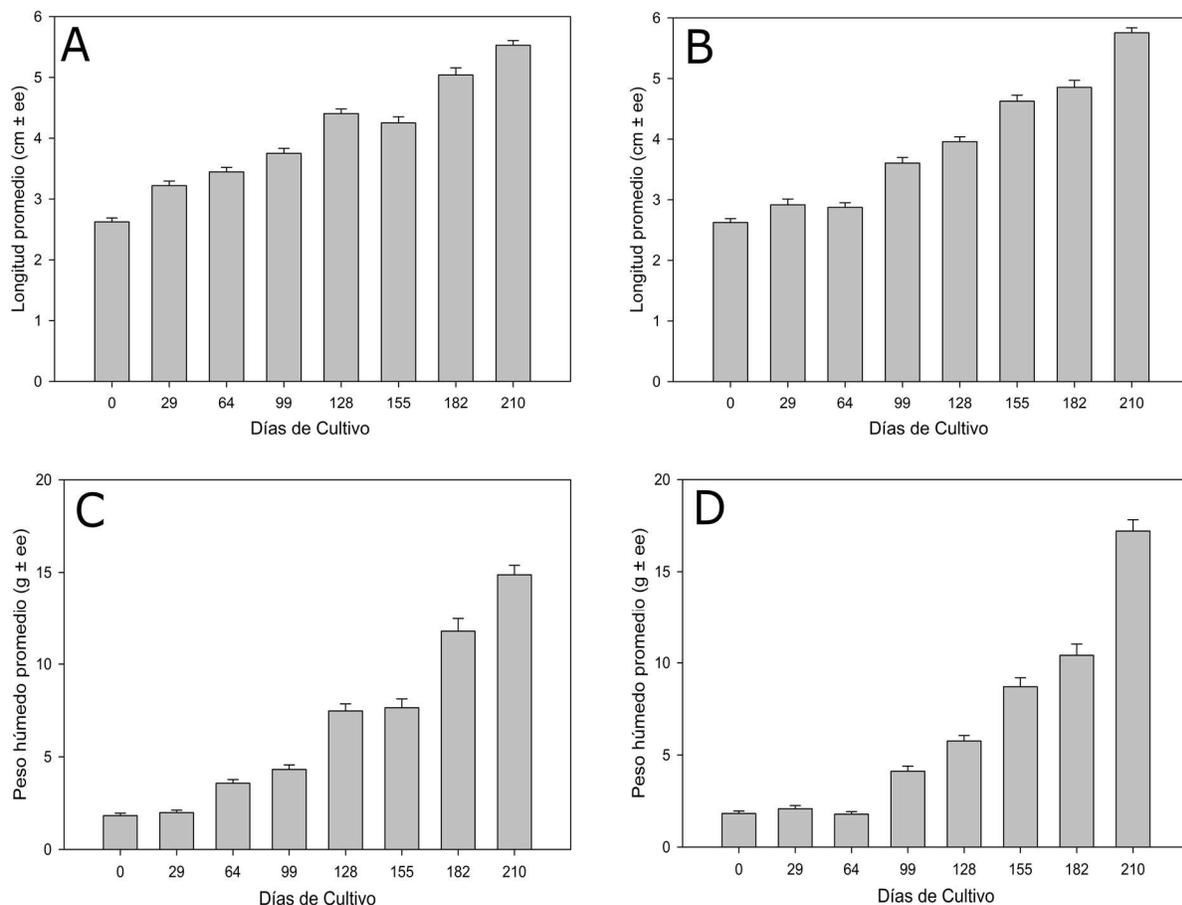


Figura 55. Crecimiento en biomasa de *M. chilensis* (N=30) en co-cultivo con chicorea, sistema de balsa, sitio Dalcahue. A) co-cultivo (cm \pm EE) y B) monocultivo (cm \pm EE). Crecimiento en longitud de *M. chilensis* (N=30) en co-cultivo con chicorea, sistema de balsa, sitio Dalcahue. C) co-cultivo (g \pm EE) y D) monocultivo (g \pm EE).

Índice de Condici3n e índice de rendimiento productivo

En las Tabla 48, se presentan resultados obtenidos para índice de condici3n (IC) y para el índice de rendimiento productivo (IRP), para *M. chilensis* para los tratamientos monocultivo y co-cultivo, respectivamente. En la Figura 56 se presentan los gráfcos para IC y para el IRP, en ambos tratamientos durante el periodo de cultivo.

Se observ3 una diferencia en los IC entre los tratamientos monocultivo y co-cultivo, siendo en varios monitoreos, m3s alto en el tratamiento monocultivo o balsa (Figura 56A). Para el IRP, la tendencia fue similar entre ambos tratamientos, con un leve aumento en algunos monitoreos del tratamiento balsa (Figura 56B). El IC de *M. chilensis* en monocultivo y co-cultivo al primer monitoreo de la experiencia no mostr3 diferencia significativa ($t = 0.31$; $p = 0.75$) mostrando valores medios de 41.74 % (EE \pm 12.05) y 41.07 % (EE \pm 7.82),



respectivamente. Al cabo de 7 meses de crecimiento se observaron diferencias significativas ($t= 4.13$; $p < 0.01$) entre el IC de *M. chilensis* en co-cultivo (79.29 %, EE \pm 27.03) y los individuos control (60.81 % EE \pm 15.17) (Tabla 48).

Tabla 48.

Índice de condición promedio (IC) e Índice de rendimiento productivo (IRP) para choritos durante el primer ciclo productivo en el sitio Dalcahue. EE = error estándar.

	Balsa				Control			
	IC	EE	IRP	EE	IC	EE	IRP	EE
12-09-2019	41.07	7.82	28.61	5.81	41.74	12.05	29.45	7.90
18-10-2019	88.15	19.70	47.08	11.53	65.43	18.08	39.55	11.55
20-11-2019	77.66	20.12	44.02	10.87	61.02	16.70	37.89	9.99
18-12-2019	88.65	18.42	47.34	10.44	82.24	20.12	45.13	10.98
15-01-2020	92.87	42.97	48.14	15.34	93.20	25.06	48.24	12.76
11-02-2020	90.08	21.83	47.27	11.43	69.94	16.43	41.16	9.80
10-03-2020	79.29	27.03	43.68	12.62	60.81	15.17	37.81	9.30

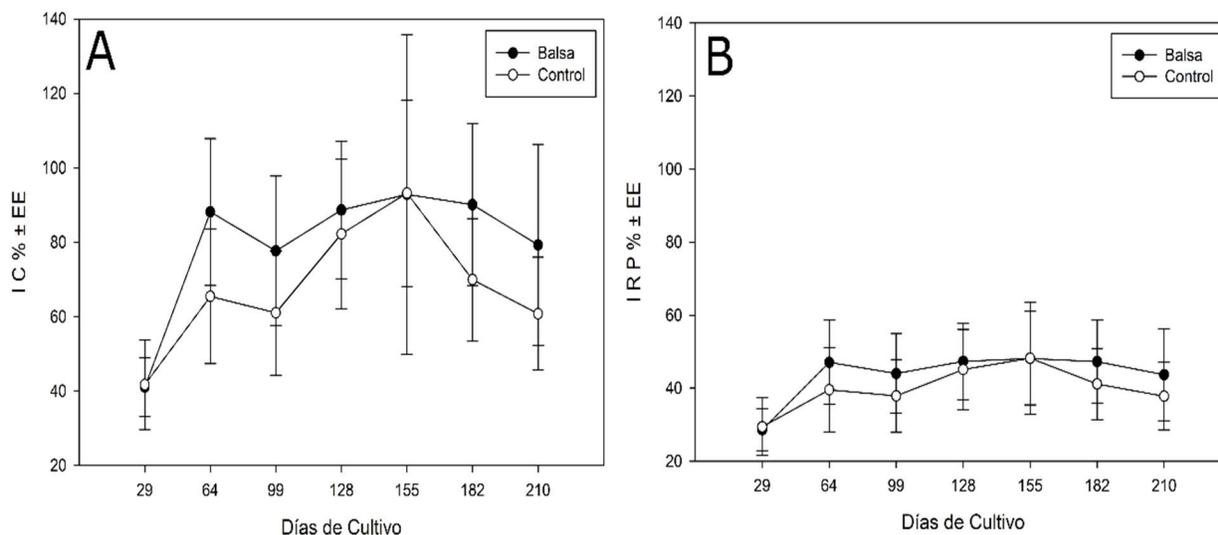


Figura 56. A) Índice de condición y B) Índice de rendimiento productivo para choritos *M. chilensis* (N=20), sitio Dalcahue. Valores corresponden a promedio \pm error estándar.



5.7.3. Monitoreo ambiental. Variables físicas

5.7.3.1. Sitio Quinchao

La variable temperatura superficial del agua de mar ($^{\circ}\text{C}$) tuvo un comportamiento con tendencia sostenida al alza. Se observan unas bajas significativas en el registro de temperatura durante los meses de noviembre, diciembre y enero, las que luego vuelven a aumentar. El rango de esta variable estuvo entre los 10 a los 18 $^{\circ}\text{C}$ (Figura 57A).

La intensidad lumínica (lux) muestra una tendencia a valores más bien bajos (menores a 3.000 lux) entre el inicio de las mediciones y el final del ciclo de cultivo. Algunas mediciones puntuales sobre 3.000 lux se observan en la gráfica. Esto se puede deber a la presencia de algas a la deriva las cuales tienden a enredarse en las cuelgas donde se encuentran los sensores (Figura 57B).

La conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) muestra en general una tendencia sostenida a la baja entre la fecha de inicio de los registros, para luego durante el mes de noviembre en adelante mostrar una estabilidad. Algunas mediciones puntuales en enero mostraron valores bajo los 32.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figura 57C).

Para el oxígeno disuelto (mg L^{-1}) la tendencia de esta variable durante los meses de septiembre y octubre se mantuvo relativamente estable. Luego de esto, los valores mostraron una variabilidad mayor, con altas y bajas durante los siguientes meses de cultivo. Durante los meses de diciembre y enero, los valores fueron más variables e incluso se obtuvieron valores menores a los 10 mg/l , esto podría estar indicando que el lugar no presenta condiciones muy buenas de oxígeno durante los meses de verano (Figura 57D).

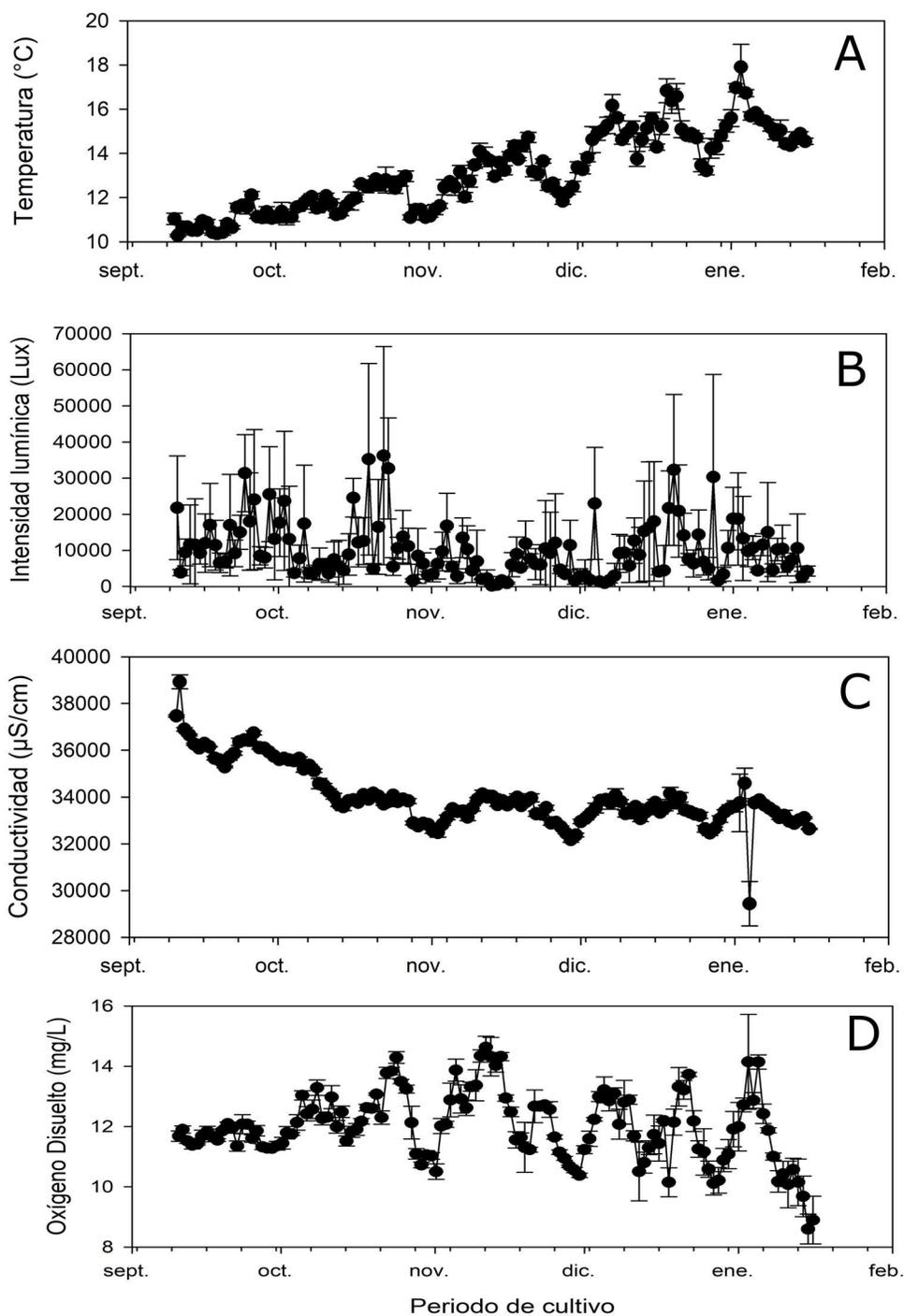


Figura 57. Valores diarios promedio (12:00 a 15:00 hrs) \pm desviaci3n estandar de A) Temperatura ($^{\circ}$ C), B) Intensidad lumínica (Lux), C) Conductividad (μ S/cm) y D) Oxígeno disuelto (mg/L). Sitio Quinchao.



5.7.3.2. Sitio Pudeto

La variable temperatura superficial del agua de mar ($^{\circ}\text{C}$) tuvo un comportamiento con tendencia sostenida al alza entre la fecha de inicio de registros y el final de ciclo de cultivo. Se observan dentro de esta tendencia al alza sostenida peaks entre octubre y noviembre 2019, en enero 2020 y en marzo 2020. La variación de la temperatura en el estuario del río Pudeto, puede ser explicada por los cambios de marea que influyen la dinámica del lugar (Figura 58A).

La intensidad lumínica (Lux), al inicio del cultivo presentó valores muy variables, los que durante noviembre, diciembre y enero, se mantuvieron bajos (menores a 2.000 lux). Se observaron mediciones sobre los 2000 lux, durante noviembre 2019 y también durante enero – febrero 2020, influenciadas por el fouling que crece en las estructuras de cultivo, lo que pudo generar estos valores fuera de la tendencia (Figura 58B).

La conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) presenta una tendencia variable desde el inicio de las mediciones, y durante los meses de noviembre y diciembre presentó valores bajo los 20000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Esta tendencia podría estar determinada por los ciclos de marea característicos de este estuario con alta influencia de mareas y corrientes originadas en el golfo de Ancud y también por la pluviosidad de la zona. Desde diciembre 2019 hasta el final del ciclo de cultivo los valores se mantuvieron entre los 25000 y 35000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figura 58C).

La tendencia del oxígeno disuelto (mg L^{-1}) durante los primeros meses de cultivo, mantuvo valores sobre los 10 mg/l . A finales de enero 2020, los valores de oxígeno disuelto tuvieron una pequeña baja, pero manteniéndose alrededor de los 10 mg/l (Figura 58D)

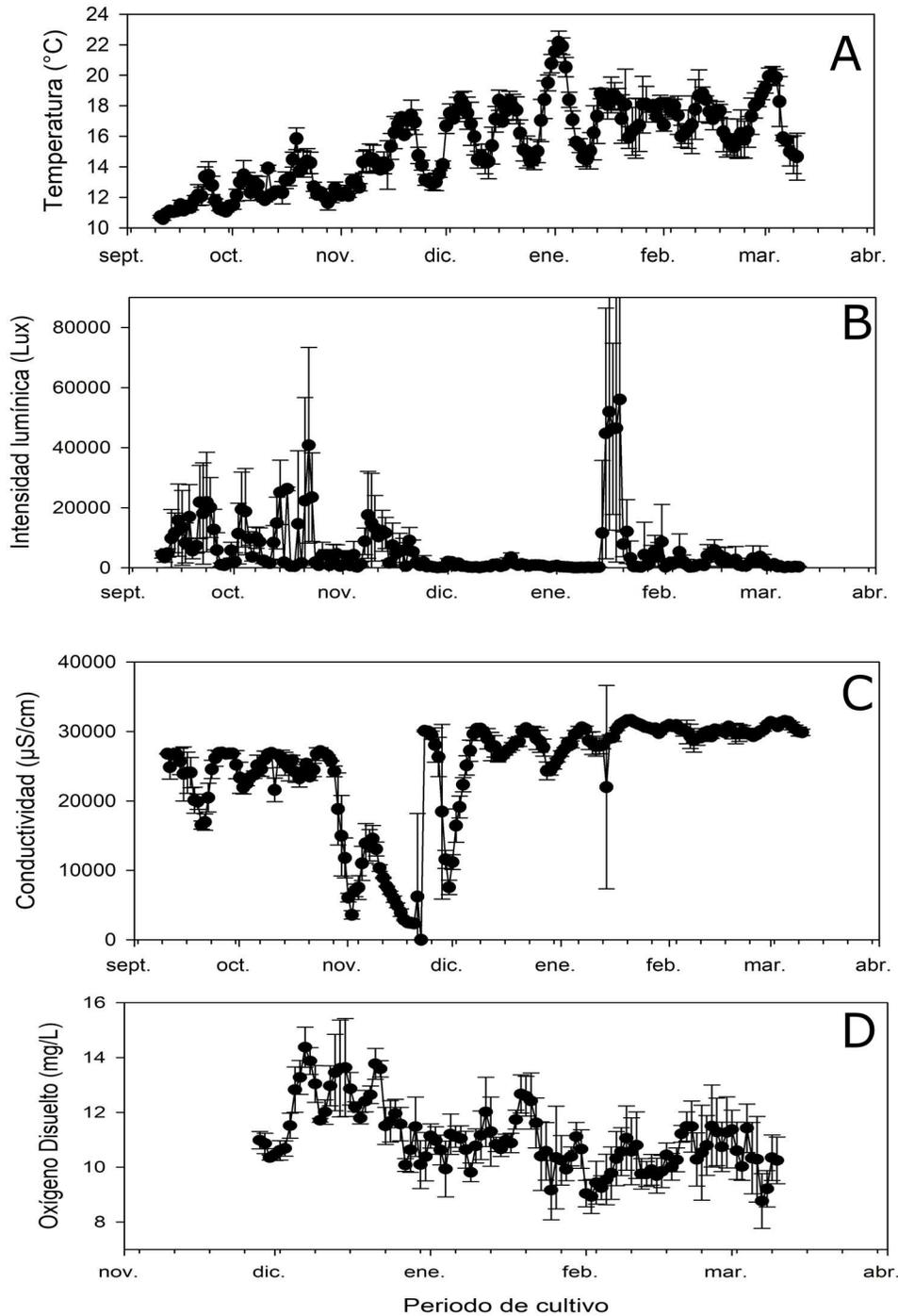


Figura 58. Valores diarios promedio (12:00 a 15:00 hrs) \pm desviaci3n est3ndar de A) Temperatura ($^{\circ}$ C), B) Intensidad lumínica (Lux), C) Conductividad (μ S/cm) y D) Oxígeno disuelto (mg/L). Sitio Pudeto.



5.7.3.3. Sitio Dalcahue

La variable temperatura superficial del agua de mar ($^{\circ}\text{C}$) tuvo un comportamiento con tendencia al alza entre el inicio de registros al final del ciclo de cultivo. Se observa una tendencia bastante particular en los meses de septiembre y octubre, donde se producen alzas particulares de la temperatura, las que luego comienzan a aumentar de forma más marcada durante noviembre y diciembre 2019. Luego la temperatura se mantiene en un rango de 12 a los 16 $^{\circ}\text{C}$ (Figura 59A).

La intensidad lumínica (Lux) muestra un comportamiento errático durante los meses de septiembre, octubre y comienzos de noviembre, las que luego se mantienen normales. Posteriormente entre diciembre y enero, se observa nuevamente alzas en los valores. Se observan dos periodos donde los valores se mantienen estables (noviembre; enero a marzo) (Figura 59B).

La conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) presenta valores muy variables entre los meses de octubre y diciembre. Luego de esto, los valores se estabilizan alrededor entre los 25000-30000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, hasta el final del ciclo de cultivo (Figura 59C).

La tendencia del oxígeno disuelto (mg L^{-1}) presenta valores estables hasta noviembre 2019. Luego de esto, comienzan a variar de forma muy marcada, pero con tendencia a la baja. Se observaron peaks de oxígeno disuelto durante los meses de octubre y diciembre 2019 y luego en enero, febrero y marzo 2020, debido a la dinámica del canal Dalcahue, lo que podría haber influenciado la variabilidad de los valores (Figura 59D).

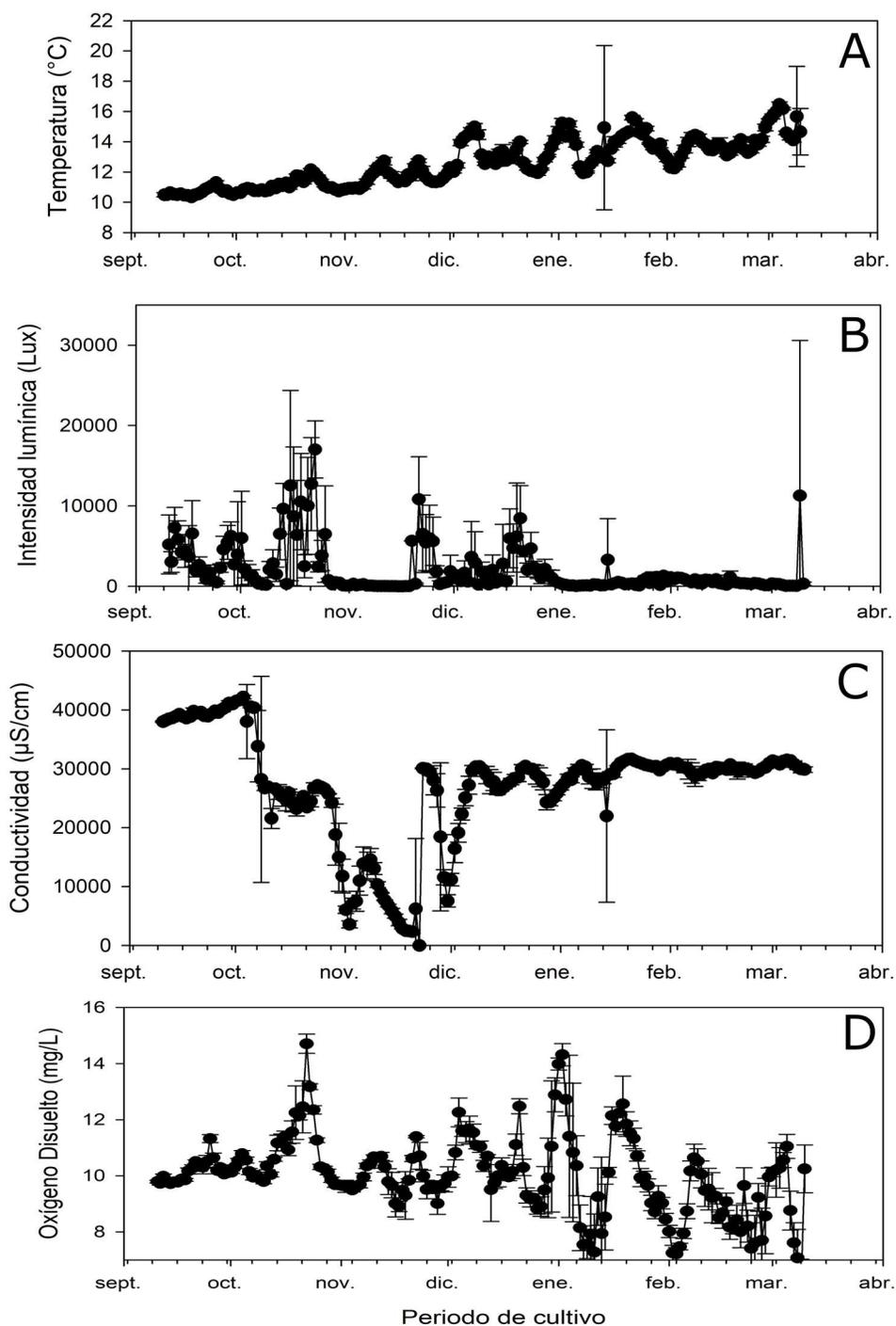


Figura 59. Valores diarios promedio (12:00 a 15:00 hrs) \pm desviaci3n est3ndar de A) Temperatura ($^{\circ}$ C), B) Intensidad luminica (Lux), C) Conductividad (μ S/cm) y D) Oxígeno disuelto (mg/L). Sitio Dalcahue.



5.7.4. Monitoreo ambiental. Nutrientes

La concentración relativa promedio de nitratos totales (i.e., $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$) mostró diferencias temporales y espaciales significativas ($F = 2.48$; g.l. = 16; $p = 0.02$) (Figura 60). Las diferencias entre sitios estuvieron asociadas con valores menores de Pudeto en primavera y un máximo de verano 2019-2020, en donde se registraron valores sobre los 0.15 mg L^{-1} . Mientras que Dalcahue mostró valores máximos relativos en agosto ($\sim 0.25 \text{ mg L}^{-1}$), luego, se mantuvo estable durante el resto del período con concentraciones cercanas a 0.16 mg L^{-1} . Quinchao mostró valores alrededor de los 0.1 mg L^{-1} . con máximos en septiembre alrededor de 0.15 mg L^{-1} .

La concentración de fosfato (PO_4^-) mostró tendencias equivalentes entre sitios de cultivo durante la mayor parte del período (Figura 61) pero con diferencias significativas ($F = 2.2$; g.l.= 16: $p = 0.01$) alcanzando máximos durante septiembre en Pudeto (0.65 mg L^{-1}) y Quinchao (0.63 mg L^{-1}). Sin embargo, estos máximos estuvieron relacionados con valores inusualmente alto, caracterizados como “outliers” en el análisis estadístico.

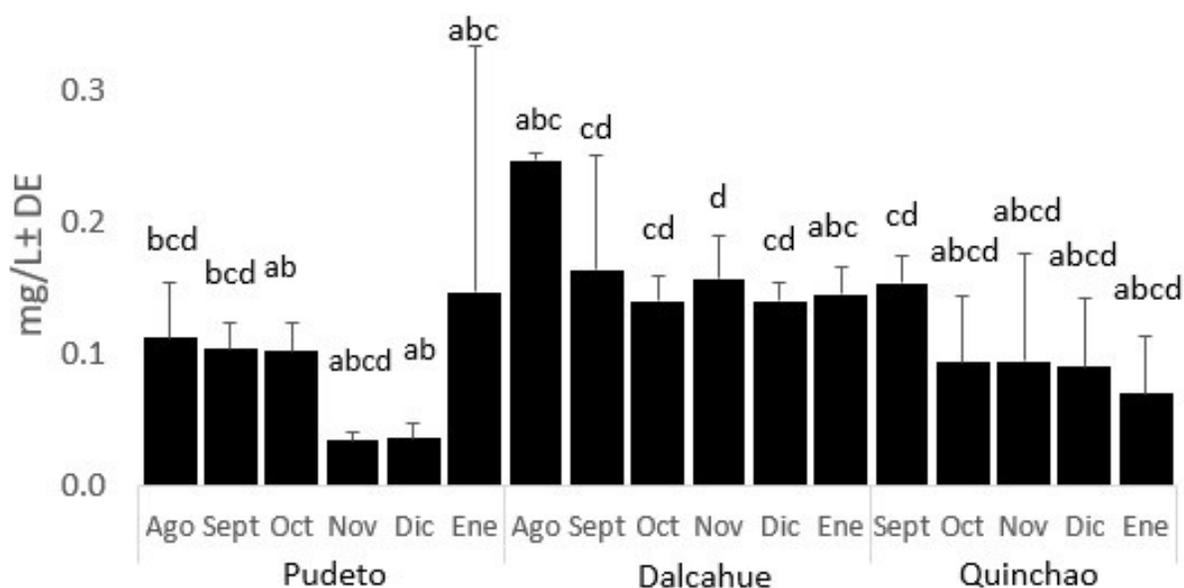


Figura 60. Concentración de nitratos totales (Media \pm DE) en el agua (mg L^{-1}) durante el período de cultivo para cada sitio de estudio. Letras muestran la agrupación de las diferencias temporales de valores promedio entre sitios de cultivo (Duncan, $P = 0.05$).

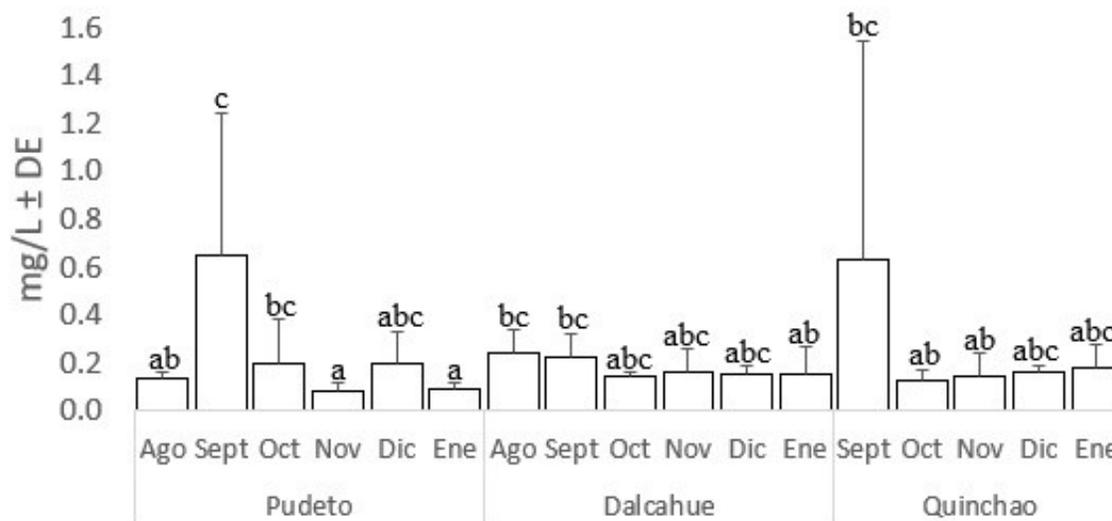


Figura 61. Concentración de fosfato total (Media ± DE) en el agua (mg L⁻¹) durante el período de cultivo para cada sitio de estudio. Letras muestran la agrupación de las diferencias temporales de valores promedio entre sitios de cultivo (Duncan, P = 0.05).

5.7.5. Monitoreo ambiental. Metales

Se realizó el análisis de metales arsénico (As) y plomo (Pb) presentes en el agua de mar al finalizar el cultivo en Dalcahue. A continuación, se presentan los resultados obtenidos para ambos metales a los 0 metros, 3 metros y fondo (Figura 62). Para el arsénico, las concentraciones fueron similares entre profundidades (~ 0.6 µg L⁻¹). Para el plomo, las concentraciones estuvieron bajo los 0.1 µg L⁻¹, con una tendencia leve a valores menores hacia la profundidad. No se observaron diferencias significativas entre profundidades para ambos metales (Arsénico: F = 0,11, g.l. = 2; p = 0,89) (Pb: F = 1,87; g.l. = 2; p = 0,196).

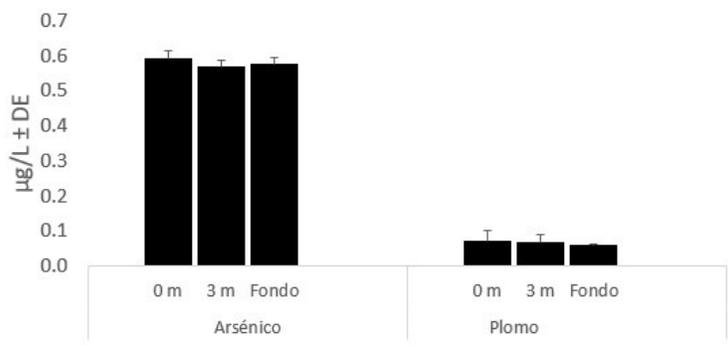


Figura 62. Concentración de arsénico y plomo (Media ± DE) en el agua de mar al final del período de cultivo en sitio Dalcahue.



5.7.6. Análisis multivariado

La distribución de variables ambientales (temperatura, conductividad, oxígeno, luz, fosfato, nitrito y nitrato) medidas en los sitios de cultivo durante todo el período de cultivo mostró que las características ambientales de Pudeto difieren ligeramente respecto a los sitios de Chiloé central (i.e., Dalcahue y Quinchao), especialmente durante los primeros meses de monitoreo. Esta tendencia se explica principalmente por diferencias en las concentraciones de nutrientes durante los primeros cuatro monitoreos, las que se observan en el análisis de ordenación de componentes principales (PCO, Correlación de Spearman = 0,5; Figura 63). Durante monitoreos posteriores (primavera-verano) esta segregación desaparece. En general existieron diferencias significativas entre los sitios (Pseudo-F = 8,5; df = 2; $p < 0,01$). El análisis pareado de distribuciones de las variables ambientales mostró que Pudeto difiere mayormente respecto a los demás sitios (Tabla 49). Sin embargo, existe amplia variación entre los valores de cada parámetro, ya que el modelo es capaz de explicar sólo alrededor de 47% de la variación total.

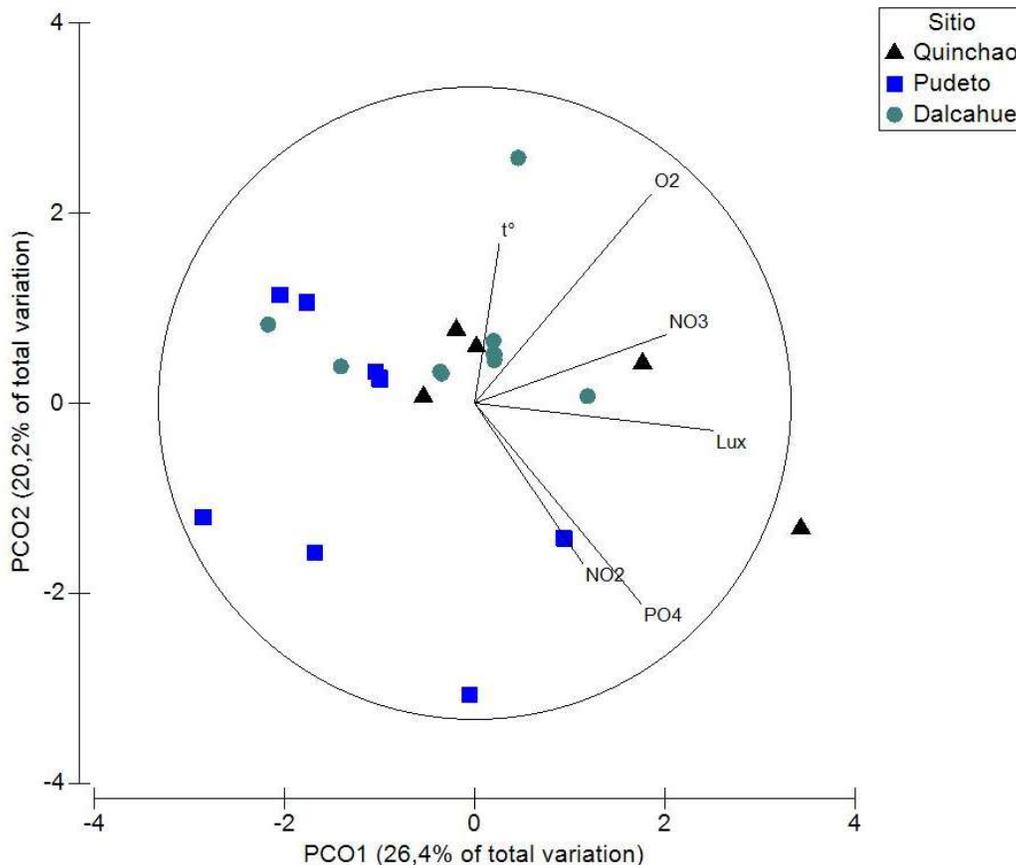


Figura 63. Análisis de ordenación de componentes principales para las variables ambientales entre sitios de cultivo (El círculo indica una correlación = 1, vectores muestran una correlación de Spearman $\geq 0,5$).



Tabla 49.
Análisis pareado de distribuciones de las variables ambientales entre sitios.

	Distancia promedio entre/dentro de grupos		
	Quinchao	Pudeto	Dalcahue
Quinchao	2,4363		
Pudeto	4,0886	3,7206	
Dalcahue	3,1397	4,1151	2,5024

Al unir la matriz de datos ambientales con los datos de producción de biomasa máxima usando el análisis de redundancia basado en distancias (dbRDA) para cada período de muestreo (g) incluyendo *M. pyrifera*, *A. chilense*, *C. chamissoi* y la carga de epibiontes en cada sitio, se observó que los predictores más importantes para explicar la separación entre sitios de cultivo (Figuras 64 y 65) fueron conductividad (test marginal $p < 0.01$), la cual explicó un 17% de la variación total. Además, la concentración de Nitrito, marginalmente correlacionada (test marginal, $p = 0.06$), explicó sólo el 5% de la variación total. Debido a la amplia variación espacio-temporal el modelo multivariado explicó sólo un 32% de la variación total. A pesar de esto, los sitios que más se diferenciaron en términos de biomasa alcanzada asociada a variables ambientales sitio-específicas fueron el Pudeto y Quinchao. Por último, las especies de algas rojas co-cultivados con bivalvos (*C. chamissoi* y *A. chilense*), tanto en Pudeto como en Dalcahue presentaron mayor nivel de similitud, influyendo en la diferenciación entre estos sitios de cultivo respecto a Quinchao.

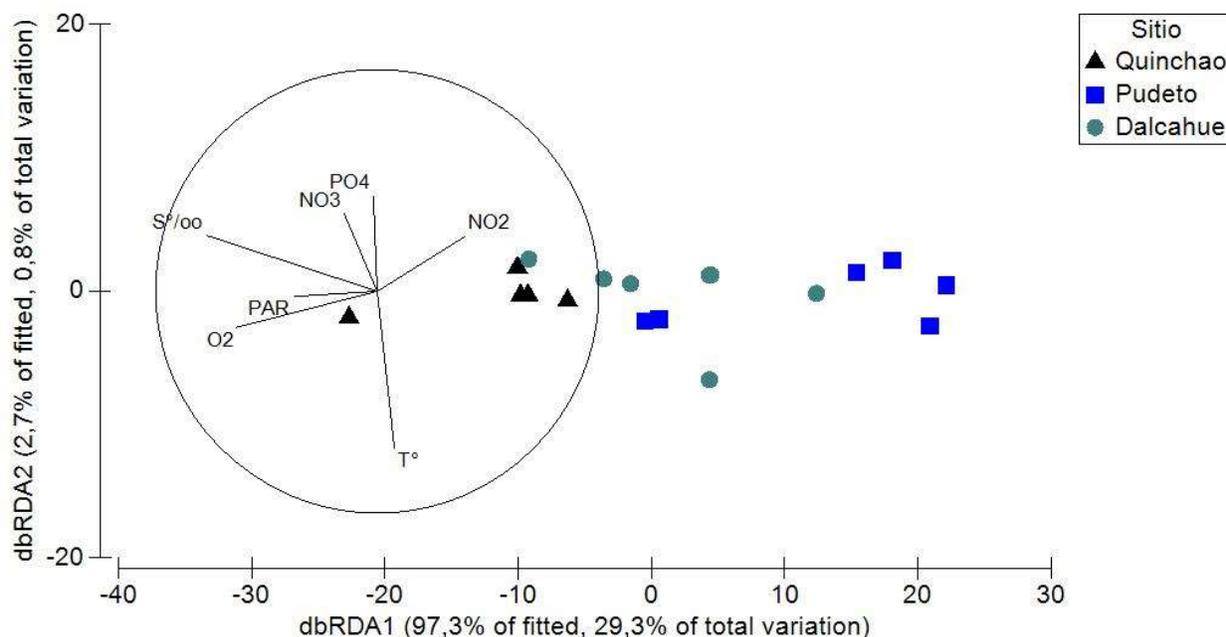


Figura 64. Análisis de redundancia basado en distancias (dbRDA) para biomasa máxima por período de muestreo y variables ambientales de cada sitio de cultivo. Ordenación por sitio. El círculo representa una correlación Spearman = 1, vectores una correlación de Spearman $\geq 0,5$.

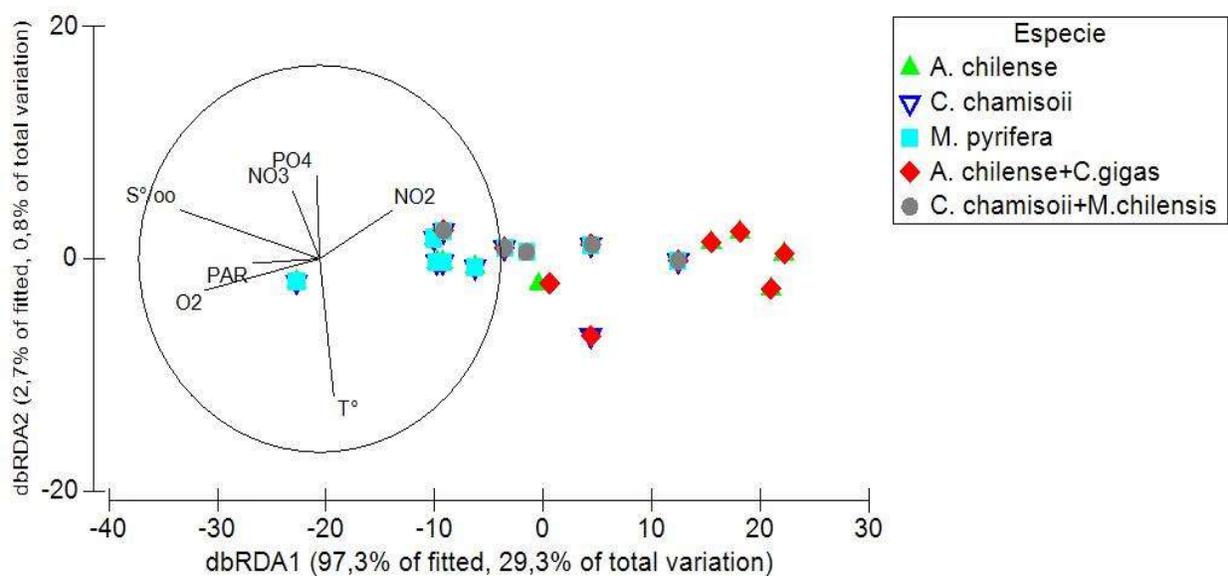


Figura 65. Análisis de redundancia basado en distancias (dbRDA) para biomasa máxima por período de muestreo y variables ambientales de cada sitio de cultivo. Ordenación por especie y condición de cultivo. El círculo representa una correlación Spearman = 1, vectores una correlación de Spearman $\geq 0,5$.



Objetivo específico 3: *Desarrollar una metodología para identificar sitios óptimos para desarrollar APE de algas.*

5.8. Validación metodología para identificar sitios óptimos para desarrollar APE de algas

5.8.1. Construcción y desarrollo de una metodología para la selección de sitios aptos en base a las restricciones y factores de aptitud de hábitat

Se construyó una metodología de selección de sitios basado en las restricciones y factores ambientales de aptitud (e.g., tipo de sustrato, temperatura, nutrientes, corrientes, entre otros) identificados en el objetivo 1 y aplicando herramientas de análisis espacial disponibles en los SIG (e.g., geodatabase, geoestadística, fuzzy logic, multicriterio) y el enfoque metodológico desarrollado por Silva *et al.* (2011, 2012) para la predicción de sitios aptos para acuicultura de bivalvos. Con el SIG se aplicó una evaluación multicriterio (MCE) de los hábitats aptos con restricciones y factores ambientales simulados en base a los rangos óptimos de tolerancia de algas pardas publicadas en literatura y a la técnica fuzzy logic para determinar la aptitud de los sitios aptos para el cultivo de algas pardas.

Para la elaboración del modelo conceptual se realizaron las siguientes actividades:

- Definición de restricciones, conflictos sociales por usos de espacio costero, factores de aptitud física, de crecimiento y sobrevivencia, aptitud ecológica u otros que serán considerados en la validación.
- Definición de criterios utilizados.
- Definición de rangos de aptitud y fuentes bibliográficas.
- Definición de métodos de medición y fuentes de datos a utilizar posteriormente en la validación.
- Detalle de los procesos SIG que son utilizados para la importación de datos, generación de mapas de restricciones y factores multicapa, evaluación de aptitud (fuzzy-logic), evaluación multicriterio, mapa final de aptitud.
- Diseño del modelo y metodología.
- Validación del modelo y metodología.

5.8.1.1. Definición de restricciones, conflictos sociales por usos del espacio, factores de aptitud física, de crecimiento y sobrevivencia, aptitud ecológica, u otros que serán considerados en la validación

Restricciones legales y sociales

Como restricciones y conflictos de uso territorial, se considera la información de la legislación y normativa vigente proveniente de SUBPESCA en formato vectorial (*Shapefile* de ArcGIS) como las áreas aptas para acuicultura (AAA), áreas de concesiones de acuicultura, áreas de manejo de recursos bentónicos (AMERB), espacios costeros marinos de pueblos originarios (ECMPO), áreas marinas costeras protegidas de múltiples usos (AMCP-MU) y caletas de pescadores.

-Bases de datos georreferenciadas actualizadas de las AAA están disponibles en el sitio web de SUBPESCA, en base a lo establecido en el Decreto Supremo 550/92 que reglamenta las limitaciones a las áreas de concesiones o autorizaciones de acuicultura y en el D.S. 290/93 que reglamenta las concesiones



y autorizaciones de acuicultura. Dentro de las AAA que representan áreas geográficas de bienes nacionales de uso público donde el Estado está facultado para recibir y procesar aplicaciones para la acuicultura.

-Bases de datos espaciales actualizadas de los polígonos de concesiones de acuicultura actualizadas a marzo 2019 disponibles en el sitio web de SUBPESCA en base a lo establecido en D.S. 550/92, D.S. 290/93, D.S. 320/2001 del Reglamento Ambiental para la Acuicultura (RAMA) y Ley 20,825 de abril 2015 que amplía el plazo para otorgar concesiones de acuicultura.

-Información georreferenciada actualizada de los polígonos de AMERB decretadas para la explotación controlada de los recursos bentónicos por organizaciones de pescadores artesanales están disponibles en la SUBPESCA, en base a lo establecido en el D. S. 355/95 que reglamenta sobre AMERB, en el D.S. 314/04 que reglamenta las actividades de acuicultura en las AMERB y el D.S. 96/2015 que crea un nuevo reglamento de las actividades de acuicultura en las AMERB dejando sin efecto el D.S. 314/04.

-Bases de datos georreferenciadas actualizadas de polígonos que representan los ECMPO decretados están disponibles en SUBPESCA, en base a lo estipulado en la Ley 20249 que crea los ECMPO.

-Bases de datos georreferenciadas actualizadas de puntos *shapefile* que representan las caletas pesqueras artesanales distribuidas en la costa chilena disponibles en SUBPESCA, de acuerdo a lo definido en el D.S. 337/04 que fija la nómina oficial de Caletas de Pescadores Artesanales.

-Bases de datos espaciales actualizadas de polígonos que representan las Áreas Marinas Protegidas (AMP) en Chile disponibles en SUBPESCA, de acuerdo a los D.S 38/2011 y D.S 238/04. Las AMP representan áreas marinas delimitadas y definidas geográficamente cuya administración y regulación permiten alcanzar objetivos específicos de conservación y/o preservación, entre estas se encuentran los parques marinos, reservas marinas, AMP de múltiples usos (AMP-MU) y parques nacionales.

Adicionalmente, se consideran como restricciones y conflictos sociales del uso territorial la información de la legislación y normativa vigente proveniente de otras instituciones asociadas al uso del borde costero en Chile, tales como el ministerio de defensa (MD), ministerio de obras públicas (MOP) y ministerio de economía, fomento y turismo (MEFT). Bases de datos georreferenciadas actualizadas de polígonos que representan las áreas reservadas para infraestructura portuaria disponibles en el MOP, zonas de reserva militar del MD y zonas de interés turístico y pesquero/acuícola (MEFT).

Factores que influyen en la aptitud de hábitat para el cultivo de algas pardas

Se definen y clasifican factores según su influencia en el potencial, aptitud y capital social, físico, crecimiento y supervivencia y ecológico presente para el desarrollo de la APE de algas pardas (ver Tabla 56).

Factores de aptitud social

Factores socio-económicos sitio-específicos. Se considera el grado de vulnerabilidad socio-económica de los interesados (organizaciones de pescadores artesanales y otros) que pueda afectar el desarrollo de acuicultura de pequeña escala. E.g., Ubicación organizaciones (accesibilidad en km) y ubicación de concesión respecto de la caleta, experiencia previa en cultivo (capacitaciones).



Pertinencia productiva. Se considera que los sitios deben cumplir con características técnicas y estratégicas para su operación y producción, además de la capacidad de comercialización de productos y/o generación de negocios con las especies propuestas para cultivo por los individuos u organizaciones.

Infraestructura y equipamiento. Se considera la infraestructura y equipamiento de apoyo disponible para el desarrollo de la acuicultura en los sitios de interés. E.g., infraestructura disponible (muelles, botes), acceso a internet u otros servicios

Conocimiento/experiencia actividad acuícola. Se considera el grado de capacitación, experiencia y conocimiento previo de la actividad productiva acuícola por parte de las organizaciones.

Cohesión sindical/ potencial organizacional. Se considera el grado de consenso, aptitud o potencial organizacional de los miembros de las organizaciones de pescadores, la percepción de pertenencia a un proyecto común como es el caso de la acuicultura de pequeña escala en los sitios de interés propuestos. E.g. número de socios interesados y activamente involucrados

Factores de aptitud física y operacional

Los factores de aptitud física determinantes para cultivo de algas seleccionados son magnitud de las corrientes y la batimetría. La circulación de agua es beneficiosa para el cultivo de algas aumentando la carga de nutrientes y la absorción de nutrientes y dióxido de carbono (Hurd et al. 2014), sin embargo, corrientes pueden someter a las macroalgas a stress durante el crecimiento (Peteiro & Freire, 2012). Además, la fuerza de la corriente es capaz de provocar el arrastre de cuerdas, líneas, cuelgas u otras estructuras de los sistemas de anclaje, flotación y crecimiento del long-line.

La profundidad apta para la APE de algas pardas depende de la factibilidad de instalación de sistemas de cultivo y la tecnología del cultivo de superficie (long-line). Por lo tanto, es similar a los criterios utilizados actualmente para acuicultura de mitílidos. En general, se deben seleccionar los sitios donde la profundidad mínima de la zona marina sea de 4 m (Silva et al., 2011, Yulianto et al., 2017). Además, para minimizar costos de operación y dificultades en instalación de sistemas de anclaje, se deben excluir las zonas con profundidades mayores a 60 m. Por otro lado, la profundidad de las unidades de cultivo también influye en el crecimiento de las algas pardas. En el ambiente natural el rango para las especies alcanza entre 2 a 14 m para *Macrocystis* y 2 a 30 m para *L. trabeculata* (Hoffman & Santelices 1997; Tala et al 2004). Sin embargo, niveles óptimos de cultivo para algas pardas en el sur de Chile se han registrado entre 2 – 4 m de profundidad (Camus et al. 2016, Varela et al. 2018)

La ubicación geográfica del sitio de cultivo es otro factor relevante. Idealmente, este debe estar a una distancia cercana a las organizaciones y que cumplan con características biofísicas para cultivo y estratégicas para su operación. No obstante, la accesibilidad vial al sitio de cultivo debe ser considerada, para lo cual se debe evaluar la accesibilidad a caminos y proximidad de residencia al sitio de interés.

Factores de crecimiento y sobrevivencia

Los factores de crecimiento y sobrevivencia seleccionados son nutrientes (Camus et al., 2017; Yulianto et al., 2017; FIP 2014-25), visibilidad del agua (Proxy para irradianza) (Yulianto et al., 2017), concentración de clorofila (FIP 2014-25; Yulianto et al., 2017), salinidad (FIP 2014-25), temperatura (FIP 2014-25) y oxígeno disuelto (FIP 2013-24).



El principal factor requerido para el desarrollo de las algas pardas son los nutrientes debido a que altas cargas de nutrientes aumentan su crecimiento, así como el contenido de proteínas (Msuya & Neori, 2008). Cuando las algas se siembran en un área marina con un contenido bajo de nutrientes, la tasa de crecimiento se verá limitada, ya que los nutrientes son altamente necesarios para los procesos metabólicos. La captación de estos nutrientes desde el mar por las células de las algas es dependiente de sus concentraciones, de la circulación del agua, la temperatura, la salinidad y también de la disponibilidad de estos nutrientes en los tejidos de las algas (Edding *et al.*, 2006). Sin embargo, existen temporadas específicas, determinado por las surgencias, para el aprovechamiento de nutrientes naturales, cuyos niveles óptimos varían principalmente entre otoño a invierno.

Otros factores importantes son los niveles de irradiación y por consiguiente de claridad del agua (turbidez) y productividad primaria- (o concentración de clorofila o fitoplancton como un proxy), debido a que las especies registran mayores tasas de crecimiento en áreas marinas con más turbidez y concentraciones de fitoplancton (FIP 2014-25 y Yulianto *et al.* 2017).

La salinidad (o tipo de masa de agua) del área también es un factor capaz de influir limitando el crecimiento de las algas en cultivo. Sin embargo, cada especie de alga puede tener diferente rango de aptitud (Kumar *et al.*, 2014). Para las especies de algas pardas de este estudio, se define un rango apto de salinidad entre 33.5 y 35 psu (FIP 2013-24; FIP 2014-25).

Otro factor que acelera el crecimiento de las algas en cultivo es la alta temperatura e intensidad de luz, asociado a un abundante suministro de nutrientes y fitoplancton. Para las especies de algas en estudio se define un rango apto de temperatura entre 7 y 19°C (FIP 2013-24; FIP 2014-25).

Factores de aptitud ecológica

Se considera como factor de aptitud ecológica la presencia en el área aledaña de un stock natural de las algas pardas que se quieren cultivar (Flavin *et al.*, 2013).

5.8.1.2. Definición de criterios utilizados

El análisis multicriterio para la selección de sitios aptos para la APE de algas pardas, se aplica considerando criterios de calidad de agua (Water Quality – WQ) y calidad ecológica (Ecological Quality – EQ), los cuales definen la aptitud y los factores que la constituyen.

5.8.1.3. Definición de rangos de aptitud por factor y fuentes bibliográficas

En base a la revisión bibliográfica que identifica las principales variables (restricciones legales/sociales y los factores ambientales) que influyen en la aptitud de hábitat para la APE de algas pardas en sistemas de cultivo long-line. Se definen los Rangos de Aptitud por Factor (RAF), valor del RAF y fuentes bibliográficas del RAF para evaluar la aptitud de las zonas costeras y seleccionar sitios para el desarrollo de APE de algas pardas en Chile.



5.8.1.4. Definición y validación participativa de ponderación de factores

La ponderación o peso de los factores se realiza considerando la valoración realizada por dos grupos de expertos multidisciplinarios en algas: i) sector científico-tecnológico y ii) organizaciones de pescadores artesanales de comunidades costeras. Bajo un enfoque socio-ecológico se aplican instrumentos participativos orientados a la selección y ponderación de los criterios clave para la evaluación de la aptitud de sitios APE, usando AMERB como modelos de desarrollo del cultivo marino de algas pardas.

Para la jerarquización de variables realizada por el grupo de expertos científico-tecnológicos en ecología y cultivos de algas, se ponderaron los factores ambientales que influyen en la aptitud para el desarrollo de la APE, los cuales fueron identificados de acuerdo a la revisión bibliográfica realizada en el proyecto sobre los procesos abióticos y bióticos relevantes para el hábitat esencial de algas pardas, así como factores físicos y operacionales para el cultivo en sistemas long-line. Se emplea el método de “**análisis de procesos jerárquicos**” desarrollado por Saaty (1977, 1978), el cual consiste en la elaboración de una matriz de comparación pareada donde cada elemento en un nivel superior es comparado con elementos en niveles relativamente inferiores (Tabla 50). Los rangos de valores asignados en la ponderación se clasifican del 1 al 9, donde 1 se asigna cuando ambas variables son igualmente relevantes o importantes y 9 cuando una variable es de extrema relevancia o importancia comparada con otra variable. Luego de esto se suman las filas y se promedia sobre el total, el resultado obtenido equivale a los pesos de cada una de las variables.

Tabla 50.
Valores y definición de criterios para la comparación pareada.

Valor	Definición	Comentarios
1	Igual importancia	El criterio A es igual de importante que el criterio B
3	Importancia moderada	La experiencia y el juicio favorecen ligeramente al criterio A sobre el B
5	Importancia grande	La experiencia y el juicio favorecen fuertemente al criterio A sobre el B
7	Importancia muy grande	El criterio A es mucho más importante que el B
9	Importancia extrema	La mayor importancia del criterio A sobre el B está fuera de toda duda
2, 4, 6 y 8	Valores intermedios entre los anteriores, cuando es necesario matizar	

Para la aplicación de la matriz de jerarquización pareada, se ha consultado a un grupo de expertos con conocimientos científico-tecnológicos y/o experiencia en la acuicultura de algas pardas, los cuales ponderaron las variables ambientales como se puede apreciar en el ejemplo que muestra la Tabla 51.



Tabla 51.
Ejemplo de matriz de comparación pareada para el cálculo del peso de variables ambientales.

FC	Comparación de factores de crecimiento para cultivo de macroalgas								Peso	Peso	Peso (%)
	Nitrato	Fosfato	Transparencia del agua (proxy calidad Luz PAR)	Clorofila (proxy "calidad del agua")	Salinidad	Temperatura	O2 Disuelto	Oleaje			
Nitrato	1	5	3	7	5	3	7	3	34.00	0.32	32.05
Fosfato	0.20	1	1	3	3	1	3	1	13.20	0.12	12.44
Transparencia del agua	0.33	1.00	1	5	5	3	5	1	21.33	0.20	20.11
Clorofila	0.14	0.33	0.20	1	1	1	1	1	5.68	0.05	5.35
Salinidad	0.20	0.33	0.20	1.00	1	1	3	1	7.73	0.07	7.29
Temperatura	0.33	1.00	0.33	1.00	1.00	1	7	1	12.67	0.12	11.94
O2 Disuelto	0.14	0.33	0.20	1.00	0.33	0.14	1	1	4.15	0.04	3.91
Oleaje	0.33	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1	7.33	0.07	6.91
									106.10	1.00	100.00

En la Tabla 52 se puede observar el peso estimado por variable ambiental para los distintos expertos encuestados, así como, el peso promedio, el cual es utilizado en la modelación MAPEA.

Tabla 52.
Pesos de variables ambientales definidos por grupo de expertos en algas.

Variable ambiental	Peso	Peso	Peso	Peso (%)									
	FC	LH	SS	CV	PL	YA	FG	SC	DT	Promedio	Promedio		
Nitrato	0.32	0.33	0.34	0.26	0.26	0.26	0.25	0.29	0.20	0.29	0.29	29	
Fosfato	0.12	0.16	0.22	0.20	0.13	0.21	0.09	0.18	0.10	0.16	0.16	16	
Transparencia del agua	0.20	0.23	0.16	0.23	0.19	0.13	0.20	0.15	0.19	0.19	0.19	19	
Clorofila	0.05	0.06	0.10	0.09	0.06	0.06	0.09	0.12	0.10	0.08	0.08	8	
Salinidad	0.07	0.05	0.03	0.04	0.11	0.06	0.11	0.09	0.13	0.08	0.08	8	
Temperatura	0.12	0.08	0.08	0.09	0.14	0.08	0.07	0.08	0.16	0.10	0.10	10	
O2 Disuelto	0.04	0.06	0.03	0.06	0.05	0.05	0.10	0.04	0.07	0.05	0.05	5	
Oleaje	0.07	0.04	0.04	0.04	0.06	0.05	0.09	0.05	0.06	0.05	0.05	5	
	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	100	

Para la jerarquización de variables, cada uno de los factores de aptitud identificados en la tabla RAF (Tabla 56) fueron agrupados dentro de cuatro criterios: crecimiento y supervivencia ($n = 9$); socio-económico/logísticos ($n = 6$); aptitud física y operacional ($n = 3$); aptitud ecológica ($n = 1$). Éstos, a su vez, fueron incluidos dentro de potenciales organizacionales y biofísicos ponderadas para cada AMERB (Tabla 53). La revisión y calificación del panel de expertos ponderó el potencial organizacional y biofísico para la priorización de OPA que han accedido a recursos para implementar APE de macroalgas u otra especie en sus sitios de cultivo. Esta priorización considera diferentes dominios, dentro de los cuales los aspectos humanos (capital humano y social), además de aspectos biofísicos (condiciones del sitio donde se desarrollarán los cultivos de algas) pueden entregar información crítica de las potencialidades socio-ecológicas inherentes a sitios de cultivo (Edwards, 2000; Allison & Ellis, 2001; Neely et al., 2004; Allison & Horemans, 2006).

Factor Potencialidades Organizacionales



Sub-factor Capital Social: Incluye relaciones verticales/Relaciones horizontales, prácticas de la asamblea, gestión de iniciativas, tipos de administración pesquera (caleta, cuotas, turismo, pescaderías, restaurantes), turismo de intereses especiales u otros.

Sub-factor Capital Humano: Formación sistemática formal (escolaridad), formación sistemática informal (oficio – conocimiento ecológico tradicional de sitio).

Factor Potencialidades biofísicas

Sub-factor Físico: Incluye tanto variables como grado de exposición al oleaje, heterogeneidad de la costa, tipo de fondo, profundidad y factores de crecimiento que reflejan la calidad ambiental del sitio para el cultivo. Además, se refiere a bienes físicos capaces de facilitar el aprovechamiento de factores de crecimiento sitio-específicos como distancia de la caleta a sitios urbanos, acceso público, habilitación de las caletas, infraestructura, embarcaciones, muelles, etc.

Sub-factor productividad: Desembarque propio del sitio AMERB, distancia a zonas de surgencia, distancia a zona de perturbación ambiental, otros.

Tabla 53.

Factores sitio-específicos evaluados para obtención de aptitud de Sitio/ AMERB costeras para el desarrollo de APE de algas según evaluación de potenciales organizacionales y bio-físicos y subfactores correspondientes.

Variable	Subfactor	Potencial
Factores de crecimiento y supervivencia		
Nitrato (μm)	Físico	Aptitud Biofísica
Fosfato (μm)	Físico	Aptitud Biofísica
Visibilidad del agua (m)	Físico	Aptitud Biofísica
Concentración de clorofila (mg m ⁻³)	Físico	Aptitud Biofísica
Salinidad (psu)	Físico	Aptitud Biofísica
Temperatura (°C)	Físico	Aptitud Biofísica
Oxígeno disuelto (%)	Físico	Aptitud Biofísica
SGR (cultivo piloto <i>M. pyrifera</i>)	Físico	Aptitud Biofísica
Epífitismo (g m ⁻¹ lineal – cultivo piloto <i>M. pyrifera</i>)	Físico	Aptitud Biofísica
Factores socio-económicos sitio-específicos		
Ubicación organizaciones (accesibilidad en km)	Físico	Aptitud Biofísica
Infraestructura disponible (Muelles, botes, etc.)	Físico	Aptitud Biofísica
Acceso a internet - otros servicios	Físico	Aptitud Biofísica
Número de socios involucrados (Interés relativo)	Capital Social	Aptitud Organizacional
Experiencia previa en cultivo (capacitaciones previas)	Capital Humano	Aptitud Organizacional
Capacidad de comercialización de biomasa (o productos)	Capital Social	Aptitud Organizacional
Factores de aptitud física		
Vientos	Físico	Aptitud Biofísica
Magnitud de corrientes (m s ⁻¹)	Físico	Aptitud Biofísica
Exposición al oleaje - Índice de olas Armada de Chile	Físico	Aptitud Biofísica
Batimetría (m)	Físico	Aptitud Biofísica
Factores de aptitud ecológica		
Presencia stock natural algas dentro límites AMERB/CCAA	Físico	Aptitud Biofísica



En la Tabla 54 se muestran los sitios/ AMERB evaluados en las organizaciones sociales de comunidades costeras de la Región de Los Lagos.

Tabla 54.

Organizaciones sociales y localización de comunidades costeras evaluadas de la Región de Los Lagos.

1= S.T.I Estero Compu	Lat: 43°05'41" S Long: 73°32'59" W
2= S.T.I Chauman	Lat: 41°48'30" S Long: 74°05'56" W
3= S.T.I Auchac	Latitud: 43°06'13" S Longitud: 73°43'48" W
4= S.T.I Isla Tenglo	Latitud: 41°32'25" S Longitud: 73°07'16" W
5= A.I. Buta Huapi Chilhue	Latitud: 43°09'53,92" S Longitud: 73°32'29,32" W
6= S.T.I La Pampina	Latitud: 41°22'05,91" S Longitud: 73°50'02,25" W
7= S.T.I Puntilla Pichicolo	Latitud: 42°02'05,70" S Longitud: 73°35'59,37" W
8= S.T.I Caleta Manzano	Latitud: 40°56'23" S Longitud: 74°34'10" W
9= S.T.I Mar Adentro Rio Chepu	Latitud: 42°04'30" S Longitud: 74°02'42" W
10= S.T.I Pichicolo	Latitud: 42°00'41" S Longitud: 72°36'07" W
11= S.T.I Sotomo	Latitud: 41°42'47" S Longitud: 72°40'08" W
12= S.T.I Sn. Antonio Cholgo	Latitud: 42°09'54" S Longitud: 72°35'59" W
13= S.T.I Puntilla Quillon	Latitud: 42°09'21" S Longitud: 72°29'00" W
14= S.T.I Caleta Rollizo Estrella del Sur	Latitud: 41°24'54,13" S Longitud: 72°17'59,96" W
15= S.T.I Estaquilla	Latitud: 41°24'18" S Longitud: 73°52'12" W
16= S.T.I. Dalcahue	Latitud: 42°26'09" S Longitud: 73°42'18" W
17= S.T.I Costa Azul	Latitud: 43°05'01,01" S Longitud: 73°29'48,89" W
18= S.T.I Bahia Mansa	Latitud: 40°35'06" S Longitud: 73°44'22" W
19= S.T.I Estero Yaldad	Latitud: 43°07'21" S Longitud: 73°43'06" W
20= S.T.I Caleta Rio Hueihue	Latitud: 41°54'21" S Longitud: 73°28'31" W
21= A.G. Quenuir	Latitud: 41°33'55" S Longitud: 73°44'30"
22= A.I. Ancalao	Latitud: 43°20'32,79" S Longitud: 73°44'42,31" W
23= A.G. Los Piques	Latitud: 41°34'37" S Longitud: 73°48'32"
24= A.I. Huillin Caleta Milagro	Latitud: 40°21'58" S Longitud: 73°45'26" W
25= A.I. Caleta Cóndor	Latitud: 40°46'18" S Longitud: 73°50'48" W
26= A.G. La Pasada	Latitud: 41°56'60" S Longitud: 74°02'53" W
27= S.T.I Bahía San Pedro	Latitud: 40°56'07" S Longitud: 73°53'54" W
28= S.T.I Bahía Mansa	Latitud: 40°34'41" S Longitud: 73°44'33" W

5.8.1.5. Definición de métodos de medición y fuentes de datos para la validación del modelo

Dependiendo del factor ambiental a estimar se pueden utilizar diversos métodos de medición y fuentes de los datos. En la Tabla 55 se definen los principales métodos de medición y fuentes de datos propuestos para estimar los factores de aptitud de hábitat definidos para la selección de sitios aptos para el desarrollo de la APE de algas en sistemas de cultivo long-line.



Tabla 55.

Principales métodos de medición y fuentes de datos propuestos para estimar los factores de aptitud de hábitat para la APE de algas pardas en sistemas de cultivo long-line.

Variable	Método de medición	Fuente datos
Factores de aptitud física y operacional		
Batimetría (m)	Ecosonda mono/multihaz	Crucero oceanográfico
Magnitud de corrientes (m s ⁻¹)	Tecnología acústica Doppler (ADCP)	Instrumento Perfilador
Altura significativa de ola (m)	Multi-grid spectral wave model forzado con campos de vientos y hielos operacionales.	NOAA WAVEWATCH III® version 4.15 con NCEP inputs
Velocidad de viento (m/s)	Sensor satelital	ERA-Interim, reanálisis de pronósticos y asimilación de datos atmosféricos globales
Factores de crecimiento y sobrevivencia		
Nitrato (µm)	Autoanalizador	Muestreo oceanográfico
Fosfato (µm)	Autoanalizador	Muestreo oceanográfico
Visibilidad del agua (m)	Disco Secchi Optico multiespectral	Muestreo oceanográfico Satelital
Concentración de clorofila (mg m ⁻³)		Muestreo oceanográfico, Satelital
Salinidad (psu)	CTD	Muestreo oceanográfico
Temperatura (°C)	Multiespectral	Satelital
Oxígeno disuelto (%)	Winkler	Muestreo oceanográfico
Radiación fotosintéticamente activa (Luz PAR)	DIVING-PAM. Analizador sumergible de productividad fotosintética	Muestreo <i>in situ</i>
Factores de aptitud ecológica		
Presencia stock natural algas	Evaluación directa	Muestreo <i>in situ</i>

5.8.1.6. *Detalle de los procesos SIG que son utilizados para la importación de datos, generación de mapas de restricciones y factores ambientales multicapa, evaluación de la aptitud, evaluación multicriterio, mapa final de aptitud*

Importación de datos, generación de mapas de restricciones y factores ambientales multicapa

Se requiere incorporar la información sobre las variables (restricciones y factores) a una base de datos espacial en un SIG (Inglis et al., 2000), para evaluar la aptitud de los sitios para la APE de algas pardas de un área costera específica. La información disponible sobre el área de estudio para cada variable definida, debe ser identificada utilizando literatura, mapas temáticos y estadísticas como fuentes de datos para la construcción de una base de datos espacial SIG de múltiples capas. Con un SIG (e.g., ArcGIS, QGIS) se generan mapas temáticos y se aplica un análisis de la aptitud de sitios para la APE de algas pardas en un área geográfica específica, para este caso, en la zona costera de la Región de Los Lagos. Primero se genera un mapa base (e.g., digitalizado de línea de costa GEBCO) de la zona en estudio, con una resolución espacial (e.g., 50 m x 50 m = 2.500 m²) acorde al nivel de detalle de la información recopilada, el que representa una cuadrícula de un número determinado de celdas (e.g., 7.200 columnas por 7.200 fila que representan 51.840.000 celda) para un área específica en estudio (e.g., 75°-72°W; 44°-41°S). Posteriormente, se importan al SIG las distintas capas de datos espaciales (vectores e imágenes raster), tales como:



- Vectores de polígonos de máscara de tierra.
- Vectores de la línea de costa.
- Vectores (puntuales, líneas, polígonos) de las variables (restricciones y factores de aptitud).
- Imágenes raster de factores de aptitud (Ejemplo imágenes satelitales o de modelación).

Los datos puntuales de los factores de aptitud son interpolados mediante el algoritmo Kriging sobre una cuadrícula con las mismas dimensiones (e.g., 7.200 columnas por 7.200 filas para el área 75°-72°W; 44°-41°S) del mapa base. Este procesamiento se realiza mediante el uso de las herramientas de análisis y modelación geoestadística disponibles en los SIG (e.g., Geostatistical Wizard en ArcGIS), permitiendo construir una base de datos espacial de múltiples capas (Geodatabase) de una zona de estudio en específico. Los vectores de polígonos y mapas digitalizados importados al GIS se convierten en imágenes raster con la misma resolución que el mapa base.

Modelación para la selección de sitios aptos para APE de algas pardas: evaluación multicriterio

Se aplican técnicas de MCE para agregar los factores en una variable de aptitud ($S_{(x,y)}$) espacial (coordenadas x e y que pertenecen al área de estudio) utilizando las funciones disponibles en el SIG. La MCE se utiliza para combinar los factores espaciales (físicos, crecimiento y supervivencia y calidad ecológica) e imágenes de restricciones legales/sociales que influyen en la aptitud para generar un mapa final de aptitud. La aptitud $S_{(x,y)}$ de un sitio es calculada como la media geométrica de todos los factores, modificada por el peso y rango de aptitud del factor (RAF), convirtiendo los datos originales en valores estandarizados de aptitud (Arnold et al., 2000; Vincenzi et al., 2006; Silva et al., 2016) limitados espacialmente por las restricciones legales y sociales:

$$S_{(x,y)} = \frac{\sum_{i=1}^n wRAF_{(x,y,i)} \times RAF_{(x,y,i)}}{n} \text{ Donde } C_{(x,y)} = 1 \text{ y } S_{(x,y)} = 0 \text{ donde } C_{(x,y)} = 0 \quad (1)$$

Donde $wRAF_{(x,y,i)}$ es la ponderación normalizada del factor, $RAF_{(x,y,i)}$ es el factor espacialmente variable modificado en niveles de aptitud; $i=1\dots n$ es un índice que identifica el número de parámetros de entrada correspondientes; y $C_{(x,y)}$ es la imagen de restricciones espacialmente variables. $S_{(x,y)}$ es un valor real entre 0 (no apto) y 1 (apto) y se expresa como la probabilidad de que un sitio sea apto para APE de algas pardas. El mapa final de distribución de aptitud generado con la MCE, está relacionado con el espacio físico disponible dentro del área de estudio, que limita el número y tamaño de las zonas donde se puede desarrollar la APE de algas.

5.8.1.7. Diseño del modelo y metodología

Se elabora un diagrama de flujo que representa el diseño metodológico del modelo propuesto para la selección de sitios aptos para la APE de algas pardas, que combina los resultados de un análisis espacial de dos etapas (Figura 66). La Etapa 1 del modelo corresponde al análisis de aptitud que utiliza las restricciones legales y sociales que han sido definidas para el desarrollo de la APE de algas, para mediante procesos SIG limitar espacialmente el área geográfica de estudio en base al levantamiento y especialización



de la información de las restricciones de los sitios potenciales. Para definir las áreas aptas se debe realizar una recolección de datos espaciales de restricciones provenientes de diferentes fuentes de información, luego se generan mapas temáticos para cada restricción y mediante procesos de superposición en el SIG se obtiene como resultado de esta etapa un mapa de restricciones que indica áreas aptas (valor 1) y no aptas (valor 0). Si el resultado de la superposición espacial de las restricciones entrega que No hay Áreas Aptas para la APE de algas pardas, entonces no se continua con la Etapa 2 y el análisis finaliza allí.

En la Etapa 2 se aplica una evaluación multicriterio (MCE) en un Sistema de Información Geográfica (SIG), teniendo en cuenta los criterios (calidad del agua y calidad ecológica) que definen la aptitud para el cultivo de algas pardas y sus factores constitutivos. Las restricciones y factores espaciales son proporcionados por la geografía, mecanismos de planificación marina (restricciones legales y sociales; guías de calidad de agua y ecológica; áreas protegidas y de manejo de recursos bentónicos marinas; problemas de navegación y tráfico marítimo, entre otras) y los requerimientos para el desarrollo de cultivos marinos (batimetría, calidad del agua para crecimiento y supervivencia, hidrodinámica, etc.) (Inglis et al., 2000; McKindsey et al., 2006; Silva et al., 2011).

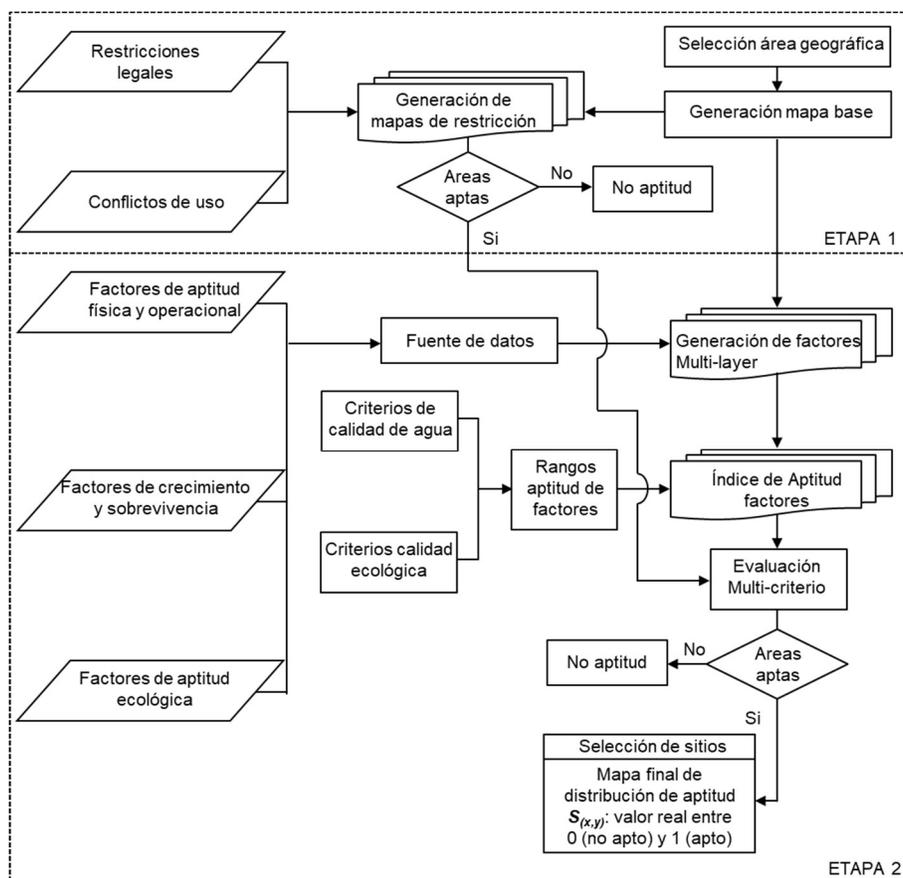


Figura 66. Diagrama de flujo de la metodología de selección de sitios para la para la APE de algas pardas en sistemas de cultivo long-line.



5.8.2. Creación de la geodatabase ArcGIS de restricciones y factores de aptitud de cultivo

5.8.2.1. Levantamiento de la información de restricciones y factores aptitud

El levantamiento de la información de restricciones y factores de aptitud de cultivo para la zona de estudio en la Región de Los Lagos, implicó las actividades de identificación de las fuentes de información disponible mediante la búsqueda y selección, y la posterior adquisición de bases de datos.

Se realizó una búsqueda exhaustiva de las diversas fuentes de información espacial disponible de las restricciones para la APE de algas en la zona de estudio. La información de las restricciones identificadas para el desarrollo de la APE de algas en las zonas de estudio, fue adquirida ya sea solicitando los datos a las instituciones que los recolectan (e.g., IFOP, SUBPESCA, IGM, SHOA) vía Sistema Integral de Información y Atención Ciudadana (SIAC) o directo adquiriéndolos vía Internet en los repositorios globales y nacionales de base de datos provenientes de organismos públicos, satélites, cruceros de investigación, modelos hidrodinámicos y biogeoquímicos, entre otros.

5.8.2.2. Importación de bases de datos, procesamiento y generación de la geodatabase

Importación y procesamiento de datos en el SIG ArcGIS

Toda la información (restricciones y factores de aptitud) recolectada de la zona de estudio, fue importada al SIG con las herramientas disponibles en ArcGIS como la biblioteca GDAL (Geospatial Data Abstraction Library), que permite leer una serie de formatos de datos geoespaciales (vectores e imágenes ráster) bajo una Licencia de Código Abierto de estilo X/MIT del *Open Source Geospatial Foundation*. A modo de ejemplo, los tipos de capas espaciales recolectadas pueden representar: i) vectores de polígonos de máscara de tierra (shp); ii) vectores de la línea de costa (shp), iii) vectores (puntuales, líneas, polígonos -shp) y sus atributos (base datos -dbf) de las variables (restricciones y factores de aptitud), iv) imágenes raster (GeoTiff) de factores de aptitud (e.g., imágenes satelitales o de modelación).

Una vez importada la información de restricciones y factores de aptitud, se inicia el procesamiento de los datos georreferenciados. Primero se define y generan los mapas base (e.g., digitalizado de línea de costa GEBCO) de la zona de estudio, con una resolución espacial definida (e.g., 50 m x 50 m = 2.500 m²) acorde al nivel de detalle de la información recopilada, el que representa una cuadrícula de un número determinado de celdas (e.g., 4.800 columnas por 7.200 fila que representan 34.560.000 celdas) para un área específica en estudio (e.g., 74°-72°W; 44°-41°S).

Los datos puntuales (vectores de punto) de los factores de aptitud son interpolados mediante el algoritmo Kriging sobre una cuadrícula con las mismas dimensiones (e.g., 4.800 columnas por 7.200 filas para el área 74°-72°W; 44°-41°S) del mapa base. Este procesamiento se realizó mediante el uso de las herramientas de análisis y modelación geoestadística disponibles en los SIG (e.g., Geostatistical Wizard en ArcGIS, GSTAT en TerrSet, entre otros), permitiendo así construir una base de datos espacial normalizada (estándar) que contiene múltiples capas ráster de las zonas de estudio.



Los vectores de polígonos de la información recolectada de restricciones y factores de aptitud, fueron convertidos (rasterizados) en imágenes ráster con la misma resolución que el mapa base.

Generación de la geodatabase

Los datos espaciales (vectores e imágenes de restricciones y factores de aptitud) importados a ArcGIS, fueron sistematizados y espacializados con el fin de generar una base de datos espacial o geodatabase del proyecto. Este archivo geodatabase (.gdb) se compone de imágenes ráster en formato GeoTiff (*.tif) y vectores en los formatos shapefile (*.shp) de ArcGIS, datos espaciales que cumplen con el estándar de información georreferenciada exigido por la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, según lo establecido en las Resoluciones Exentas N° 932 y 934 del año 2018. (<http://www.subpesca.cl/portal/619/w3-article-100081.html>).

El archivo geodatabase representa la información levantada de los sitios de interés identificados y definidos previamente en el modelo MAPEA y que sirven para la ejecución y desarrollo del proyecto. La Geodatabase de restricciones y factores de aptitud fue creada en los sistemas de coordenadas geográficas (latitud-longitud) y universal transversal de Mercator (UTM) del Datum WGS84, cumpliendo así con el estándar requerido por SUBPESCA. Se sistematizó la información en formato análogo y vectorial disponible, generando metadata para cada uno de los archivos que se incluyen dentro de la Geodatabase. La sistematización de la información, en el contexto de este proyecto, se entiende como la organización y ordenamiento de variables con el fin de espacializar los datos y aplicar el modelo MAPEA.

5.8.3. Aplicación modelo MAPEA para la selección de sitios aptos para APE de algas

5.8.3.1. Revisión, actualización e implementación en ArcGIS del modelo MAPEA

El modelo metodológico MAPEA desarrollado inicialmente en la Etapa 2 por el Laboratorio de Oceanografía Satelital de la PUCV en conjunto con IFOP, fue revisado y actualizado en cuanto a las restricciones, factores y otros componentes. Luego se crea un proyecto (e.g., MAPEA.mxd) en ArcGIS donde se implementa la geodatabase y el modelo MAPEA.

5.8.3.2. Definición de pesos de factores

La ponderación de los factores se realizó considerando la valoración realizada por seis expertos que representaron al sector de políticas públicas, investigación en acuicultura y del área productiva y negocios pertinentes con APE y AMERB de la región de Los Lagos. Se aplicó una encuesta orientada a la selección de criterios clave para aptitud de sitio. Cada uno de los 19 factores de aptitud que fueron agrupados en cuatro criterios (i.e., 9 de crecimiento y supervivencia; 6 Socio-económico/logísticos; 3 de aptitud física; 1 de aptitud ecológica) fueron evaluados. A los expertos se les invitó a revisar y calificar cada uno de ellos de modo que la suma total alcance 100. También se estableció un orden jerárquico de cada criterio superior con el mismo método.



5.8.3.3. Aplicación del modelo MAPEA con la geodatabase

Se aplicaron técnicas de Evaluación MultiCriterio (MCE) para integrar las restricciones y factores en una variable de aptitud ($S(x,y)$) geoespacial (coordenadas x e y que pertenecen al área de estudio), utilizando las funciones disponibles en el SIG ArcGIS. La MCE se utilizó para combinar los factores espaciales (i.e. crecimiento y supervivencia, socioeconómicos sitio-específicos y de aptitud física) y las imágenes de restricciones legales que influyen en la idoneidad de las áreas marinas costeras para el desarrollo de la APE de algas generándose un mapa final de aptitud. La aptitud $S(x,y)$ de un sitio para la APE de algas pardas se calculó como la media geométrica de todos los factores, modificada por el peso y rango de aptitud de cada factor (RAF), convirtiendo los datos originales en valores estandarizados de aptitud para la acuicultura (Arnold et al., 2000; Vincenzi et al., 2006; Silva et al., 2016) limitadas espacialmente por las restricciones legales, de acuerdo a la siguiente ecuación.

$$S_{(x,y)} = \frac{\sum_{i=1}^n wRAF_{(x,y,i)} \times RAF_{(x,y,i)}}{n} \text{ Donde } C_{(x,y)} = 1 \text{ y } S_{(x,y)} = 0 \text{ donde } C_{(x,y)} = 0$$

Donde $wRAF(x,y,i)$ indica la importancia relativa o ponderación normalizada del factor, la cual es determinada subjetivamente mediante encuestas realizadas a expertos multidisciplinarios. $RAF(x,y,i)$ es el factor espacialmente variable modificado en niveles de aptitud; $i=1\dots n$, este un índice que identifica el número de parámetros de entrada correspondientes; y $C(x, y)$ es la imagen de restricciones espacialmente variables. $S(x,y)$ es un valor real entre 0 (no apto) y 1 (apto) y se expresa como la probabilidad de que un sitio sea apto para APE de algas pardas. Se consideró en el análisis de aptitud, las variables, criterios, Rangos de Aptitud por Factor (RAF), valor del RAF y fuentes bibliográficas del RAF, las cuales fueron previamente definidas para el análisis de aptitud de zonas costeras para el desarrollo de APE de algas pardas (Tabla 56).

La información sitio-específica sobre factores de aptitud socio económica/ logística incluidos en este estudio, i.e., Distancia y Ubicación organizaciones (accesibilidad en km), Infraestructura disponible (Muelles, botes, etc.), Acceso a internet (u otros servicios de conectividad), Número de socios involucrados (Interés relativo), Experiencia previa en cultivo (capacitaciones previas) y Capacidad de comercialización de biomasa (o productos), fueron obtenidos tanto desde informes técnicos o desde informantes clave dentro de las organizaciones de pescadores de las zonas de estudio.

Por otro lado, las restricciones legales o de uso de espacio del borde costero, fueron usados para construir una capa o máscara integrada de restricciones espaciales, donde 0 es no apto y 1 es apto. La evaluación final de la aptitud de estas variables para la APE de algas, fue categorizada con indicadores discretos tales como: no apto, menos apto, más apto (Sensu Buitrago et al. 2005).

Análisis de aptitud

En la Etapa 1, el análisis de aptitud mediante procesos SIG se limita espacialmente el área geográfica de estudio en base al levantamiento y espacialización de la información sobre restricciones de los sitios potenciales para APE de algas pardas. Para definir las áreas aptas se realiza una recolección de datos



espaciales de restricciones provenientes de diferentes fuentes de información, luego se generan mapas temáticos para cada restricción mediante procesos de superposición. En el SIG se obtiene como resultado de esta etapa un mapa de restricciones que indica áreas óptimas (valor 1) y no aptas (valor 0). Si el resultado de la superposición espacial de las restricciones identifica que no existen áreas aptas para la APE de algas pardas no se continúa con la Etapa 2.

En la Etapa 2 se transforman los factores a niveles de aptitud (0 a 1) aplicando fuzzy logic considerando los RAF (Rangos de Aptitud por Factor), y se integran en un solo índice final con la MCE (Evaluación Multi-Criterio) considerando la ponderación normalizada del factor, determinado por un grupo de expertos multidisciplinarios. El mapa final de distribución de aptitud generado con la MCE, está relacionado con el espacio físico disponible dentro del área de estudio, que limita el número y tamaño de las zonas donde se puede desarrollar la APE de algas pardas.



Tabla 56.

Variables, criterios, Rangos de Aptitud por Factor (RAF), valor y fuentes bibliográficas del RAF, definidas para el análisis de aptitud de zonas costeras para el desarrollo de APE de algas pardas.

Variable	Criterio	Rango apto por factor	Valor RAF	Fuente RAF
Factores de crecimiento y supervivencia				
Nitrato (μm)	WQ	0.8 – 10 < 0.8	1 0	2, 5, 7
Fosfato (μm)	WQ	0.6 – 1.1 < 0.6	1 0	2, 5, 7
Visibilidad del agua (m)	WQ	2 – 10 < 1	1 0	7
Concentración de clorofila (mg m ⁻³)	WQ	> 3 < 3	1 0	5, 7
Salinidad (psu)	WQ	33.5 – 35 < 33.5 y >35	1 0	1, 5
Temperatura (°C)	WQ	7 – 19 < 7 y > 19	1 0	1, 5
Oxígeno disuelto (%)	WQ	40-100 < 40	1 0	1
SGR (cultivo piloto <i>M. pyrifera</i>)	WQ	~ 19 g día ⁻¹ (máximo) < 10 g día ⁻¹ (mínimo)	1 0	
Epífitos (g m ⁻¹ lineal – cultivo piloto <i>M. pyrifera</i>)	WQ	~1800 g m ⁻¹ lineal >2000 g m ⁻¹ lineal	1 0	
Factores socio-económicos sitio-específicos				
Ubicación organizaciones (accesibilidad en km)	SEQ	Cercana a centro urbano Relativamente aislada	1 0	23
Infraestructura disponible (Muelles, botes, etc.)	SEQ	Satisfactoria Insuficiente	1 0	23
Acceso a internet - otros servicios	SEQ	Disponible Restringido	1 0	23
Número de socios involucrados (Interés relativo)	SEQ	>10 <5	1 0	23
Experiencia previa en cultivo (capacitaciones previas)	SEQ	Con capacitación Sin capacitación	1 0	23
Capacidad de comercialización de biomasa (o productos)	SEQ	Compradores Sin compradores	1 0	23
Factores de aptitud física				
Magnitud de corrientes (m s ⁻¹)	WQ	0.2 – 0.4 < 0.1 y > 0.4	1 0	6, 7
Altura de la ola (m)	EQ	0.1 – 2 >2	1 0	22
Batimetría (m)	WQ	> 2	1 0	1, 2, 3, 4, 7
Factores de aptitud ecológica				
Presencia stock natural algas dentro límites AMERB/CCAA	EQ	Si No	1 0	8
Restricciones legales				
Áreas Aptas Acuicultura (AAA)		n/a	1	9,10
Concesiones de Acuicultura		n/a	0	9,10,11,16
X región, solo cultivo al sustrato		n/a	1	11,12
AMERB, especies nativas		40% del área	1	13, 14, 15
Espacio costero marino de pueblos originarios (ECMPO)		n/a	1	17
Caletas de pescadores		n/a	1	18
Área reservada infraestructura portuaria		n/a	0	19
Áreas protegidas (AMCP-MU)		n/a	0	20
Zonas de interés (turístico, pesca, militar)		n/a	0	21

Fuentes: ¹FIP 2013-24, 2015, ²Camus et al. 2017, ³Machiavello et al., 2010, ⁴Graham et al. 2007, ⁵FIP 2014-25, ⁶Peteiro & Freire 2012, ⁷Yulianto et al. 2017, ⁸Flavin et al. 2013, ⁹D.S. 290/93. Reglamento de Concesiones y Autorizaciones de Acuicultura/ Decretos de AAA, ¹⁰D.S. 550/92 reglamento sobre Limitaciones a las áreas de concesiones o Autorizaciones de Acuicultura, ¹¹Ley 20.825, ¹²Res 825-2012, ¹³D.S. 355/95 Reglamento sobre Áreas de Manejo y Explotación de Recursos Bentónicos, ¹⁴D.S. 314/04 Reglamento de Actividades de Acuicultura en Áreas de Manejo y Explotación de Recursos Bentónicos, ¹⁵D.S. 96/2015, ¹⁶D.S. 320/2001 Reglamento Ambiental para la acuicultura (RAMA), ¹⁷Ley 20.249/08 Crea el Espacio Costero Marino de los Pueblos Originarios, ¹⁸D.S. 337/04 Nómina oficial de Caletas de Pescadores Artesanales, ¹⁹D.S. 106/98 Decreto Área costera Reservada para Usos preferente portuario, ²⁰D.S. 38-2011/ D.S 238-04, ²¹Información sensible de solicitar, ²²NS9415 (Norwegian Standard 9415 for aquaculture farming), ²³Henríquez & Cárcamo 2019. n/a: Not applicable; WQ: Water quality; EQ: Ecological quality. SEQ: Socio-ecological quality.



5.8.3.4. Adquisición, procesamiento y mapeo de información de capas geográficas y restricciones

Las fuentes de datos de restricciones legales para el desarrollo de la APE de algas pardas en Chile, provienen desde el portal Web Map de SUBPESCA (<https://mapas.subpesca.cl/ideviewer/>), desde la página web de Infraestructura de datos geospaciales (IDE) y del Centro de Desarrollo Urbano Sustentable (CEDEUS), desde donde se descargaron archivos en formato *Shapefiles* (Tabla 57).

Tabla 57.

Fuente de datos de restricciones legales para el desarrollo de la APE de algas pardas en Chile.

Variable	Institución responsable	Fuente de descarga	Tipo de archivo
Áreas Aptas para la acuicultura	Subsecretaría de Pesca y Acuicultura	IDE	Shapefiles – línea
Acuicultura en AMERB	Subsecretaría de Pesca y Acuicultura	IDE	Shapefiles – polígono
AMERB	Subsecretaría de Pesca y Acuicultura	IDE	Shapefiles – polígono
Áreas marinas protegidas	Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, Ministerio del Medio Ambiente	IDE	Shapefiles – polígono
Espacios Costeros Marinos	Subsecretaría de Pesca y Acuicultura	IDE	Shapefiles – polígono
Pueblos Originarios	Ministerio de Bienes Nacionales	IDE	Shapefiles – polígono
Bienes nacionales protegidos			
Puertos mercantes	Dirección General del Territorio Marítimo y Marina Mercante	CEDEUS	Shapefiles – punto
Puertos pesqueros	Dirección General del Territorio Marítimo y Marina Mercante	CEDEUS	Shapefiles – punto
Caletas pesqueras artesanales	Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura	IDE	Shapefiles – punto
Atractivos turísticos	Servicio Nacional de Turismo	IDE	Shapefiles – punto

El proceso de sistematización y armado de las bases de datos espaciales de vectores (puntos, polígonos y líneas) de restricciones legales y ráster (imágenes satelitales) de factores ambientales fue realizado en la plataforma ArcGIS 10.3. Con la información ingresada se construyen Geodatabases para almacenar, procesar, consultar y administrar los datos espaciales de restricciones legales (Figura 67) y sociales para la APE en sistemas de cultivo long-line. En esta etapa se genera la información para la elaboración de mapas y gráficos de las restricciones, como así también mapas de los forzantes ambientales seleccionados en la modelación.

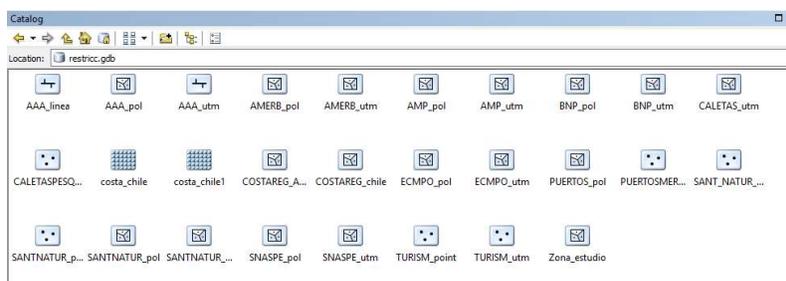


Figura 67. Ejemplo de geodatabase de restricciones legales en formato ArcGIS 10.3 para aplicar modelo MAPEA.

En la Figura 68 se muestran las distribuciones espaciales de las restricciones legales y sociales identificadas y seleccionadas para la el proceso de zonificación en SIG de los sitios aptos para el desarrollo de la APE de algas pardas en sistemas de cultivo long-line, tales como: línea costera, áreas marinas protegidas (AMP), AMERB, áreas aptas para acuicultura (AAA), caletas pesqueras, puertos mercantes, santuarios de la naturaleza, Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE), Espacios Costeros Marinos Pueblos Originarios (ECMPO) y zonas de actividades de turismo.

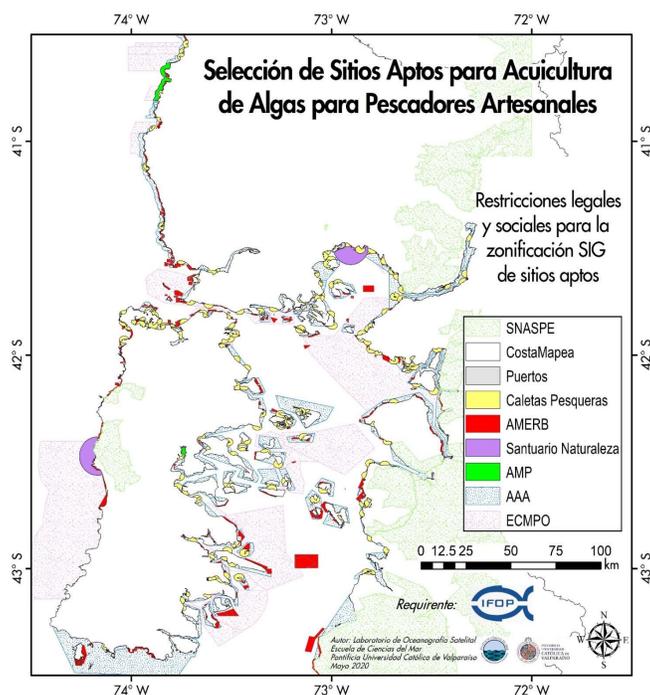


Figura 68. Distribución espacial de las restricciones legales y sociales para la zonificación en SIG de sitios aptos para el desarrollo de la APE de algas pardas en sistemas de cultivo long-line en el mar interior de Chiloé. AMERB = Áreas Marinas de Explotación de Recursos Bentónicos; AMP = Áreas Marinas Protegidas; AAA = Áreas Aptas para Acuicultura; ECMPO = Espacios Costeros Marinos de Pueblos Originarios.



5.8.3.5. Adquisición, procesamiento y mapeo de información de factores ambientales

Adquisición de información de factores ambientales

En la Tabla 58 se sintetizan las fuentes de los datos de imágenes satelitales de las variables ambientales (factores físicos/operacionales y de hábitat que influyen en el crecimiento y sobrevivencia de las algas).

Tabla 58.

Fuente de datos de imágenes satelitales de las variables ambientales (factores físicos/operacionales y de hábitat para el crecimiento y sobrevivencia de las algas pardas en cultivo).

Variable	Periodo	Escala Temporal	Escala Espacial	Fuente de datos	Link de descarga
Factores físicos y operacionales					
Batimetría	28-11-2010	-	0.4 km	GEBCO	1
Vientos Componente U	01-01-2010 31-12-2018	6-horas	0.125 grados (~ 14 km)	ECMWF	2
Vientos Componente V	01-01-2010 31-12-2018	6-horas	0.125 grados (~ 14 km)	ECMWF	3
Corrientes componente U	01-01-2010 25-12-2018	Diaria Mensual	0.083 grados (~ 8 km)	Copernicus	4
Corrientes componente V	01-01-2010 25-12-2018	Diaria Mensual	0.083 grados (~ 8 km)	Copernicus	5
Altura de ola	2016-03-01 2018-12-31	3-horas	0.083 grados (~ 8 km)	Copernicus	6
Factores de crecimiento y sobrevivencia					
Nitrato y fosfato	01-01-2010 31-12-2018	Mensual	0.25 grados (~ 25 km)	Copernicus	7
Visibilidad del agua	01-01-2010 31-12-2018	Mensual	4 km	Copernicus	8
Temperatura superficial del mar	01-01-2010 31-12-2018	Mensual	4 km	Ocean Color Data	9
Clorofila a	01-01-2010 31-12-2018	Mensual	4 km	Ocean Color Data	10
Salinidad	01-01-2010 31-12-2018	Mensual	0.083 grados (~ 8 km)	Copernicus	11
Oxígeno disuelto	01-01-2010 25-12-2018	Mensual	0.25 grados (~ 25 km)	Copernicus	12

[1]https://www.gebco.net/data_and_products/gridded_bathymetry_data/

[2]https://apps.ecmwf.int/datasets/data/interim-full-daily/levtype=sfc/?date_year_month=201505&time=00:00:00,06:00:00,12:00:00,18:00:00&step=0¶m=165_128

[3,4]http://marine.copernicus.eu/services-portfolio/access-to-products/?option=com_csw&view=details&product_id=GLOBAL_REANALYSIS_PHY_001_030

[5,6]http://marine.copernicus.eu/services-portfolio/access-to-products/?option=com_csw&view=details&product_id=GLOBAL_ANALYSIS_FORECAST_WAV_001_027

[7]https://resources.marine.copernicus.eu/?option=com_csw&view=details&product_id=GLOBAL_REANALYSIS_BIO_001_029

[8]https://resources.marine.copernicus.eu/?option=com_csw&view=details&product_id=OCEANCOLOUR_GLO_OPTICS_L3_REP_OBSERVATIONS_009_086

[9]<https://oceandata.sci.gsfc.nasa.gov/MODIS-Aqua/Mapped/Monthly/4km/sst/>

[10]https://oceandata.sci.gsfc.nasa.gov/MODIS-Aqua/Mapped/Monthly/4km/chlor_a/

[11]http://marine.copernicus.eu/services-portfolio/access-to-products/?option=com_csw&view=details&product_id=GLOBAL_REANALYSIS_PHY_001_030

[12]http://marine.copernicus.eu/services-portfolio/access-to-products/?option=com_csw&view=details&product_id=GLOBAL_REANALYSIS_BIO_001_029



Factores de aptitud física y operacional

Batimetría. El modelo batimétrico oceánico de la zona de estudio procede del conjunto de datos globales provisto por General Bathymetric Chart of Oceans (GEBCO), cuadrícula 2019, en formato GeoTiff e intervalos espaciales de 15 arco-segundo (~460m).

Corrientes componente u y v. Las imágenes de corriente fueron obtenidas del producto GLORYS12V1 GLOBAL-REANALYSIS-PHY-001-030 y forma parte del sistema de reanálisis físico global del océano de CMEMS con una resolución espacial $1/12^\circ$ (~8km). Este producto se compone de datos diarios y medias mensuales desde el 16 de enero de 1993 hasta 16 de diciembre de 2018. De este producto se descargaron datos diarios del 01 de enero de 2010 hasta el 31 de diciembre de 2018.

Vientos componente u y v. Imágenes de viento obtenidas del reanálisis atmosférico global ERA-Interim que comprende el periodo de 1979 hasta 2019. Este set de pronósticos y asimilación de datos produce cuatro análisis por día, a las 00, 06, 12 y 18 UTC, y dos pronósticos de 10 días por día, inicializados a partir de los análisis a las 00 y 12 UTC. Los resultados del modelo se guardan en una cuadrícula reducida de $1^\circ \times 1^\circ$. De este producto se obtuvieron valores diarios a las 00, 06, 12 y 18 UTC con una resolución espacial de 0.125° (~14 km) desde 01 de enero de 2010 hasta 31 de diciembre de 2018.

Altura máxima de la ola. Las imágenes de altura significativa de ola forman parte del producto GLOBAL_ANALYSIS_FORECAST_WAV_001_027 de CMEMS proporcionados por el sistema global de olas de Météo-France. Este producto genera análisis diarios y pronósticos de 5 días para las olas de la superficie del océano global con frecuencia de 3 horas. De este producto se descargaron datos diarios de altura significativa de ola cada 3 horas desde el 1 de marzo de 2016 hasta el 31 de diciembre de 2018 con una resolución espacial de $1/12^\circ$ (~8km).

Factores de crecimiento y sobrevivencia

Nutrientes: nitrato y fosfato. Se utiliza el modelo PISCES (disponible en la plataforma de modelación NEMO) para la predicción biogeoquímica del océano global el cual se produce en Mercator-Ocean (Toulouse, Francia). Proporciona campos biogeoquímicos en 3D para el período 1993-2019 a $1/4$ de grado y en 75 niveles verticales.

Visibilidad del agua. Producto equivalente a la transparencia del agua o profundidad del disco Secchi (ZSD siglas en inglés). GLOBAL OCEAN NRRS, BBP, CDM, KD, ZSD, SPM (COPERNICUS-GLOBCOLOUR) FROM SATELLITE OBSERVATIONS: MONTHLY AND DAILY-INTERPOLATED (REPROCESSED FROM 1997). Metadata provided by CMEMS. Credits: E.U. Copernicus Marine Service Information. Products (Daily, Monthly and Climatology) are based on the merging of the sensors SeaWiFS, MODIS, MERIS, VIIRS-SNPP&JPSS1, OLCI-S3A&S3B. For OLCI-S3A, products are also delivered as a single sensor.

Temperatura superficial del Mar y Clorofila-a. Las imágenes de temperatura superficial del mar y clorofila-a son derivadas del radiómetro MODIS sobre la plataforma satelital AQUA, con una resolución espacial de ~4 km. El producto descargado corresponde a medias mensuales de MODIS Aqua Level 3 Mapped, 11μ (canal 31 de MODIS) en pases diurnos (daytime), desde enero 2010 hasta diciembre 2018.

Salinidad. Las imágenes de salinidad fueron obtenidas del producto GLORYS12V1 GLOBAL-REANALYSIS-PHY-001-030 que es el reanálisis de resolución global del programa Copernicus mediante el servicio CMEMS (Copernicus Marine Environment Monitoring Service), que cubre la temporalidad de



altimetría desde 1993 hasta el 2018. Del producto se descargaron medias mensuales desde enero 2010 hasta diciembre 2018, con una resolución espacial de $1/12^\circ$ (~8km).

Oxígeno disuelto. Las imágenes de oxígeno disuelto fueron obtenidas del pronóstico global de biogeoquímica GLOBAL_REANALYSIS_BIO_001_029 con una resolución espacial de $1/4^\circ$ (~25 km). Este producto se compone de datos diarios y mensuales de variables biogeoquímicas desde el 16 de enero de 1993 hasta 16 de diciembre de 2018. De este producto se descargaron datos mensuales de enero de 2010 hasta diciembre de 2018.

Procesamiento de información de factores ambientales

Las fases para el manejo y procesamiento de datos satelitales consistieron en (Figura 69): i) importación de imágenes desde la fuente, en este caso, OceanColor, Copernicus, ECMWF y GEBCO, las cuales se guardan en formato NetCDF y/o GeoTIFF; ii) limpieza y ordenación para eliminar errores en los registros de datos, como valores Nan; iii) Procesamiento de las imágenes para presentar la información reduciendo costos computacionales y optimizando los resultados. En esta fase se realizaron recortes de imágenes, se aplicaron métodos estadísticos para la obtención de medias, mínimas, máximas y climatologías de las variables ambientales; iv) visualización en donde se realiza un análisis exploratorio de los datos empleando las funciones gráficas y, v) presentación de los resultados.

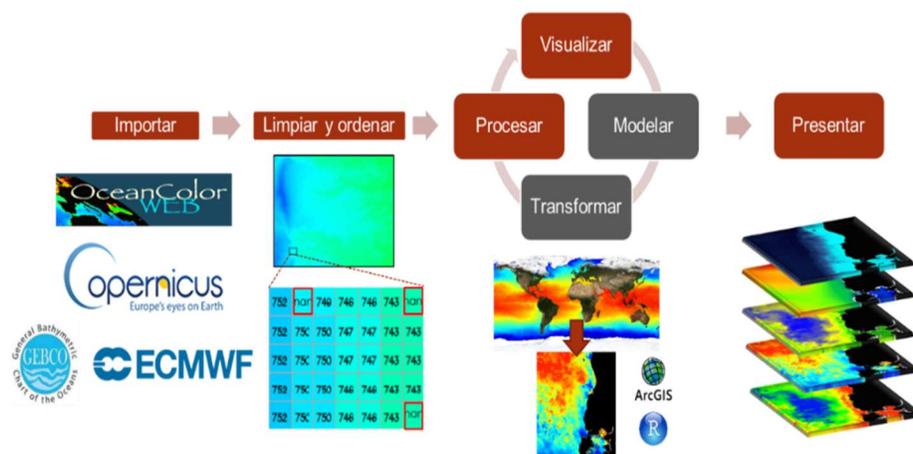


Figura 69. Diagrama del manejo y procesamiento de imágenes satelitales de los factores ambientales de hábitat y operacionales usando ArcGis y R Studio.

Con la información ingresada a ArcGIS, se construyeron geodatabases para almacenar, procesar, consultar y administrar los datos espaciales de los factores ambientales que influyen en la aptitud de hábitat para desarrollo de la APE de algas pardas en sistemas de cultivo long-line. Se generaron una geodatabase por variable ambiental, que contiene las imágenes satelitales a escala mensual y para el período entre enero 2010 y diciembre 2018. A modo de ejemplo la Figura 70 muestra la geodatabase **cloa_mes.gdb**, que contiene las 108 imágenes promedio mensuales de clorofila-a para el período y zona de estudio.

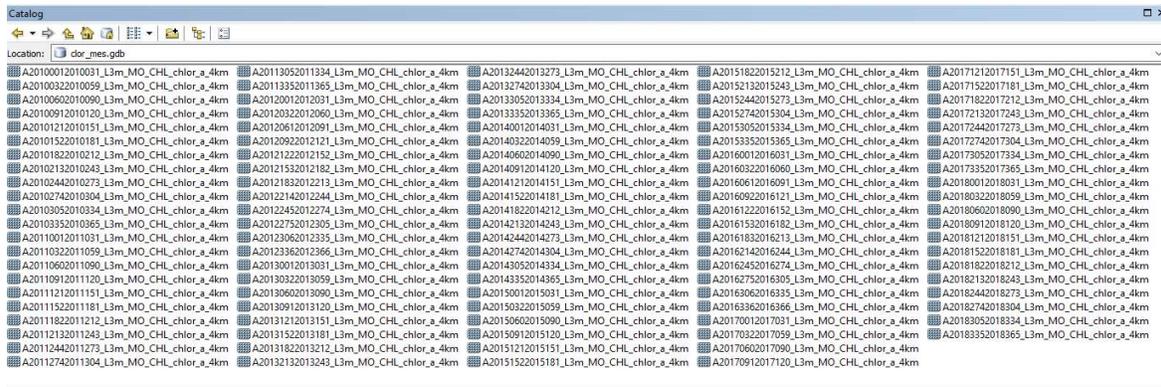


Figura 70. Ejemplo de geodatabase ambiental (cloa_mes.gdb) que contiene 108 imágenes mensuales de clorofila satelital en formato ArcGIS generadas para aplicar modelo MAPEA.

Mapeo de información de factores ambientales

A modo de ejemplo y síntesis, entre las Figura 71 y 82 se presentan mapas generados con las geodatabases ambientales de climatologías promedio y máximas de las variables ambientales de hábitat y variables operacionales del período de estudio entre enero 2010 a diciembre 2018.

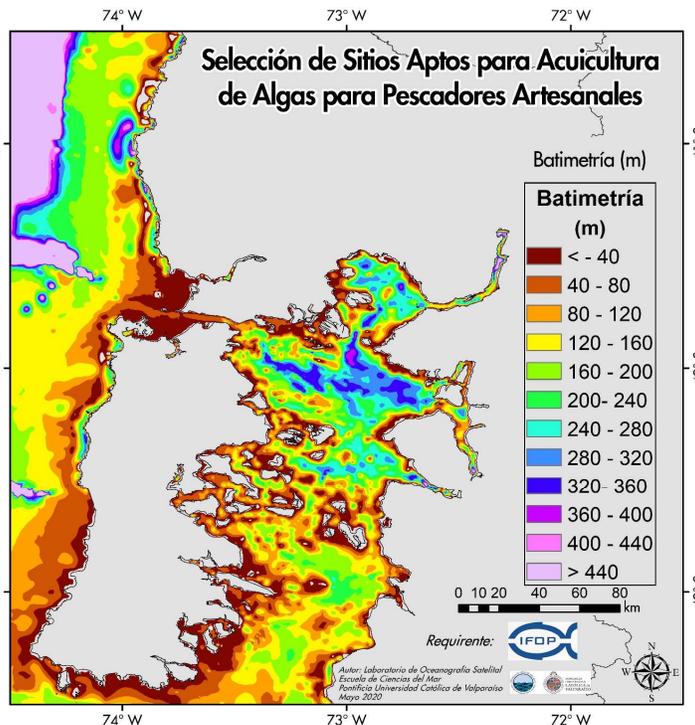


Figura 71. Mapa temático de batimetría (m) satelital GEBCO para la zona de estudio.

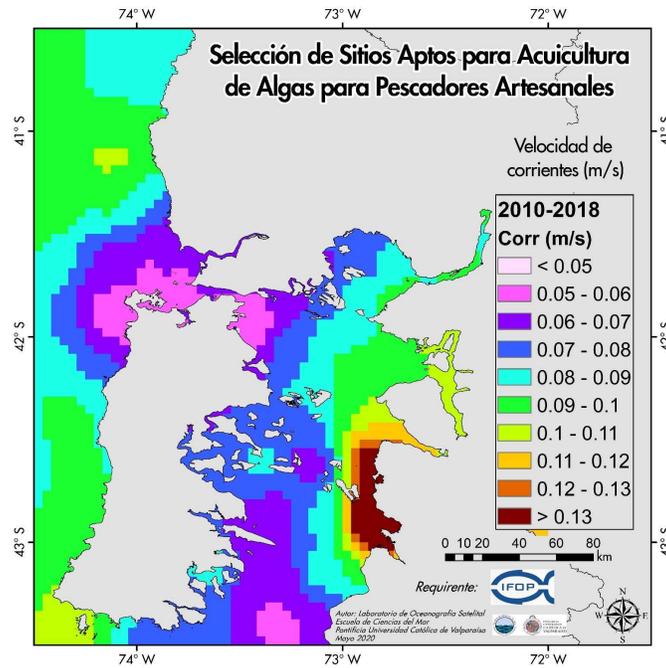


Figura 72. Mapa de velocidad de corrientes superficiales del mar (Corr) para la zona de estudio (climatología máxima enero 2010 a diciembre 2018).

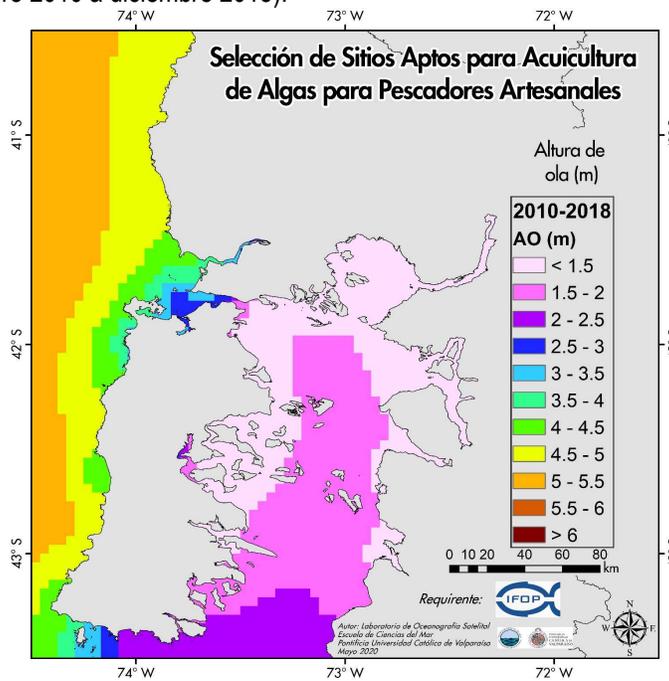


Figura 73. Mapa de altura de la ola (AO, segundo proxy de condiciones relativas para cultivos flotantes) para la zona de estudio, climatología máxima enero 2010 a diciembre 2018.

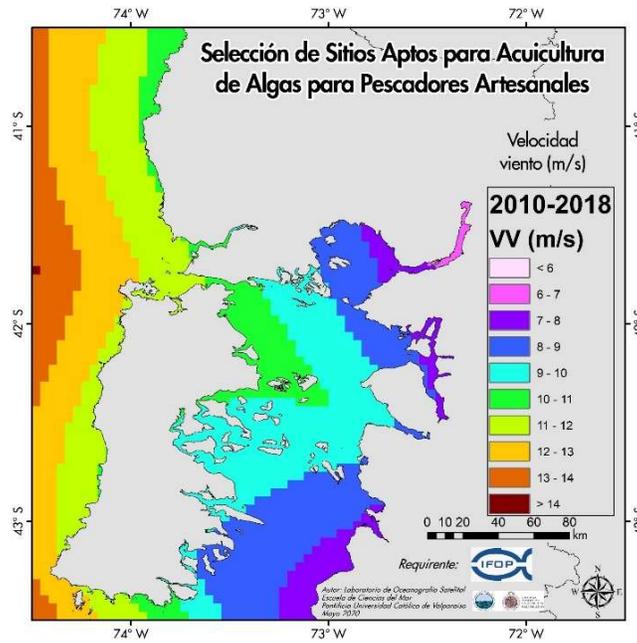


Figura 74. Mapa de velocidad de viento (VV, proxy de condiciones relativas para cultivos flotantes) a 10 m de la superficie del mar para la zona de estudio (climatología máxima enero 2010 a diciembre 2018).

Factores de crecimiento y sobrevivencia

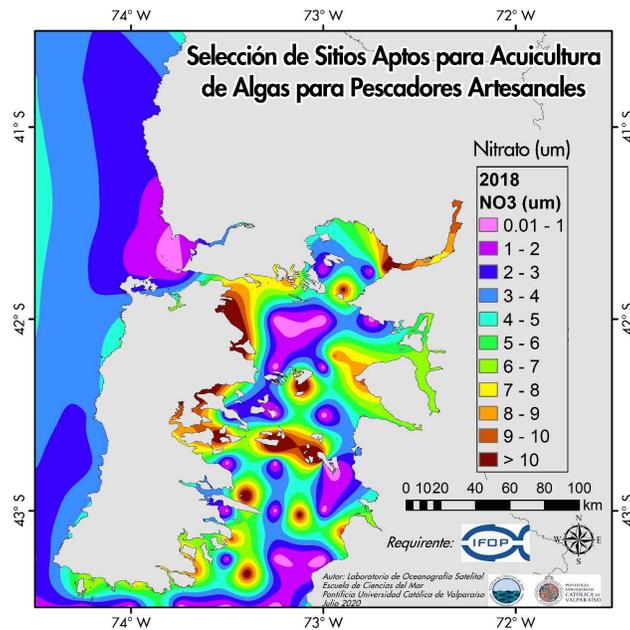


Figura 75. Mapa de Nitrato (μm) promedio 2018 para la zona de estudio.

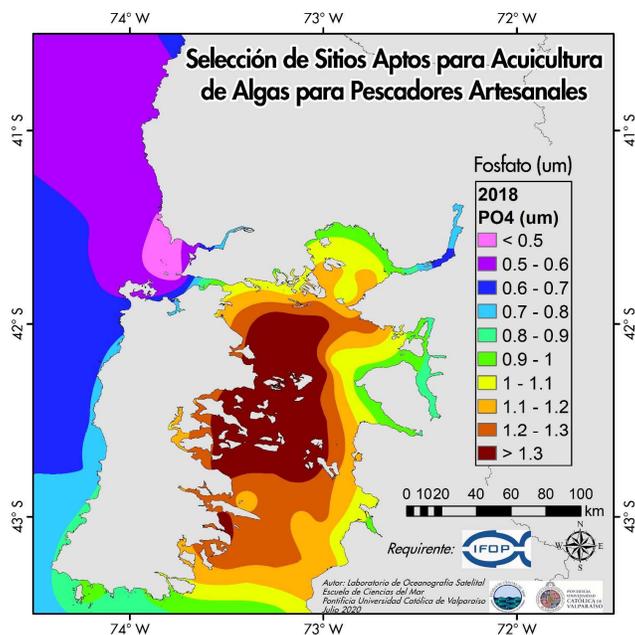


Figura 76. Mapa de Fosfato (μm) promedio 2018 para la zona de estudio.

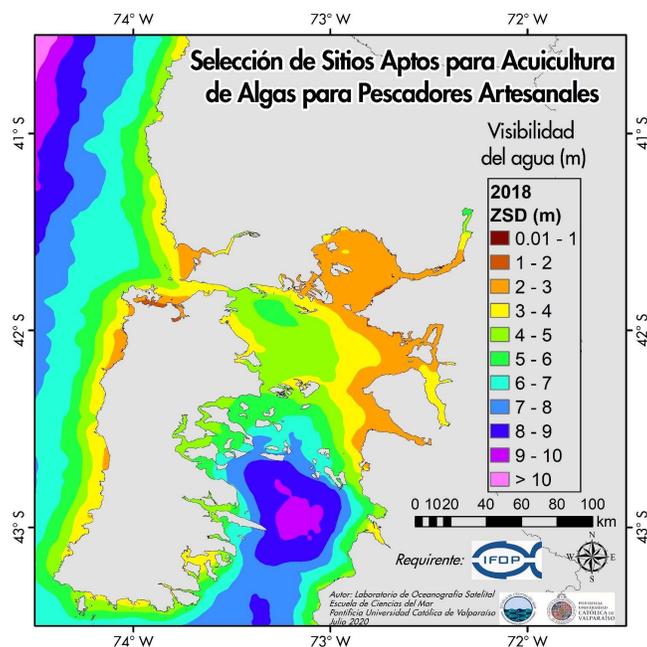


Figura 77. Mapa de visibilidad del agua o profundidad del disco Secchi (ZSD: Z Secchi Disk) para la zona de estudio (promedio enero 2018 a diciembre 2018).

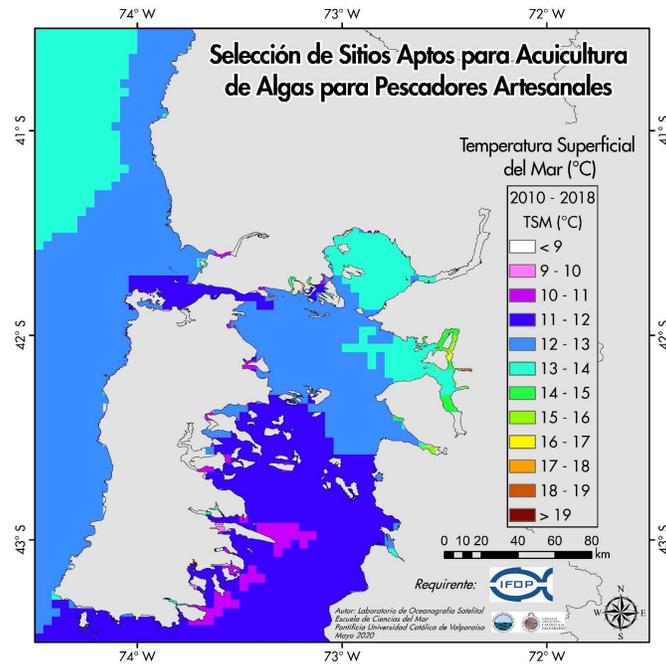


Figura 78. Mapa de temperatura superficial del mar (TSM) para la zona de estudio (climatología promedio enero 2010 a diciembre 2018).

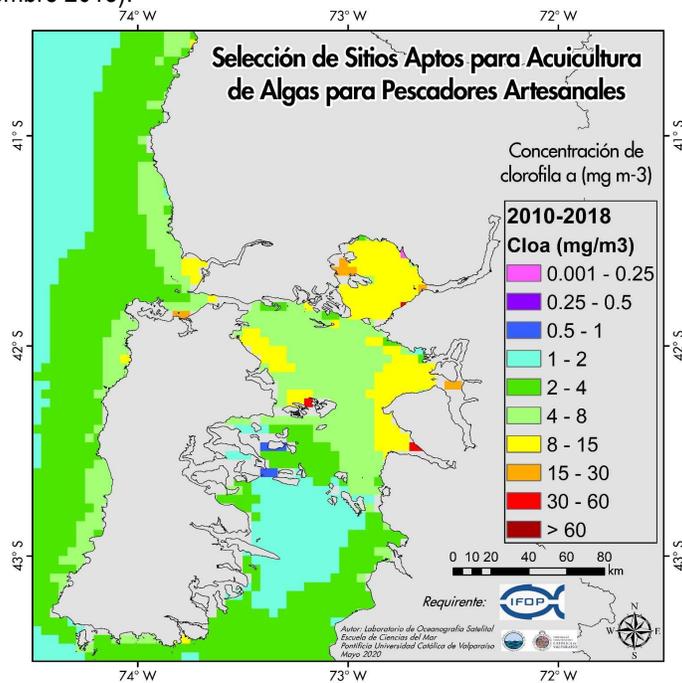


Figura 79. Mapa de concentración de clorofila-a (Clo a; proxy de productividad local) para la zona de estudio, (climatología promedio enero 2010 a diciembre 2018).

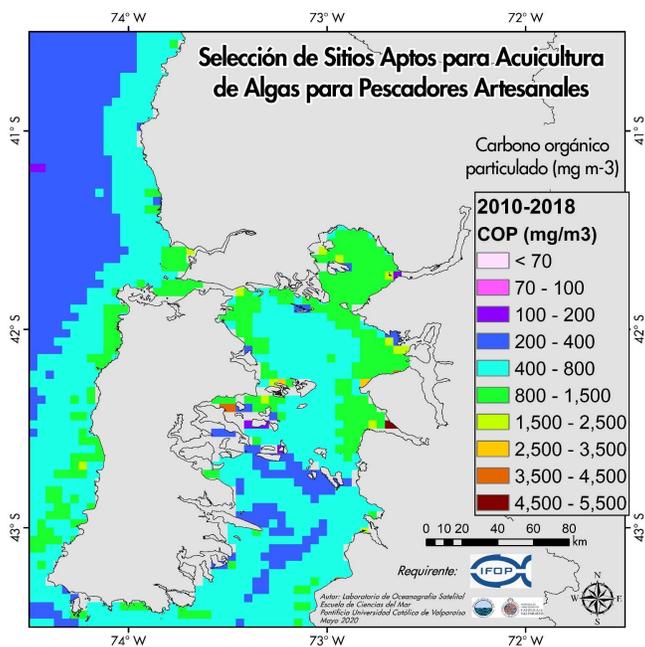


Figura 80. Mapa de concentración de carbono orgánico particulado (COP, proxy no específico de calidad del agua) para la zona de estudio (climatología promedio enero 2010 a diciembre 2018).

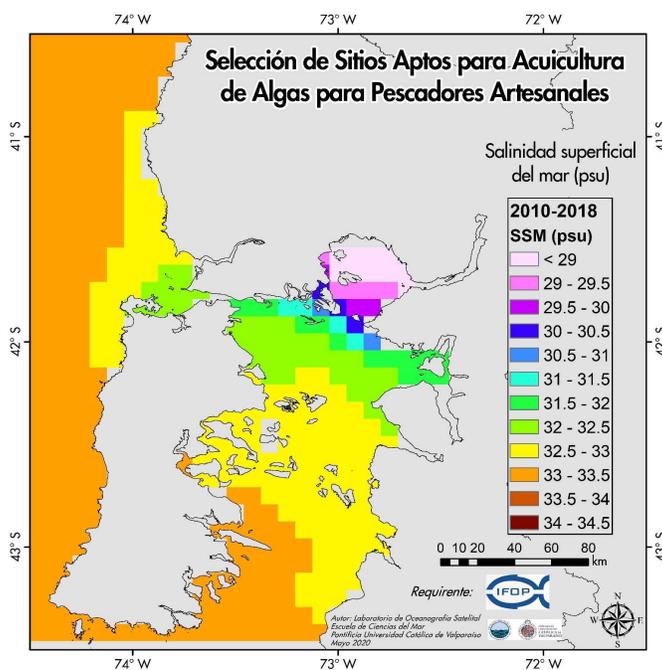


Figura 81. Mapa de salinidad superficial del mar (SSM) para la zona de estudio (climatología promedio enero 2010 a diciembre 2018).

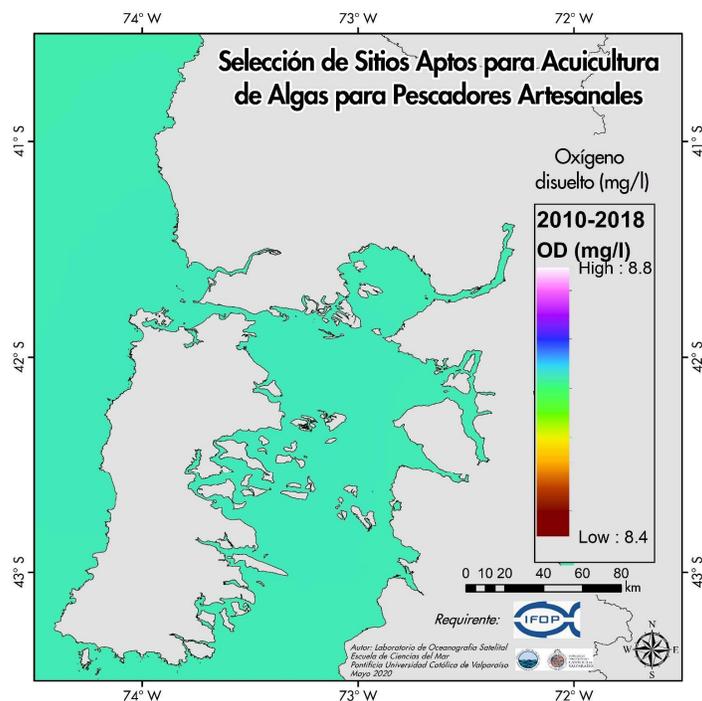


Figura 82. Mapa de concentraci3n de ox3geno disuelto (OD) para la zona de estudio (climatolog3a promedio enero 2010 a diciembre 2018).

5.8.3.6. Aplicaci3n del modelo MAPEA para la zona de estudio

Para el almacenamiento y gesti3n de toda la informaci3n espacial adquirida, procesada, analizada y generada de restricciones, factores ambientales e 3ndices de aptitud de cultivo y la aplicaci3n del modelo MAPEA, se crearon en formato ArcGIS 10.3 documentos ArcMap (*.mxd) , geodatabases, carpetas con salidas gr3ficas del modelo como mapas en formato JPG y otros archivos de texto con tablas de reclasificaci3n y l3mites geogr3ficos de la zona de estudio (Figura 83).

Geodatabases de archivos

La geodatabase de restricciones legales ArcGIS (**restricc.gdb**) almacena la informaci3n identificada, adquirida y procesada como vectores (l3neas, puntos y pol3gonos) e im3genes raster generadas al aplicar funciones para la rasterizaci3n de los vectores. Las geodatabases ambientales (oceanogr3ficas y meteorol3gicas) generadas en el proyecto almacenan la informaci3n hist3rica entre enero 2010 y diciembre 2018, adquiridas y procesadas como im3genes (raster) mensuales de la zona de estudio, las cuales corresponden a las siguientes variables y archivos geodatabases (*.gdb): batimetr3a (**batim_mapea.gdb**), velocidad m3xima de corrientes superficiales de componentes zonal y meridional (**corr_mapea.gdb**), altura m3xima de ola (**ola_mapea.gdb**), velocidad m3xima de viento superficial (**vto_mapea.gdb**), concentraci3n de los nutrientes nitrato y fosfato (**nutr_mapea.gdb**), visibilidad del agua o profundidad del disco Secchi



(**zsd_mapea.gdb**), temperatura superficial del mar (**tsm_mapea.gdb**), concentraci3n de clorofila a (**clor_mapea.gdb**), salinidad superficial del mar (**sal_mapea.gdb**), ox3geno disuelto (**oxi_mapea.gdb**) y los datos oceanogr3ficos (CTD y nutrientes) de estaciones de muestreo de IFOP (**Estac_IFOP.gdb** y **ctd_ifop2017_19.gdb**).

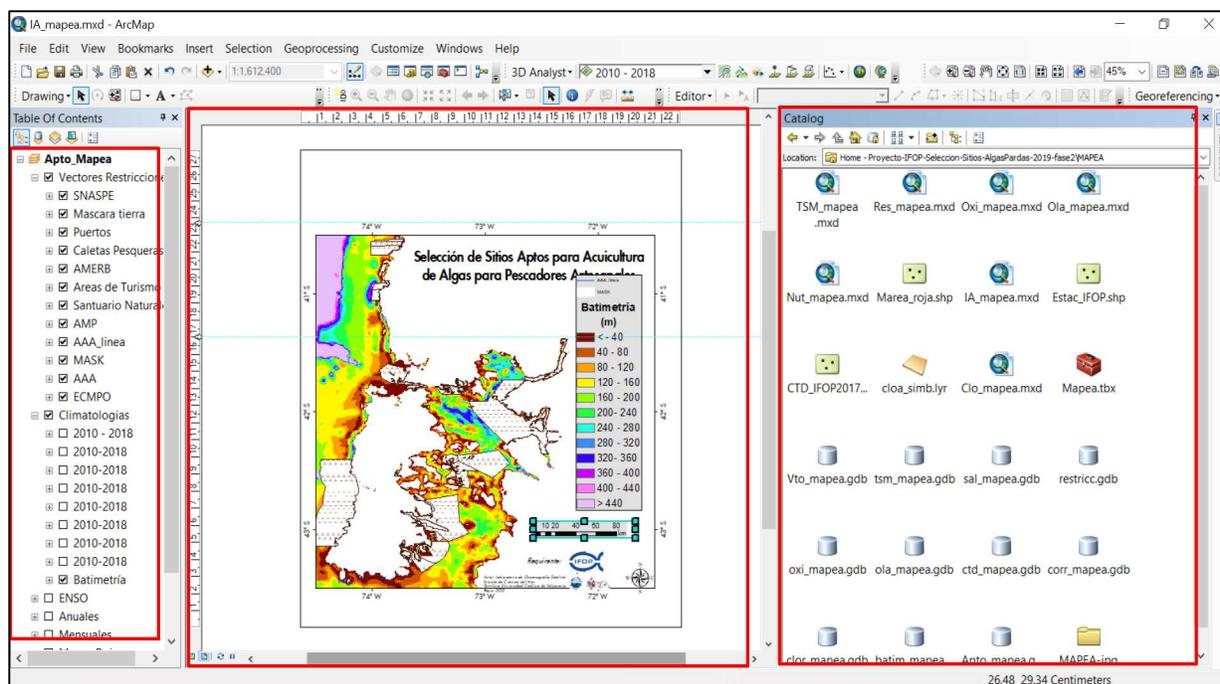


Figura 83. Ejemplo de documento de capas SIG en ArcMap y productos de informaci3n en ArcCatalog del software ArcGIS 10.3 generados para el desarrollo y aplicaci3n del modelo MAPEA: geodatabases, proyectos de documentos ArcMap (*.mxd), carpeta con salidas graficas del modelo como mapas en formato JPG y otros archivos de texto con tablas de reclasificaci3n y l3mites geogr3ficos de la zona de estudio.

Toolbox de modelos

Se genera una caja de herramientas (toolbox) para el proyecto MAPEA (**MAPEA.tbx**) para construir, editar, aplicar y almacenar los modelos espaciales (Figura 84) con el uso del lenguaje de programaci3n visual para crear flujos de trabajo (modelaci3n) de ArcGIS que permite agrupar secuencias de herramientas de geoprocetamiento, alimentando la salida de una herramienta a otra como entrada.

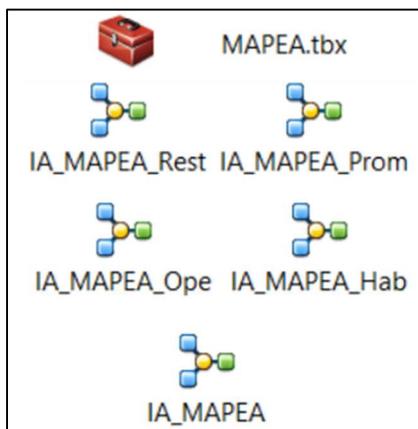


Figura 84. Toolbox o caja de herramientas desarrollada para el proyecto MAPEA.

A modo de ejemplo, el primer modelo espacial **IA_MAPEA_Rest.mbd** del toolbox estima el índice de aptitud de restricciones legales y sociales (Figura 85). Como resultado de la aplicación del modelo se obtiene el mapa del índice de aptitud de restricciones (Figura 86).

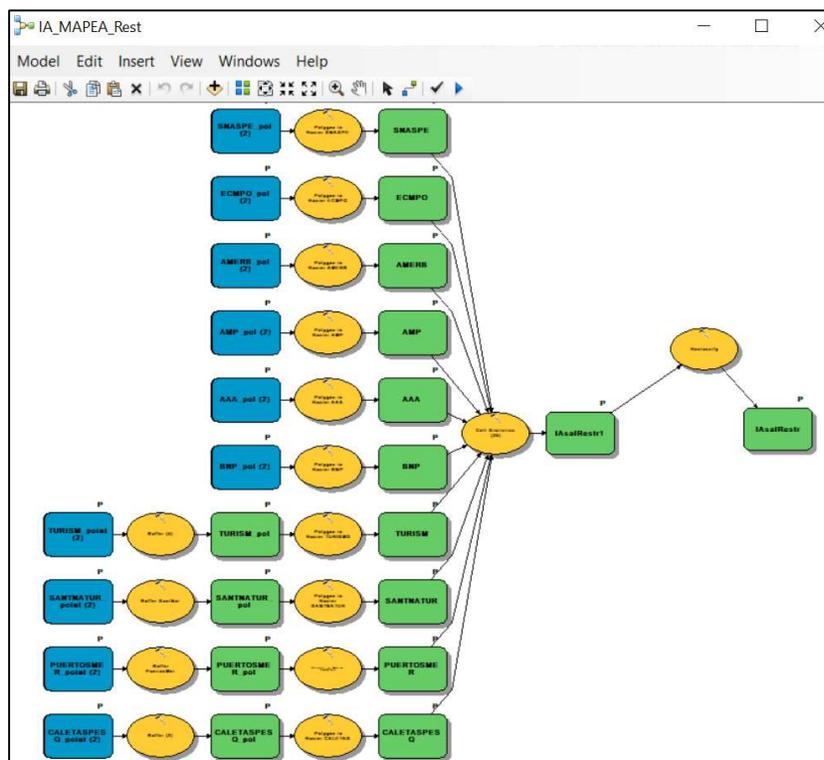


Figura 85. Modelo que estima el índice de aptitud de las restricciones legales y sociales.



Restricciones Legales

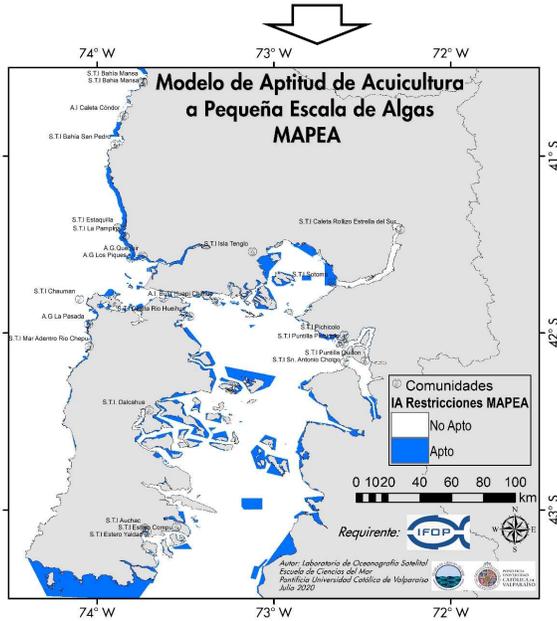
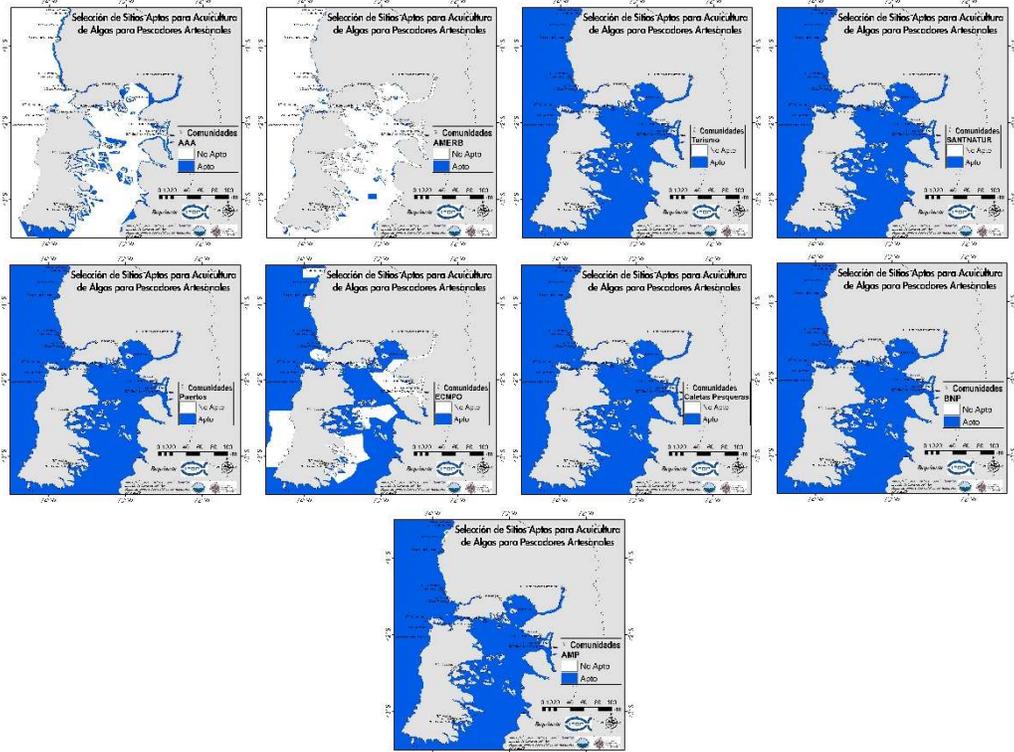


Figura 86. Mapas de restricciones legales y del índice de aptitud como resultado final de la aplicación del modelo de análisis espacial restric.mdb.



El modelo que estima el índice de aptitud (IA_MAPEA.mbd) es implementado en ArcGIS para simular la distribución espacial de zonas idóneas para el desarrollo de la APE de algas pardas en sistemas de cultivo long-line (Figura 87).

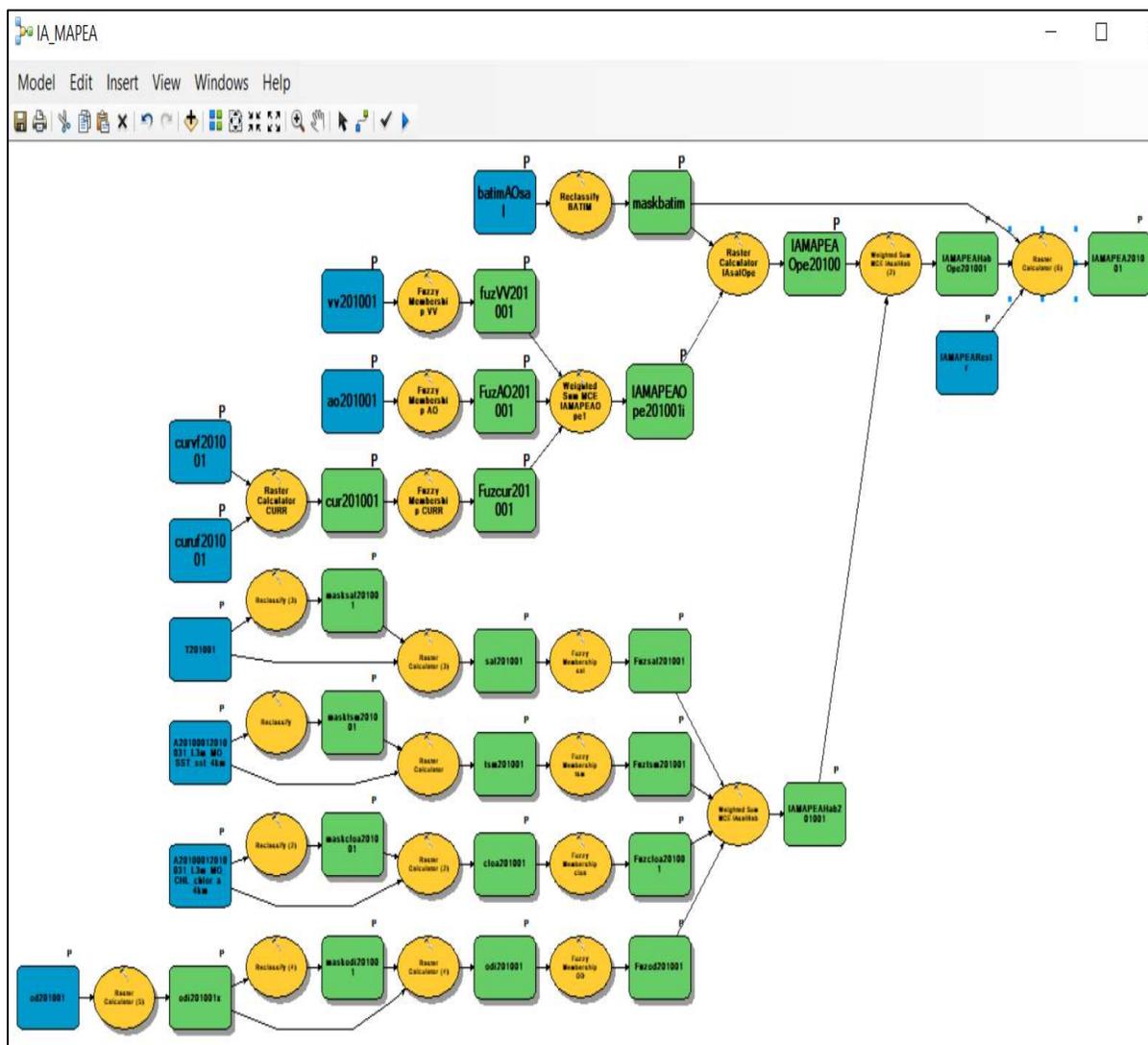


Figura 87. Modelo que estima el índice de aptitud para el desarrollo de la APE de algas pardas en sistemas de cultivo long-line en base a la evaluación multicriterio de las restricciones legales y los índices de aptitud de factores de hábitat y operacionales estimados con fuzzy logic.



Finalmente se genera un modelo integrado final (**IA_MAPEA_fin.mbd**) de alta complejidad (Figura 88).

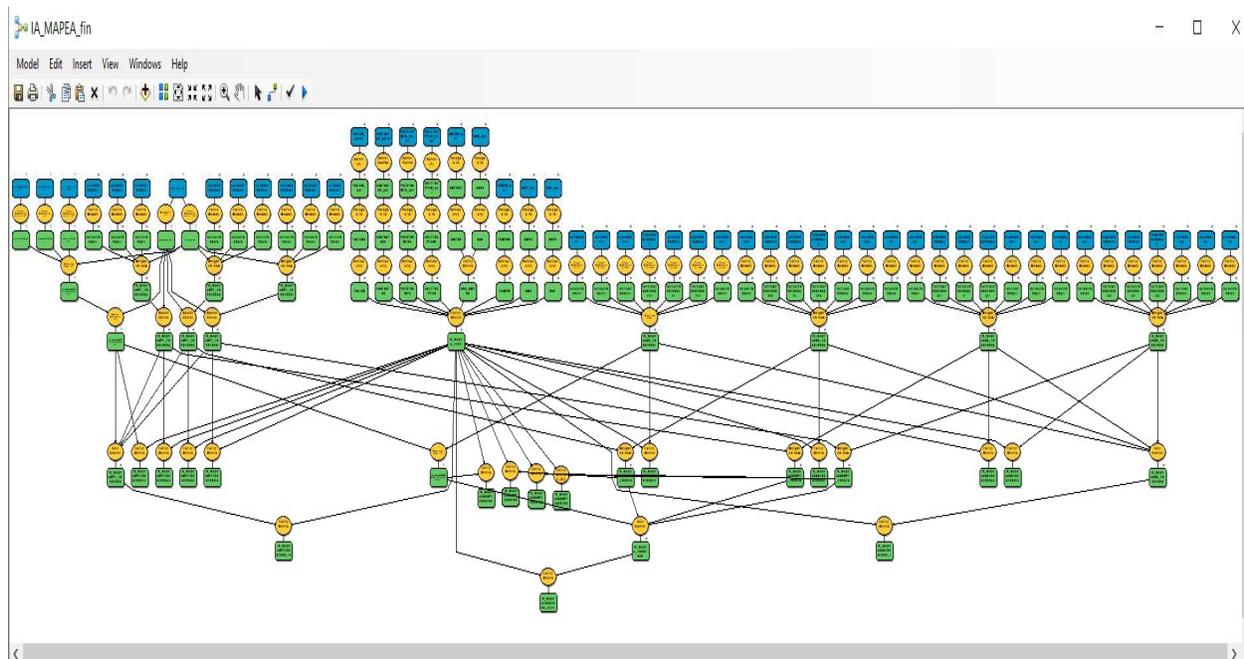
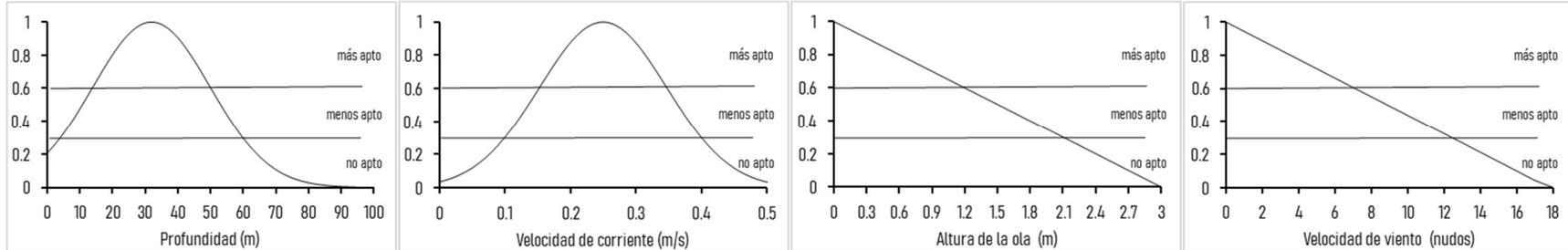


Figura 88. Modelo integrado final que estima el 3ndice de aptitud para el desarrollo de la APE de algas pardas en sistemas de cultivo long-line en base a la evaluaci3n multicriterio de las restricciones legales y los 3ndices de aptitud de factores de h3bitat y operacionales estimados con fuzzy logic. El modelo es aplicado utilizando climatolog3as ambientales de verano, oto3o, invierno y primavera del periodo enero 2010 a diciembre 2018.

Las im3genes de factores de h3bitat y operacionales son transformados al 3ndice de aptitud (0 a 1) utilizando curvas de evidencia fuzzy (relaciones funcionales ambiente - APE), construidas en base al an3lisis de informaci3n espacio-temporal y bibliogr3fica recolectada (Figura 89).



Factores de aptitud f3sica y operacional



Factores de crecimiento y sobrevivencia

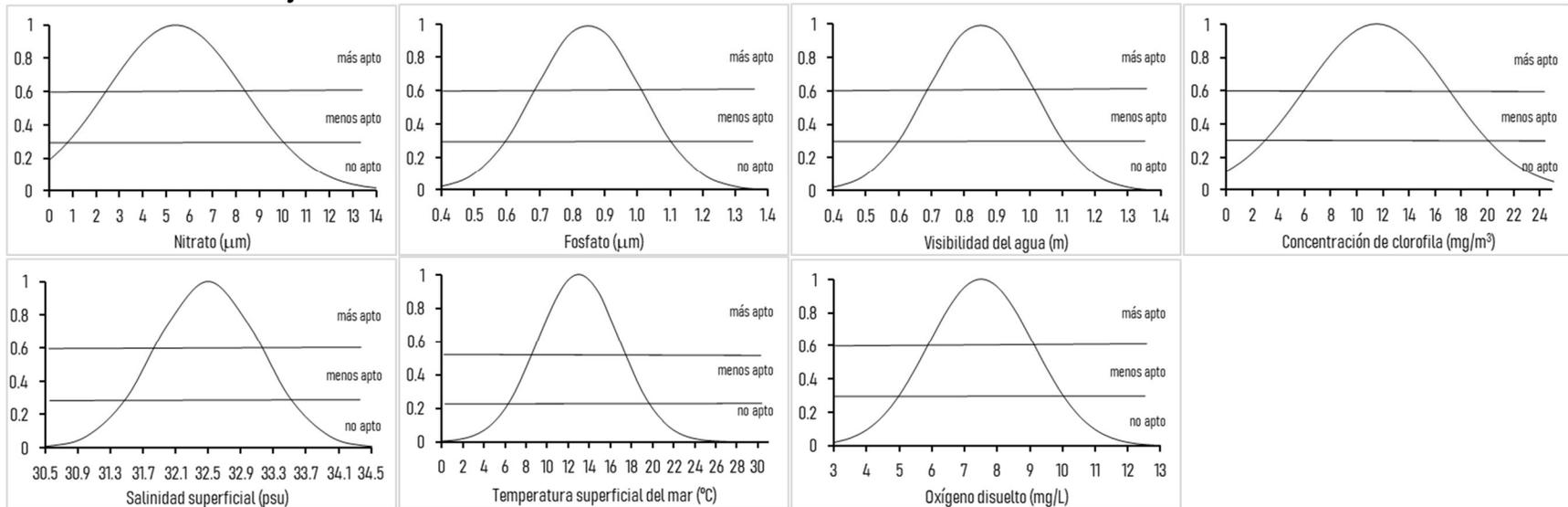


Figura 89. Curvas de evidencia fuzzy de los factores de aptitud f3sica, operacional y de crecimiento (relaciones funcionales ambiente - APE de algas pardas), construidas en base al an3lisis de la informaci3n espacio-temporal bibliogr3fica.



Como resultado de la aplicación del Modelo (**MAPEA, IA_MAPEA_fin.mbd**) construido, se obtienen mapas que simulan la Aptitud final a un tiempo determinado. Para el proyecto y a modo de demostración, el modelo **MAPEA** fue forzado con datos ambientales estacionales de climatologías del período enero 2010 y diciembre 2018, y luego se estimaron promedios del índice de Aptitud para el período. En la Figura 90 se muestra el mapa final del Índice de Aptitud para el período 2010-2018, resultante de la aplicación del modelo espacial MAPEA para la simulación de la aptitud de factores físicos, operacionales, de hábitat (i.e. afectan crecimiento y sobrevivencia de las algas) y restricciones legales que limitan el espacio de los sitios disponibles para el desarrollo de la APE en las organizaciones de pescadores analizadas.

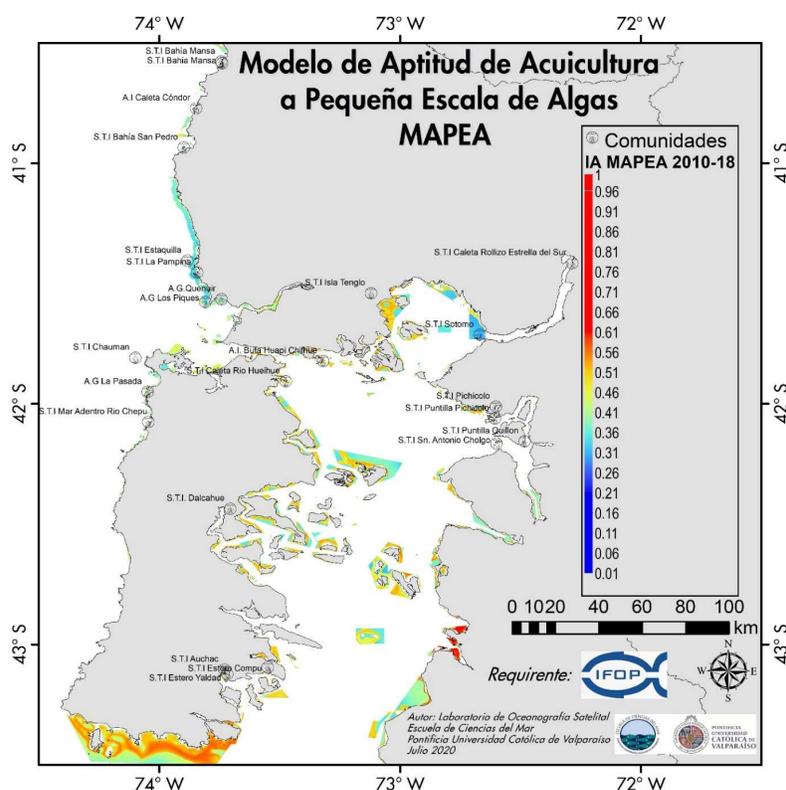


Figura 90. Mapa final que muestra el índice de aptitud promedio para el período 2010 a 2018 obtenido de la aplicación del modelo MAPEA para el análisis espacial de idoneidad de sitios para el desarrollo de la APE de algas pardas en sistemas de cultivo long-line indicando las OPA de la Región de Los Lagos.

Con las funciones de reclasificación de ArcGIS, se genera un mapa del índice de aptitud clasificado (Figura 91) en Baja (0.01-0.33: azul), Media (0.33-0.67: verde) y Alta (0.67-1.0: rojo) para poder facilitar la interpretación de la imagen (valores reales entre 0 y 1) promedio del período 2010-2018 (Figura 92) obtenida al forzar el modelo MAPEA con datos espaciales ecosistémicos (legal, física, ecológica, socio-económica) de la Región de Los Lagos.

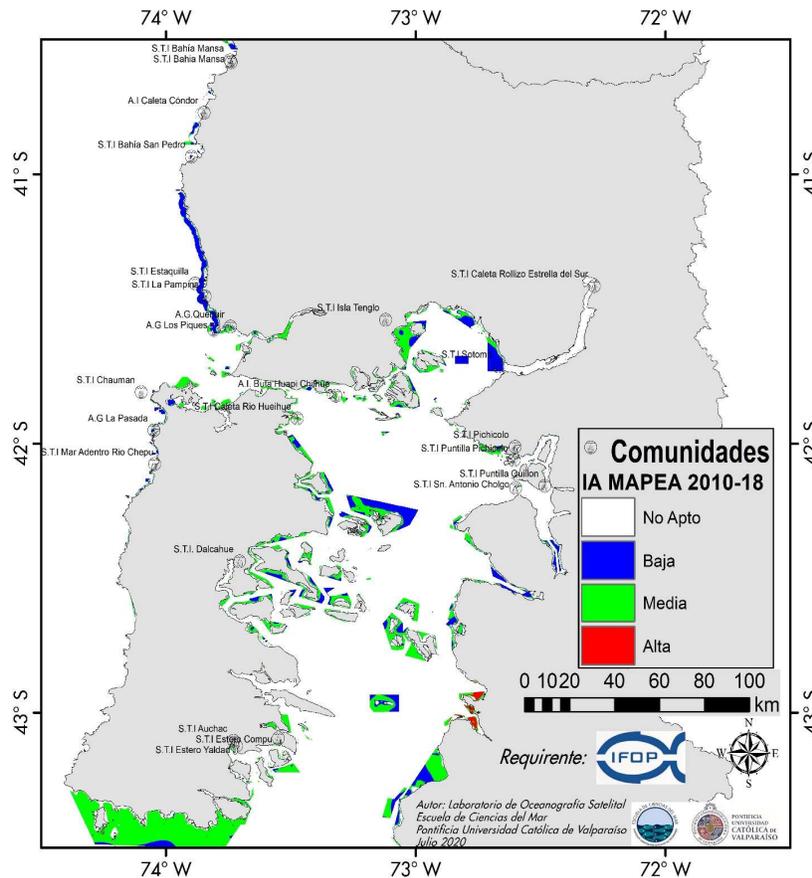


Figura 91. Mapa final promedio 2010-2018 que muestra el índice de aptitud clasificado (baja, media y alta) para el obtenido de la aplicaci3n del modelo MAPEA para el an3lisis espacial de sitios id3neos para el desarrollo de la APE de algas pardas en sistemas de cultivo long-line para OPA de la Regi3n de Los Lagos.

A modo de ejemplo y para explorar la variabilidad espacio temporal se mapea el índice de aptitud estacional promedio para el período 2010 a 2018 (Figura 92-95). Cabe señalar que el mapa final de índice de aptitud 2010-2018 (Figura 90) se calcula en base al promedio de las imágenes estacionales (Figura 92-95).

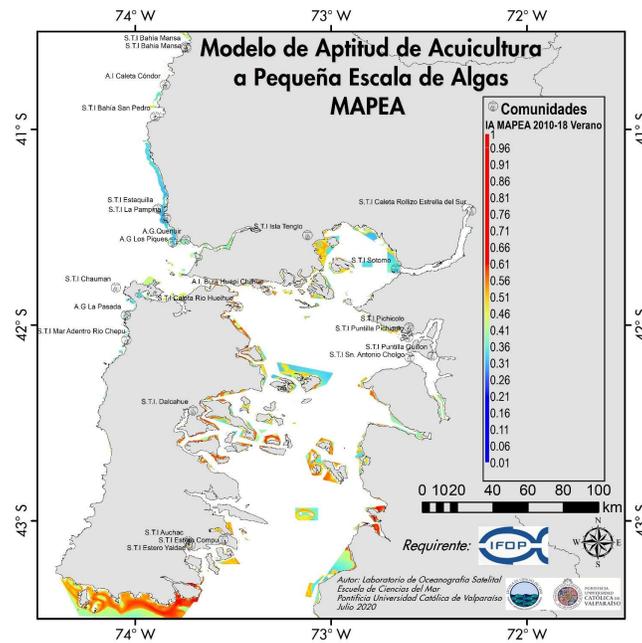


Figura 92. Mapa que muestra el índice de aptitud promedio de verano para el período 2010 a 2018 y las OPA de las comunidades costeras evaluadas en el proyecto.

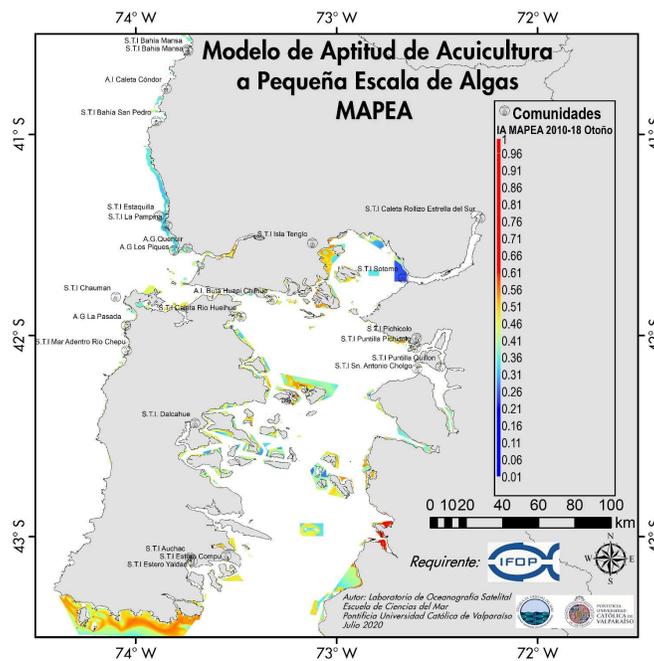


Figura 93. Mapa que muestra el índice de aptitud promedio de otoño para el período 2010 a 2018 y las OPA de las comunidades costeras evaluadas en el proyecto.

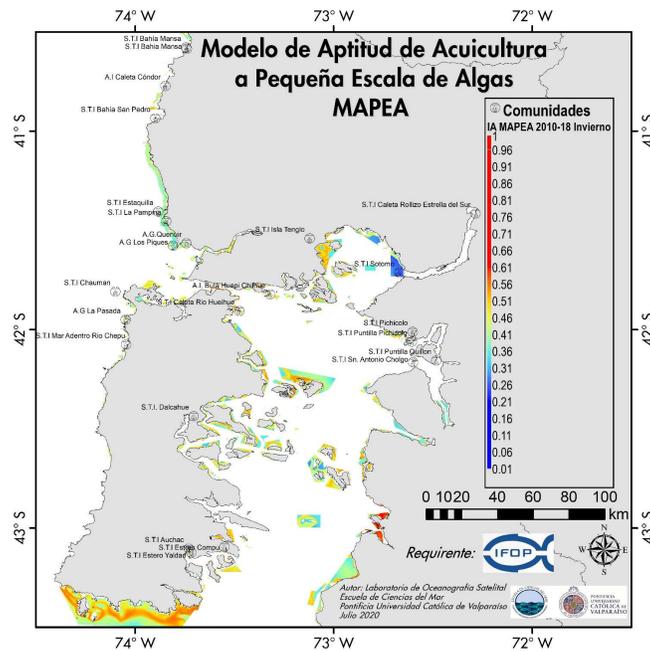


Figura 94. Mapa que muestra el índice de aptitud promedio de invierno para el período 2010 a 2018 y las OPA de las comunidades costeras evaluadas en el proyecto.

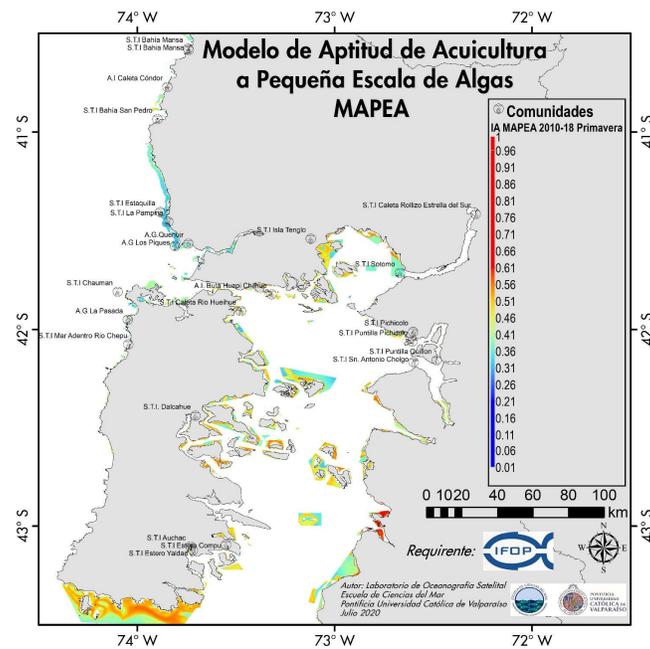


Figura 95. Mapa que muestra el índice de aptitud promedio de primavera para el período 2010 a 2018 y las OPA de las comunidades costeras evaluadas en el proyecto.



En base a las im3genes simuladas del 3ndice de aptitud estacional para el per3odo 2010-2018 (Figura 92-95), se genera un perfil del promedio, m3xima y m3nimas espaciales estimadas de las zona aptas con el prop3sito de evaluar la variabilidad temporal de este indicador en condiciones climatol3gicas estacionales (Figura 96).

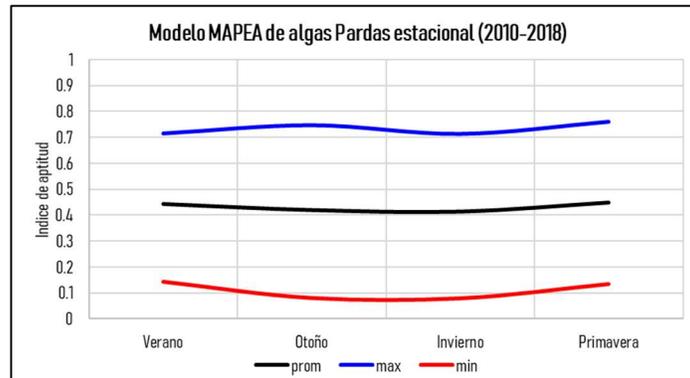


Figura 96. Variabilidad temporal del 3ndice de aptitud APE de algas pardas promedio espacial, extra3do en el 3rea estimada de sitios id3neos de las im3genes climatol3gicas estacionales simuladas.

Para evaluar el 3ndice de aptitud en los sitios AMERB de las organizaciones de pescadores artesanales de las comunidades costeras, se genera un buffer pol3gono de 10 km donde se pueden extraer valores (promedio, m3xima, m3nima, entre otros) de las im3genes (Figura 97).

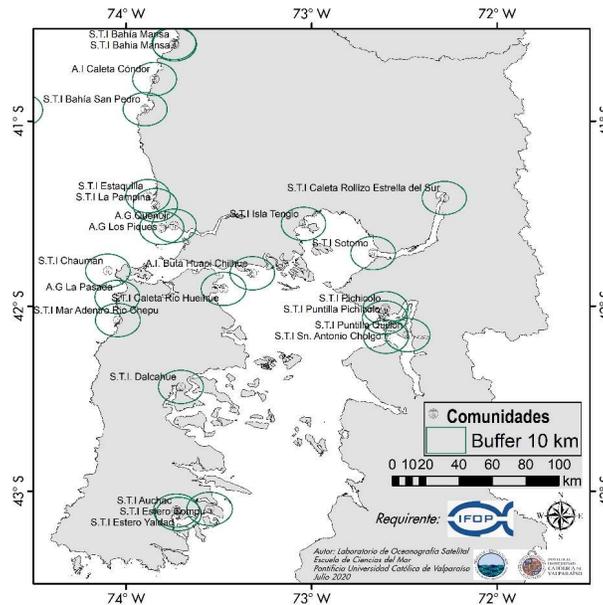


Figura 97. Mapa que muestra los pol3gonos de 10 km de radio utilizados para extraer el 3ndice de aptitud promedio espacial en los sitios AMERB de comunidades de pescadores.



En la Figura 98 se muestran los valores promedio del índice de aptitud climatológico total y estacional para el período enero 2010 a diciembre 2018 extraídos en los polígonos de los sitios/AMERB evaluados en las organizaciones de pescadores de la Región de Los Lagos para el desarrollo de APE de macroalgas.

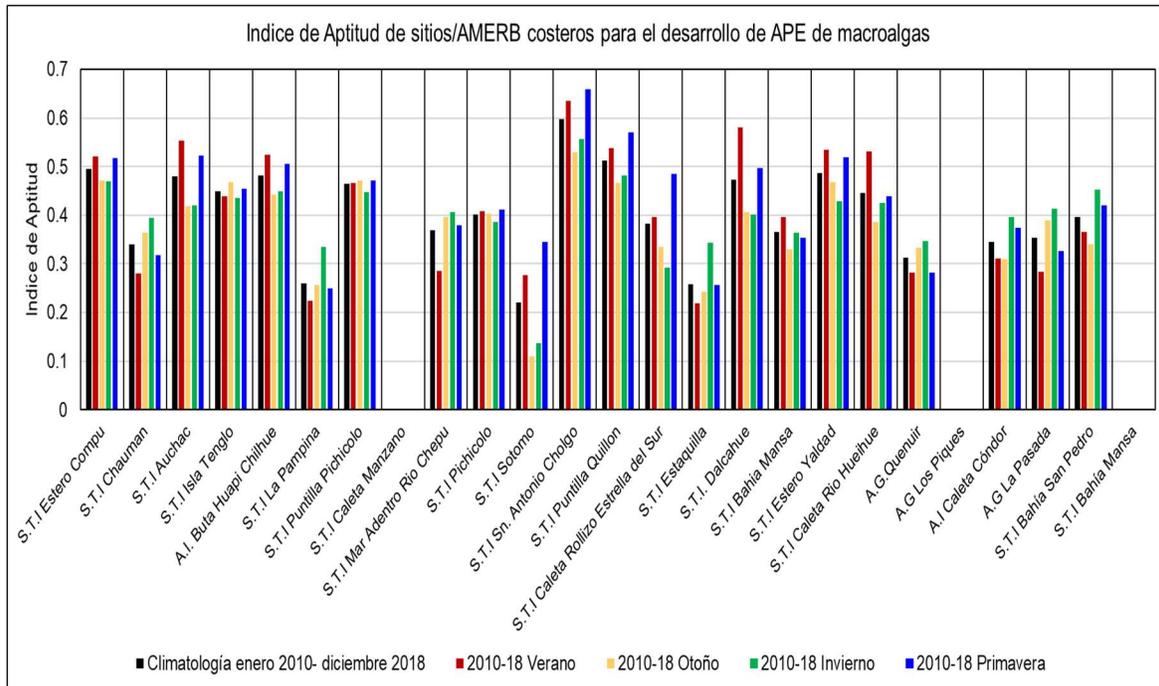


Figura 98. Valores promedio del índice de aptitud climatológico total y estacional para el período enero 2010 a diciembre 2018 extraídos en los polígonos de los sitios/ AMERB evaluados en las OPA de comunidades costeras de la Región de Los Lagos.

En la Figura 99 se muestra la distribución espacial del índice de aptitud climatológico total enero 2010 a diciembre 2018 extraídos en los polígonos de los sitios/ AMERB evaluados en las organizaciones de pescadores de la Región de Los Lagos.

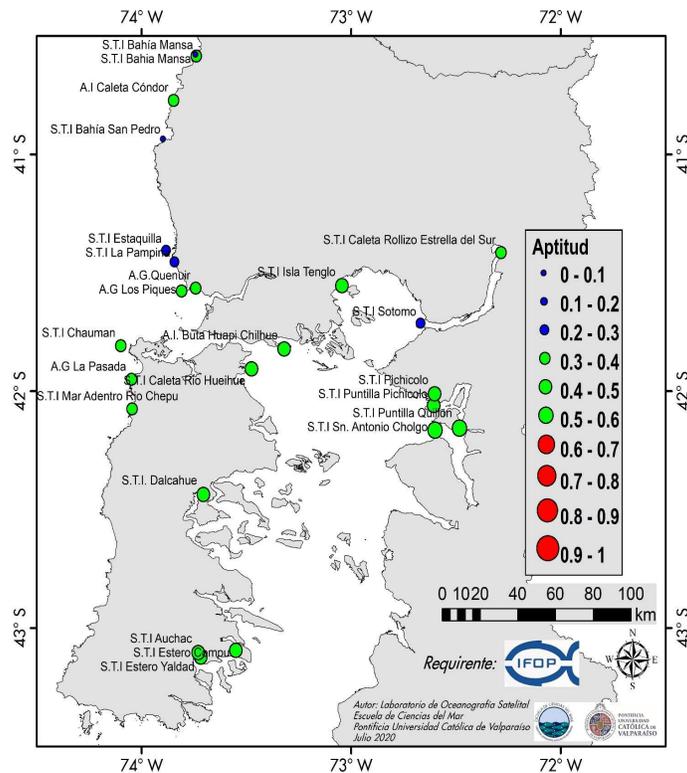


Figura 99. Distribuci3n espacial del 3ndice de aptitud climatl3gico total enero 2010 a diciembre 2018 extra3dos en los pol3gonos de los sitios/ AMERB evaluados en las OPA de comunidades costeras de la Regi3n de Los Lagos.

5.8.4. Generaci3n de productos cartogr3ficos

La informaci3n espacial sistematizada en la geodatabase de las restricciones, factores y salidas del modelo MAPEA, es utilizada para generar los mapas tem3ticos y otros productos cartogr3ficos.

Estos modelos de mapas de salida se definen y guardan en ArcGIS y son utilizados para generar los distintos mapas tem3ticos a partir de la informaci3n espacial de la geodatabase. Adem3s, se pueden definir los siguientes elementos de los mapas tem3ticos: t3tulo, flecha de norte (puntos cardinales), simbolog3as, leyenda, escala, fuentes, toponimia, grilla (latitud y longitud), autor3a y formato cartogr3fico de salida.

Una vez definidas las caracter3sticas de los productos cartogr3ficos requeridos, se procede a la elaboraci3n de los mapas. Todos los productos cartogr3ficos est3n georreferenciados en coordenadas UTM-18S (o latitud / longitud) y Datum WGS-84. Los productos cartogr3ficos se pueden generar con los siguientes tipos de capas espaciales:

Vectores de datos puntuales en ArcGIS 10.3: Los vectores de las mediciones por variables en formato shape de ArcGIS 10.3 son exportados a formato KML, KMZ u otro compatible y requerido para ser incorporados al visualizador institucional



Imágenes (ráster) interpoladas. Los datos de vectores puntuales de las mediciones por variables en formato shape pueden ser interpolados con técnicas geoestadísticas para representarlos como imágenes en formato ArcGIS las que pueden ser exportadas a formato GeoTIFF, JPG u otro compatible y requerido para ser incorporados al visualizador institucional de SUBPESCA. Además, es posible generar vectores de isolíneas o contornos a partir de las imágenes interpoladas y luego superponerlos a éstas.

La información espacial sistematizada en la geodatabase de las restricciones, factores y salidas del modelo MAPEA, es utilizada para generar los mapas temáticos y otros productos cartográficos. Se definió un diseño de Plantilla de Mapa para los productos cartográficos que se muestra en la Figura 100. El diseño incluye los siguientes componentes de los mapas temáticos: título, flecha de norte (puntos cardinales), simbologías, leyenda, escala, fuentes, toponimia, grilla (latitud y longitud), autoría, requirente y formato cartográfico de salida. Estos modelos de mapas de salida se definen y guardan en ArcGIS y son utilizados para generar los distintos mapas temáticos a partir de la información espacial de las geodatabase MAPEA.



Figura 100. Plantilla de salida definida para los mapas cartográficos del modelo MAPEA.

5.8.5. Interpretación y validación de *productos cartográficos*

A pesar del uso masivo del borde costero de la Región de Los Lagos, reflejado en una mayor restricción legal, y la variabilidad espacial propia de la costa de la región, el mar interior de Chiloé



muestra ventajas para el desarrollo del cultivo de algas comerciales a pequeña escala. El mapa de restricciones muestra áreas no aptas (debido a restricciones legales) alrededor del golfo la Poza, colindante al Parque Pureo y el Parque Pudú e Isla Tranqui en el borde sur-este de Chiloé. También las restricciones legales de uso costero afectan el área alrededor del estero Compu y los alrededores del puerto-ciudad de Quellón, así como, las bahías al norte de Huinay.

Por consiguiente, el mapa final de aptitud para cultivo de algas que incluye las restricciones legales, sociales y los factores múltiples de supervivencia (Figura 91), mostró aptitud variable a través de la región. Las diferencias parecen ligadas principalmente a factores físicos como exposición al oleaje y marejadas. Esto se manifiesta en valores de aptitud entre 0.36 - 0.41, obtenidos en bahías expuestas desde Caleta San Pedro hasta Carelmapu. Además, el área Este del seno de Reloncaví también presentó valores bajos (~ 0.31). La costa Este entre Chamiza y Caleta La Arena presentó índices medios/bajos (~ 0.46) al igual que las bahías protegidas entre Quillaipe y Metri. Sin embargo, los valores disminuyen hacia la boca del estuario de Reloncaví en donde el índice alcanza valores ~ 0.31. Valores medios de idoneidad (entre 0.46 – 0.51), estuvieron presentes tanto en el seno de Reloncaví como a lo largo de casi todo el mar interior de Chiloé. Destacan valores ~ 0.51 en el borde Oeste del Seno de Reloncaví desde el sur de la Isla Tenglo hasta Pargüa y alrededor de las Islas Maillén, Huar, Puluquí y al Este de la isla Tabón.

El mar interior de Chiloé mostró mayoritariamente índices medios (0.46 – 0.51), con algunas áreas alcanzando valores de 0.56 en el archipiélago de las Islas Desertores. Altos índices de aptitud fueron encontrados en sectores puntuales al sur de la Región con máxima aptitud en la bahía de Chaitén (~ 0.80). Mientras que índices medio/altos fueron observados a lo largo del borde sur de la isla de Chiloé, colindante al parque Tantauco, donde se alcanzaron valores entre 0.51 – 0.61.

El mapa de sitios aptitud para las organizaciones evaluadas mostró aptitud baja, mayoritariamente, en las comunidades al centro y norte del mar interior (Figura 91). Sin embargo, más del 50% de las organizaciones presentaron aptitud media para el desarrollo de cultivo. Organizaciones con alta aptitud por sitio se encontraron alrededor de Chaitén consistente con los valores máximos de aptitud espacial. La variabilidad estacional del índice de aptitud (Figuras 92-95) que ilustra posibles variaciones del índice según sus componentes ambientales, no mostró efectos marcados sobre los valores de idoneidad finales (Figura 91). Además, los valores promedios de los índices de aptitud separados por sitio de cultivo fueron consistentes con la variación espacial del mapa final, en donde organizaciones residentes en sitios expuestos y con mayor restricción de uso legal presentan menores índices para el desarrollo de cultivos. Estos índices, mostraron que la mayoría de las AMERBS presentaron índices con valores medios (0.4 – 0.5).

En el Mar interior de Chiloé se concentran espacios costeros con índices de valor moderado, validando datos obtenidos en Dalcahue, Achao y Pudeto, en donde los cultivos experimentales han mostrado buena, aunque variable, capacidad de crecimiento, pero un desarrollo limitado en términos de participación organizacional. Las observaciones *in situ* de factores como el epifitismo y carga de nutrientes podría estar exacerbada por efectos antrópicos y/o urbanos los que podrían tener efectos sobre la calidad y el crecimiento de las especies. Sin embargo, los resultados de los cultivos experimentales son consistentes con los índices de aptitud obtenidos en MAPEA.



Objetivo específico 4: *Identificar condiciones abióticas óptimas para el cultivo de especies claves para el desarrollo de APE.*

5.9. Evaluación del desempeño fisiológico-productivo de algas y bivalvos co-cultivados

El objetivo del experimento fue determinar el efecto de diferentes combinaciones de biomasa inicial de co-cultivo sobre el crecimiento de *M. pyrifera* y *M. chilensis*. La hipótesis de investigación fue que las dos especies en co-cultivo tendrán un mayor crecimiento que en mono-cultivos.

Láminas de *M. pyrifera* fueron recolectadas desde las costas de Parga, Calbuco (41,80° S; 73,48° O), mientras que los individuos de *M. chilensis* fueron obtenidos del centro de cultivo “Cultivos Cholche”, durante agosto de 2020. Muestras de cada especie fueron transportadas al laboratorio dentro de una caja refrigerada por no más de una hora. Las muestras fueron limpiadas usando un pincel y agua de mar filtrada para eliminar epibiontes visibles. Luego, fueron aclimatadas por 4 días bajo condiciones estándar de cultivo (15 °C, 100 $\mu\text{mol fotón m}^{-2} \text{s}^{-1}$, 34 ‰).

Luego del periodo de aclimatación, ambas especies fueron co-cultivadas a cinco diferentes proporciones iniciales de biomasa (*M. pyrifera*:*M. chilensis* = 1:0, 2:1, 1:1, 1:2 y 0:1) dentro de estanques de acrílico de 3 L, con flujo continuo de agua de mar (34 ‰). El peso nominal y real para cada proporción inicial de biomasa está detallado en la Tabla 59. Los co-cultivos fueron mantenidos en una sala de temperatura controlada a 15 °C, y la intensidad de luz (100 $\mu\text{mol fotón m}^{-2} \text{s}^{-1}$) fue prevista por tubos LED (T8, 18 W, luz blanca, TEJIE Ltd. San Antonio, Chile) y medida usando un sensor cuántico conectado a un medidor (LP471 PAR y foto-radiómetro HD 2302.0, Delta OHM S.r.l., Italia). Los individuos de *M. chilensis* fueron alimentados dos veces por día con *Nannochloropsis* sp. a una concentración final de 40.000 células mL⁻¹.

El peso fresco y seco de los individuos de cada especie fueron determinados en el día 1 y 24. El exceso de agua en el tejido de cada individuo fue removido con papel absorbente antes de pesar. Las tasa de crecimiento fue calculada de acuerdo a Yong et al. (2013) y Riisgård et al. (2012) para macroalgas y bivalvos, respectivamente.

El rendimiento cuántico máximo (Fv/Fm) del fotosistema II es un indicador de la eficiencia fotosintética máxima en algas (Figueroa et al. 2013), y fue medido usando un fluorómetro de amplitud modulada (Junior-PAM, Walz, Alemania) al día 1 y 24. Las muestras de tejidos de *M. pyrifera* fueron adaptadas a la oscuridad por 15 min. (Schreiber et al. 1995) antes de ser expuestas al Junior-PAM.

La tasa de respiración en *M. chilensis* fue determinada de acuerdo a Gosling (2015) al día 1 y 24. Los individuos de cada tratamiento fueron incubados en frascos sellados de vidrio (1 L) con agua de mar filtrada (1 μm). Estos fueron mantenidos a 15°C por 60 min. Los cambios en la concentración de O₂ fueron medidos usando un sensor conectado a un medidor de O₂ (HI-2004 Edge® Dissolved Oxygen Meter, Hanna instruments, EEUU). Un frasco adicional con agua de mar filtrada sin bivalvos fue usado como blanco.

El rendimiento relativo para *M. pyrifera* (RRMP) y *M. chilensis* (RRMC) fue calculado usando el peso fresco de cada especie, al día 24, en la proporción inicial de co-cultivo correspondiente, con las siguientes ecuaciones (De Wit 1960, Leal et al. 2020):



$$RRMP = \frac{W_{MPMC}}{W_{MP}} \quad \text{or} \quad RRMC = \frac{W_{MCMC}}{W_{MC}}$$

Donde W_{MPMC} es el peso fresco final (g) de *M. pyrifera* co-cultivado con *M. chilensis*, W_{MP} es el peso fresco final de *M. pyrifera* en mono-cultivos, mientras W_{MCMC} es el peso fresco final de *M. chilensis* co-cultivado con *M. pyrifera* y W_{MC} es el peso fresco final de *M. chilensis* en mono-cultivos.

El rendimiento relativo total (RRT) fue calculado usando la ecuación $RRT = RRMP + RRMC$ (De Wit 1960, Leal et al. 2020).

Valores de $RRT = 1,0$ implican competencia entre especies por el mismo recurso limitante, $RRT > 1,0$ indica sinergia entre especies, y $RRT < 1,0$ indica mutuo antagonismo entre las especies (Bi and Turvey 1994).

Los datos correspondientes a la tasa de crecimiento de *M. pyrifera* y a rendimiento relativo fueron transformados a rangos (Potvin and Roff 1993) para satisfacer los supuestos de normalidad (prueba de Kolgomorov-Smirnow) y homocedasticidad de varianzas (prueba de Levene) para ANOVA. Las diferencias estadísticas en tasa de crecimiento, F_v/F_m y tasa de respiración fueron evaluadas a través de ANOVA de una vía, mientras que los resultados del análisis de rendimiento relativo, usando ANOVA de dos vías. La concentración de nitrato fue analizada usando el análisis de Kruskal-Wallis. Análisis estadísticos entre especies no fueron realizados debido a que sus parámetros fisiológicos no son comparables (Leal et al. 2020).

Tabla 59.

Biomasa inicial y final de *M. pyrifera* y *M. chilensis* co-cultivados a cinco proporciones diferentes. La biomasa nominal inicial fue 32 g peso fresco en 3 L. Los datos corresponden al promedio \pm DE (n = 4).

Proporción de co-cultivo (<i>M. pyrifera</i> : <i>M. chilensis</i>)	Biomasa real co-cultivada (g peso fresco)					
	Inicial			Final		
	<i>M. pyrifera</i>	<i>M. chilensis</i>	Total, en 3 L	<i>M. pyrifera</i>	<i>M. chilensis</i>	Total, en 3 L
1:0	32.00 \pm 0.14	—	32.00	36.12 \pm 1.81	—	36.12
2:1	21.44 \pm 0.18	16.56 \pm 0.39	33.00	27.24 \pm 1.43	12.81 \pm 0.53	40.05
1:1	16.49 \pm 0.36	16.45 \pm 0.34	32.95	20.59 \pm 1.16	18.59 \pm 0.86	39.18
1:2	11.52 \pm 0.30	21.55 \pm 0.27	33.06	14.03 \pm 1.47	23.36 \pm 1.30	37.39
0:1	—	32.28 \pm 0.51	32.28	—	34.20 \pm 1.30	34.20

Luego de 24 días, la tasa de crecimiento varió entre 0,50 y 1,00 % día⁻¹, y 0,24 y 0,51 % día⁻¹ para *M. pyrifera* y *M. chilensis*, respectivamente (Figura 101), pero no se observaron diferencias significativas entre proporciones de co-cultivo en ambas especies (Tabla 60). Los valores de F_v/F_m en *M. pyrifera* variaron entre 0,686 y 0,704 (Figura 102), pero no se observaron diferencias significativas entre tratamientos (Tabla 60). La tasa de respiración de *M. chilensis* varió entre 2,55 y 9,93 %O₂ g⁻¹ h⁻¹, con diferencias significativas entre tratamientos (Tabla 60), con los mayores valores observados en día 1 y los menores valores en la proporción de co-cultivo 0:1 (Figura 103).



Luego de 24 días, RRMP varió entre 0 y 0,76 mientras RRMC vario entre 0 y 0,68 (Figura 104), pero no se observaron diferencias significativas entre RRMP y RRMC (Tabla 60). El RRT vario entre 1,0 y 1,13 (Figura 104) con diferencias significativas entre proporciones (Tabla 60). Se observaron valores de RRT > 1,0 en las proporciones 2:1, 1:1 y 1:2, indicando una relación sinérgica entre las especies co-cultivadas. Luego de 24 días, la concentración de nitrato en el agua de mar de cada tratamiento de co-cultivo vario entre 100 y 155 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Figura 105), pero no se observaron diferencias estadísticas entre tratamientos ($H = 5,139$ con 4 grados de libertad; $P = 0,273$).

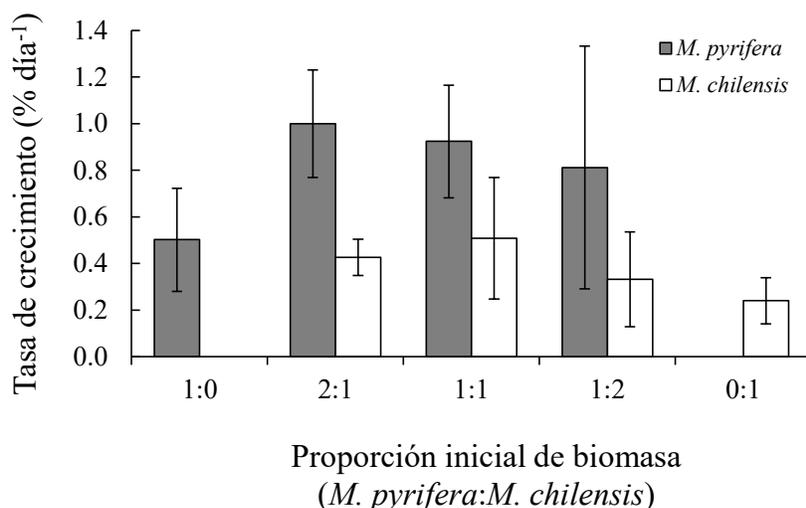


Figura 101. Tasa de crecimiento de *M. pyrifera* y *M. chilensis* después de 24 días de co-cultivo en cinco proporciones iniciales de biomasa. Barras representan promedio \pm DE ($n = 4$).

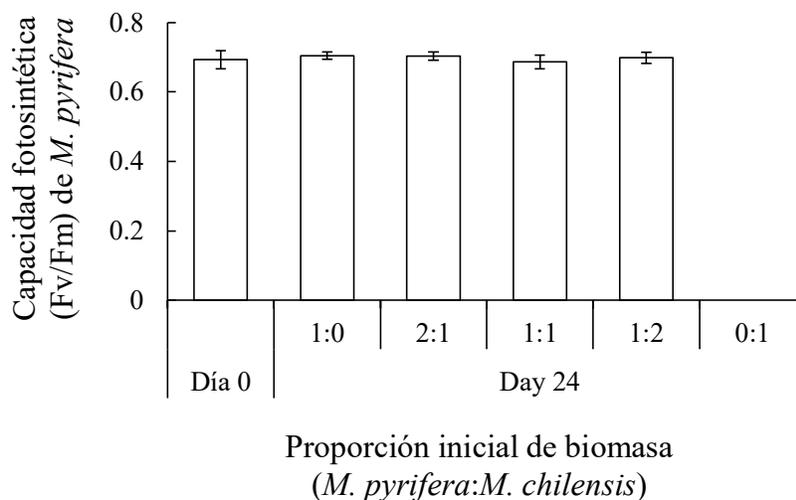


Figura 102. Capacidad fotosintética de *M. pyrifera* al día 1 y 24 en co-cultivos a cinco diferentes proporciones iniciales de biomasa. Barras representan promedio \pm DE ($n = 4$).

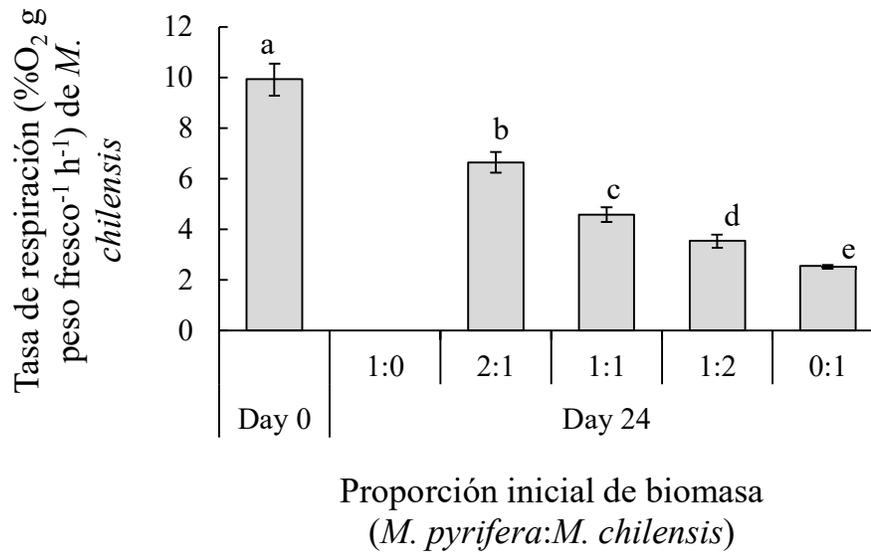


Figura 103. Tasa de respiraci3n de *M. chilensis* al día 1 y 24 en co-cultivos a cinco diferentes proporciones iniciales de biomasa. Barras representan promedio ± DE (n = 4). Subgrupos estadísticamente diferentes son agrupados por letras minúsculas como a > b > c > d > e (Tukey, P < 0.05).

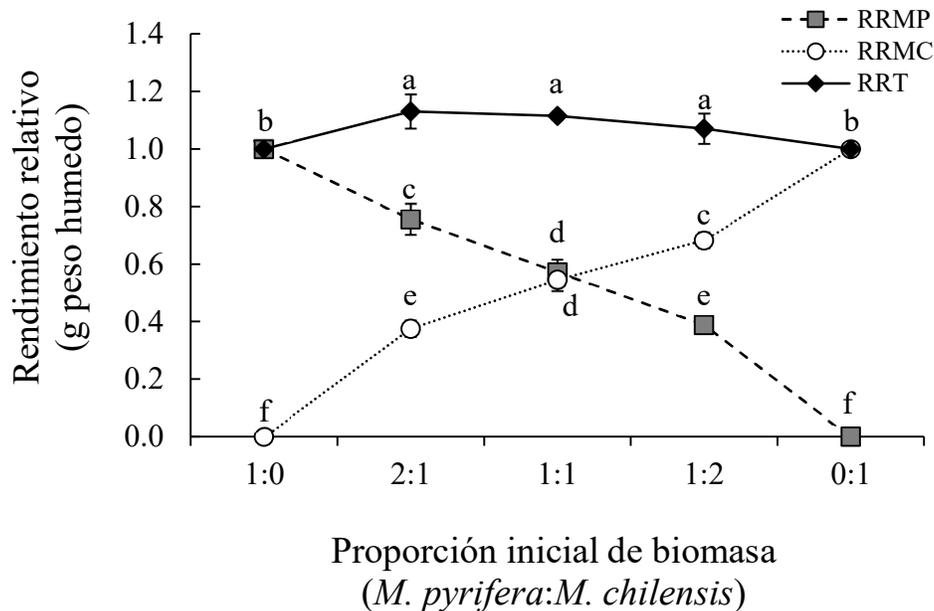


Figura 104. Rendimiento relativo de *M. pyrifera* y *M. chilensis* despu3s de 24 días de co-cultivo en cinco proporciones iniciales de biomasa. RRMP, rendimiento relativo de *M. pyrifera*; RRMC, rendimiento relativo de *M. chilensis*; y RRT, rendimiento relativo total. Puntos representan promedio ± DE (n = 4). Subgrupos estadísticamente diferentes son agrupados por letras minúsculas como a > b > c > d > e > f (Tukey, P < 0.05).

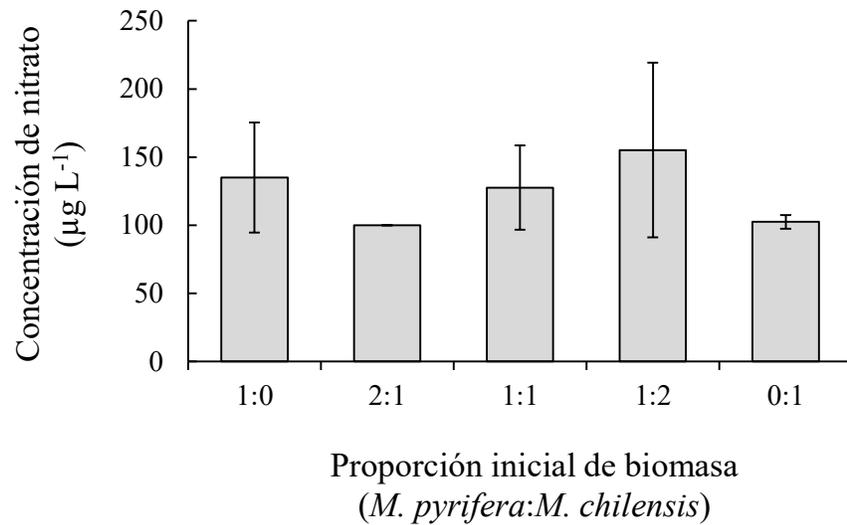


Figura 105. Concentraci3n de nitrato en agua de mar en el tratamiento de proporci3n inicial de biomasa correspondiente. Barras representan promedio \pm DE (n = 4).

Tabla 60.

Resultados de significancia de ANOVA para los efectos de co-cultivo sobre distintas variables fisiol3gicas de *M. pyrifera* y *M. chilensis*.

Variable	Fuente de variaci3n	Grados de libertad	Suma de cuadrados	de Cuadrado medio	F	P
Tasa de crecimiento <i>M. pyrifera</i>	Proporci3n de co-cultivo	3	123,500	41,167	2,282	0,131
	Residual	12	216,500	18,042		
	Total	15	340,000			
Tasa de crecimiento <i>M. chilensis</i>	Proporci3n de co-cultivo	3	0,161	0,0537	1,715	0,217
	Residual	12	0,376	0,0313		
	Total	15	0,537			
Fv/Fm de <i>M. pyrifera</i>	Proporci3n de co-cultivo	4	0,000925	0,000231	0,718	0,593
	Residual	15	0,00483	0,000322		
	Total	19	0,00576			
Tasa de respiraci3n <i>M. chilensis</i>	Proporci3n de co-cultivo	4	137,115	34,279	226,080	< 0,001
	Residual	15	2,274	0,152		
	Total	19	139,389			
Rendimiento relativo en co-cultivo	Rendimiento relativo	2	10166,800	5083,400	1091,90	< 0,001
	Proporci3n de co-cultivo	4	194,667	48,667	10,453	< 0,001
	Rendimiento relativo x Proporci3n de co-cultivo	8	7042,033	880,254	189,076	< 0,001
	Residual	45	209,500	4,656		
	Total	59	17613,000	298,525		



5.10. Evaluación del desempeño fisiológico-productivo de algas y bivalvos a condiciones de cambio climático

*5.10.1. Evaluación de la tolerancia a la temperatura de *M. pyrifera* en el contexto de calentamiento oceánico*

Durante noviembre del 2019 se evaluó la curva de tolerancia a temperatura en estadios tempranos de *M. pyrifera*. Se colectó tejido fértil (i.e., esporofilas con sorus, $n \geq 10$ individuos) desde una población natural en Dalcahue. La obtención de esporas se realizó de acuerdo a las metodologías reportadas para macroalgas pardas (Leal and Roleda 2018). Luego del proceso de esporulación, las esporas fueron cultivadas en agua de mar enriquecida ($2 \text{ g L}^{-1} \text{ KNO}_3$ y $0,2 \text{ g L}^{-1} \text{ NaH}_2\text{PO}_4$) y depositadas por separado en placas multi-pocillo (6 pocillos aislados, cada uno representa una réplica) y expuestas a cinco temperaturas (8, 12, 14, 18 y 20°C) dentro de tres cámaras incubadoras idénticas (FOC 215IL, VELD Scientifica srl. Italia). La intensidad de luz se mantuvo a $54,3 \pm 1,8 \mu\text{mol fotón m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ con un fotoperiodo de 12h:12h. El medio de cultivo fue renovado cada dos días. El porcentaje de germinación (día 3) fue monitoreados usando una cámara fotográfica digital (Mshot MD90, Micro-shot Technology Co., Ltd., Guangzhou, China) conectada a un microscopio invertido (DMi1, Leica Microsystems Inc., IL, USA). A la fecha, el cultivo de *M. pyrifera* continúa siendo monitoreado y otros parámetros de desarrollo (gametogénesis, juveniles, etc.) serán evaluados cuando corresponda.

Para satisfacer normalidad (prueba Kolmogorov-Smirnov) y homogeneidad de varianzas (prueba de Levene), los datos de porcentaje de germinación fueron transformados a logit (Warton and Hui 2011). La significancia estadística en germinación de esporas fue evaluada usando ANOVA ($P < 0,05$) de una vía. La prueba de Tukey fue aplicada cuando un efecto significativo de las variables fue observado. Todos los análisis estadísticos fueron realizados usando el software SigmaPlot v. 12.0 (Systat Software, Inc., San José, CA).

Después de tres días de cultivo, la germinación de meiosporas de *M. pyrifera* varió entre 60 y 95% (Figura 106), con diferencias significativas entre temperaturas (ANOVA, $P > 0,05$). El porcentaje máximo de germinación se observó a 14°C , seguido por el tratamiento de 12°C (Tukey, $P < 0,05$). La germinación a 8, 18 y 20°C fue alrededor de 60% sin diferencias significativas entre tratamientos. (Tukey, $P > 0,05$).

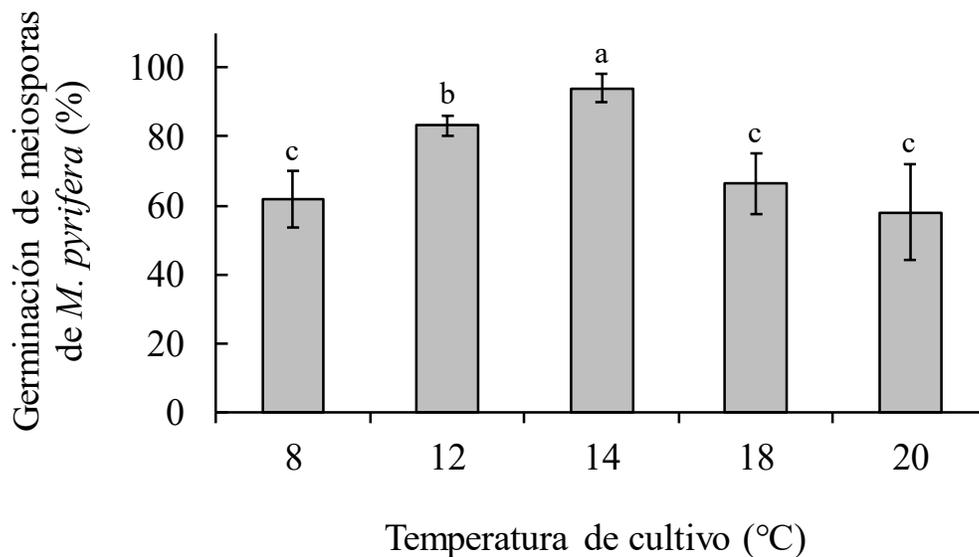


Figura 106. Porcentaje de germinaci3n de meiosporas de *M. pyrifera* cultivadas a cinco tratamientos de temperatura (8, 12, 14, 18 y 20°C). Barras representan promedio \pm desviaci3n estandar (n = 6). Subgrupos estadísticos est3n agrupados por letras minúsculas (a > b > c; Tukey, P < 0,05)

5.10.2. Experimento de acidificaci3n

Para evaluar el desempe1o fisiol3gico-productivo de recursos clave para APE se requieren condiciones e infraestructura de laboratorio m3nimas para el desarrollo de experimentos. Hasta la fecha, hemos reacondicionado la infraestructura de nuestros laboratorios en Hueihue y adquirido equipamiento b3sico de experimentaci3n (c3maras de cultivo, microscopios, lupas, etc.). Adem3s, el sistema de agua de mar (filtros, estanques de cultivo, iluminaci3n, etc.) requerido para experimentos de cultivo de organismos marinos ya ha sido implementado. Durante el segundo semestre de 2019, se termin3 de construir el sistema para el cultivo de macroalgas y/o bivalvos. (Figura 107) que consta de 24 estanques experimentales de 3 L, equipos calefactores (termostatos, bateas, etc.) para modificar la temperatura del medio de cultivo. El sistema de iluminaci3n, necesario para el cultivo de macroalgas, y de filtraci3n de agua de mar tambi3n fueron terminados (Figura 107). El sistema de gases para simular experimentalmente condiciones de cambio clim3tico (i.e., calentamiento y acidificaci3n oce3nica) ya fue implementado siguiendo el dise1o obtenido durante la etapa anterior (Figura 108).

Durante julio-agosto de 2020, se inici3 un experimento para evaluar los efectos de la acidificaci3n oce3nica sobre *M. pyrifera* y *M. chilensis* en co-cultivo. Sin embargo, ocurrieron errores insalvables en los controladores de flujo m3sico de gases. Esto gener3 inestabilidad en el pH del agua de mar experimental, provocando resultados inexactos y poco confiables. Actualmente, se est3 trabajando en la recalibraci3n de los controladores de flujo masico para modificar el pH del agua al nivel requerido antes de repetir el experimento.



Figura 107. Fotografía de sistema para realizaci3n de experimentos de co-cultivo bajo condiciones de cambio climático, en laboratorio ARM_{lab}, ubicado Hueihue.

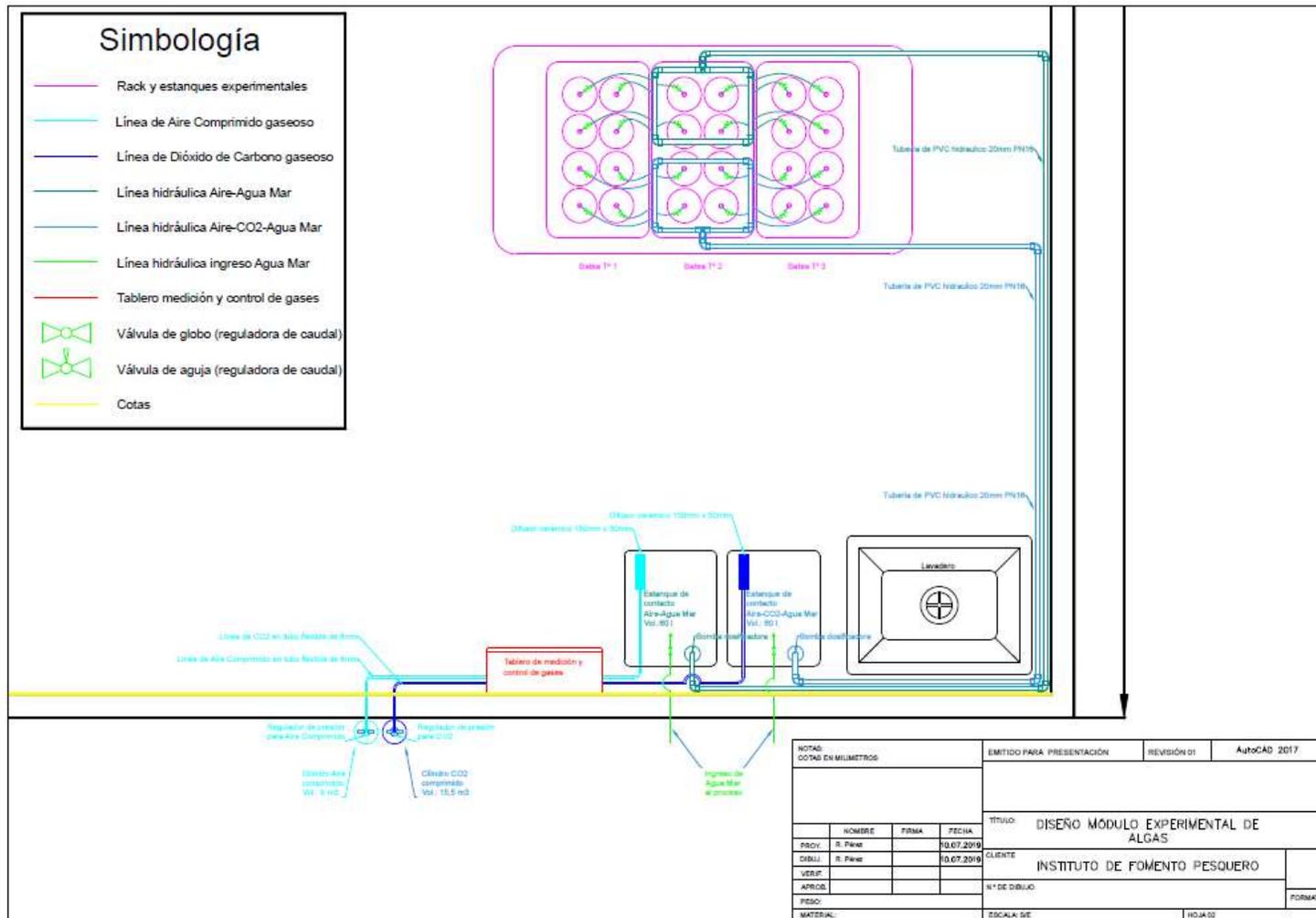


Figura 108. Diagrama detallando sistema de gases para generar condiciones de acidificaci3n oceánica en condiciones de laboratorio.



Objetivo específico 5: *Evaluar interacciones de acuicultura y repoblación de algas y ambiente.*

5.11. Revisión bibliográfica de impactos genéticos asociados a la acuicultura y repoblación de macroalgas

Dado el contexto nacional, donde la acuicultura de macroalgas se vislumbra como una actividad emergente y de alto impacto social y económico, esta revisión bibliográfica busca recopilar la información disponible acerca de los efectos de la domesticación sobre la acuicultura de macroalgas y el ecosistema. Además, se definirán conceptos relacionados al tema, tales como domesticación, diversidad genética, etc. Esta revisión bibliográfica será ampliada con ejemplos de casos nacionales e internacionales. Finalmente, se destacarán líneas claves de investigación en domesticación de macroalgas y se propondrán herramientas para realizar una APE de macroalgas sustentable en Chile.

La importancia de las macroalgas ha incrementado exponencialmente desde 1960 debido a sus usos en la industria agrícola, alimentaria, farmacéutica, bio-combustible, textil y plástico (Buschmann et al. 2006, 2008, Camus et al. 2016). Esta demanda y la necesidad por reducir la sobreexplotación de recursos naturales ha generado un aumento en el cultivo de macroalgas a nivel mundial. Para poder cultivar una especie de macroalga, es necesario identificar y controlar características fenotípicas de interés para el ser humano para desarrollar en un ambiente antropogénicamente modificado. Este proceso es denominado domesticación (Valero et al. 2017) he implica la acción de manejo y cultivo para aumentar el rendimiento del recurso de interés en un sistema de producción y consumo de los productos obtenidos (Zeder 2015, Valero et al. 2017). La domesticación de macroalgas requiere evaluar la diversidad genética de los cultivares y poblaciones naturales, y conocer la heredabilidad de rasgos seleccionados para reducir el riesgo de impactos en el medio ambiente (Loureiro et al. 2015, Zeder 2015, Valero et al. 2017).

Los impactos de la domesticación de macroalgas pueden ser negativos para el medio ambiente ya que los cultivos de macroalgas son generados usando principalmente especies silvestres en ambientes naturales mínimamente controlados por los cultivadores (Loureiro et al. 2015, Zeder 2015, Valero et al. 2017). La domesticación genera un flujo genético desde los cultivos hacia el ambiente que favorece la fijación de los rasgos seleccionados del organismo cultivado en las poblaciones naturales (Loureiro et al. 2015, Zeder 2015, Valero et al. 2017). Este flujo genético puede promover una propagación masiva de los rasgos seleccionados, generando una erosión genética (i.e., empobrecimiento de la diversidad genética) en las poblaciones nativas (Valero et al. 2017). Por lo tanto, se requiere estudiar cuidadosamente los impactos de diferentes estrategias de manejo de los recursos genéticos de macroalgas cultivadas, tales como cultivos vegetativos versus cultivos desde esporas (ciclo reproductivo sexual), pureza genética de los cultivares, transporte de material genético entre regiones físicamente aisladas, y la interacción de praderas cultivadas con poblaciones naturales aledañas (Loureiro et al. 2015, Zeder 2015, Valero et al. 2017). A nivel mundial, existe evidencia que indica que la domesticación ha producido una reducción en la diversidad genética de distintas especies de macroalgas cultivadas, incluyendo a *A. chilensis*, *Undaria pinnatifida*, *Ulva prolifera* y *Porphyra yezoensis* (Huh et al. 2004, Voisin et al. 2005, Niwa and Aruga 2006, Guillemín et al. 2008). En Chile,



por ejemplo, un estudio genético comparó poblaciones naturales y cultivadas de *A. chilensis*, indicando que las acciones intensivas de selección durante múltiples generaciones han reducido significativamente la variabilidad genética en los cultivos (Guillemin et al. 2008). Esto es de importancia ya que *A. chilensis* es la especie algal más cultivada a lo largo del país, principalmente para la producción de agar (Buschmann et al. 2008). La estimación de la extensión de este flujo genético desde los cultivos al medio ambiente puede ser útil para diseñar prácticas de cultivo y estrategias de conservación para la acuicultura de macroalgas en Chile.

Todos los organismos cultivados por los humanos han sido activamente dispersados más allá de su rango de distribución por los humanos (Valero et al. 2017). La introducción comercial de especies y genotipos no-nativas entre continentes ha resultado en muchos ejemplos de invasión (Loureiro et al. 2015, Valero et al. 2017). Especies no-nativas representan un riesgo para comunidades nativas costeras ya que son tolerantes a amplios rangos de factores ambientales y de crecimiento rápido (Valentine et al. 2007, Loureiro et al. 2015). Estas ventajas fisiológicas permiten a las especies no-nativas competir y en algunos casos superar a especies nativas (Voisin et al. 2005, Russell et al. 2008, Grulois et al. 2011, Schiel and Thompson 2012). Un reciente ejemplo de expansión en la distribución es la que ocurrió en 2014, cuando se describió por primera vez la presencia de *A. chilensis* en Tacna, Perú (Arakaki et al. 2015). Esta nueva población de *A. chilensis* representa la población más al norte de la especie y se ha mantenido asexualmente por más de cuatro años en la localidad (Arakaki et al. 2015, Robitzch et al. 2019).

Otro efecto de la domesticación es el aumento de la vulnerabilidad de los organismos cultivados a pestes y patógenos, y a depredación (Loureiro et al. 2015, Valero et al. 2017). Las condiciones ambientales costeras a las que se somete un cultivo en el mar exponen la producción de macroalgas a todo tipo de pestes y patógenos, que pueden impactar fuertemente esta actividad comercial. Esto es debido a la alta densidad de cultivos monoespecíficos y de baja diversidad genética favorece la propagación de patógenos en particular (e.g., virus, hongos, protistas y bacterias), ciertos herbívoros de pequeño tamaño que usan el alga como hábitat y alimento (Gachon et al. 2010, Loureiro et al. 2015). Por ejemplo, el aumento de cultivos intensivos ha incrementado enfermedades causadas por diferentes patógenos en *P. yezoensis* (Ding and Ma 2005, Gachon et al. 2010). En relación a las pestes, las algas epifitas que crecen sobre la superficie de la macroalga cultivada, afectan negativamente la producción de biomasa ya que disminuyen la disponibilidad de luz, el intercambio de gases y nutrientes con la columna de agua, lo que genera fragmentación del talo, entre otros efectos negativos (Svirski et al. 1993, Fletcher 1995, Wahl 2008). En Chile, durante el verano de 2014 la producción de *A. chilensis* sufrió pérdidas significativas (> 90%) debido a la proliferación de la macroalga verde *Rhizoclonium* sp. (Subsecretaría de Pesca y Acuicultura 2015), la cual es un epifito típico en cultivos de macroalgas filamentosas, que se enreda con el talo de la especie cultivada, impidiendo su venta (Fletcher 1995).

Dado que no se pueden usar pesticidas en el ambiente marino, un desafío es desarrollar estrategias de manejo de la especie cultivada para reforzar sus defensas naturales. Existe conocimiento básico sobre los mecanismos de defensas de las macroalgas. En particular, se han logrado identificar algunas vías metabólicas y de señalización celular que regulan la respuesta de las algas frente a un ataque de



patógenos o herbívoros, definiendo el equivalente de una respuesta inmune (Hay 2009). Pero aún no se pueden traducir en soluciones útiles para la acuicultura. Un desafío importante consiste en identificar cepas naturalmente resistentes a epifitos y/o patógenos, identificar las moléculas y los genes subyacentes a esta resistencia, y a partir de ahí producir cepas mejoradas en resistencia (Gachon et al. 2010, Loureiro et al. 2015). Posteriormente, el desafío será de manejar la diversidad de formas de resistencia (manipulando la diversidad genética subyacente) para lidiar con la diversidad de pestes y patógenos, que suele ser altamente dinámica. Otra brecha de conocimiento corresponde al efecto de los traslados masivos de biomasa entre regiones, y a veces fuera del rango natural de distribución de la especie, para siembra de cultivos o acciones de repoblación (Guillemin et al. 2014, Camus et al. 2018).

En Chile, la industria acuicultora de macroalgas aún está en sus primeras etapas de desarrollo. Por lo tanto, esta industria sigue requiriendo mejoras tecnológicas y de manejo, como también marcos ambientales y sociales adecuados (Robinson et al. 2012, Rebours et al. 2014). Una herramienta innovadora para la protección organismos de importancia económica es el banco de material biológico, comúnmente llamados bancos de germoplasma (Tanksley 1997, Wang et al. 2011, Barrento et al. 2016, Wade et al. 2020). Los beneficios de un banco de germoplasma para macroalgas incluyen la protección de la diversidad genética de especies de importancia comercial y/o ecológico (Barrento et al. 2016, Wade et al. 2020). Además, al ser una herramienta de protección intelectual, una reserva de la diversidad genética puede ser usada, por ejemplo, en la industria acuícola y en la restauración ecológica bajo escenarios de aumentos de demanda y cambio climático, respectivamente (Barrento et al. 2016). Esto es de particular importancia, ya que las comunidades de macroalgas tienen influencia directa sobre la biodiversidad marina como también sobre la reproducción, reclutamiento y crecimiento de la fauna marina (Dayton 1985, Graham et al. 2007). Por ejemplo, pesquerías bentónicas (e.g., erizo y moluscos) dependen de la existencia de comunidades de diferentes especies de macroalgas (Vásquez 1995, Vásquez et al. 2014). Sin embargo, es necesario crear regulaciones y directivas que permitan buenas prácticas de cultivo para asegurar la protección ambiental, social y económica de los recursos costeros (Robinson et al. 2012, Rebours et al. 2014)

5.12. Taller de expertos en impactos genéticos asociados a la acuicultura y repoblación de macroalgas

Durante los días 25 y 26 noviembre del 2019 en la ciudad de Puerto Montt, se realizó el Taller denominado “Avanzando hacia un enfoque responsable en la acuicultura, repoblación y manejo de macroalgas en Chile”. El objetivo general del taller fue “Analizar avances y brechas de investigación e implementación para un enfoque responsable en acuicultura, repoblación y manejo de macroalgas desde la perspectiva del resguardo del patrimonio genético”. Contó con la presencia de 22 profesionales que representaban a la academia, institucionalidad pesquera y de acuicultura, industria y al IFOP (ver listas de asistencia y registro fotográfico en Anexo 2). A continuación, se presenta un resumen del programa del Taller:



DIA 1

SECCIÓN 1

Objetivo: Conocer el estado actual nacional (e internacional) respecto a las múltiples dimensiones del patrimonio genético para un desarrollo sostenible de la acuicultura, manejo y repoblación de algas.

Modalidad: Presentaciones y preguntas

Sección 1.1. Presentación y contexto del taller

- 1.-Bienvenida y Presentación Taller: Identificación Problemática, Estructura, Objetivos, Productos.
Francisco Cárcamo – Departamento de Repoblación y Cultivo - IFOP

Sección 1.2. Normativa y regulación cultivo, explotación y manejo de macroalgas

- 2.-Nuevas Normativa y Programas aplicables a la Acuicultura de Algas en Chile.
Sergio Mesa – División de Acuicultura - SUBPESCA Valparaíso.
- 3.-Aspectos generales y normativos del manejo de la pesquería de macroalgas en el país.
Nicole Maturana Ramírez – División de Administración Pesquera - SUBPESCA Valparaíso.

Sección 1.3. Manejo responsable de los recursos genéticos para un desarrollo sostenible de la acuicultura, repoblación y manejo de macroalgas

- 4.-Pelillo *Agarophyton chilense* como caso de estudio y ejemplo.
Marie-Laure Guillemain – ICAEV - Universidad Austral de Chile
- 5.-Huiro *Macrocystis pyrifera* como caso de estudio y ejemplo.
Carolina Camus – Centro i-Mar - Universidad de Los Lagos
- 6.-Perspectivas de la biología evolutiva aplicada al recurso de macroalgas.
Sylvain Faugeron – Departamento de Ecología - Pontificia Universidad Católica de Chile
- 7.-Preservación de recursos genéticos en colecciones de cultivo.
Sylvain Faugeron – Departamento de Ecología - Pontificia Universidad Católica de Chile
- 8.-Pesquería de algas pardas: Consideraciones de manejo y conservación
Julio Vásquez – Departamento de Biología Marina - Universidad Católica del Norte
- 9.-Avances en conservación de algas en Perú.
Natalia Arakaki - Dirección General de Investigaciones en Acuicultura -Instituto del Mar del Perú

Sección 1.4. Prácticas productivas asociadas a la acuicultura de algas



10.-Oportunidades de desarrollo a partir del cultivo de macroalgas chilenas Jaime Zamorano - GELYMAR

En Anexo 2, se presentan las ponencias de los diferentes expertos expositores del Taller.

SECCIÓN 2

Objetivo: Identificar y analizar elementos centrales para el desarrollo de un enfoque responsable en acuicultura, repoblación y manejo de algas desde la perspectiva del resguardo del patrimonio genético.

Modalidad: Mesa redonda y trabajo participativo

Sección 2.1. Identificación de brechas y desafíos

-Trabajo participativo y discusión grupal en: Identificación de brechas/vacíos de investigación, tecnológicos y regulatorios para el desarrollo de un enfoque responsable en acuicultura, repoblación y manejo de macroalgas

Sección 2.2. identificación y definición de elementos centrales

-Trabajo participativo y discusión grupal en: Identificación y propuesta de elementos prioritarios para el desarrollo de una normativa/regulación/recomendaciones que permita el resguardo del patrimonio genético y avanzar en el desarrollo sostenible de la acuicultura y la repoblación de macroalgas. Perspectiva institucional, productiva, académica.

DIA 2

SECCIÓN 3

Objetivo: Diseñar propuesta de plan de acción para un enfoque responsable en acuicultura y repoblación de algas desde la perspectiva del resguardo del patrimonio genético.

Modalidad: Mesa redonda y trabajo participativo

Sección 3.1. Plan de acción y documentos asociados

-Trabajo grupal en confección de un Plan de Acción y otros documentos-productos del Taller para el desarrollo de un enfoque responsable en acuicultura, repoblación y manejo de macroalgas

En el Anexo 3 se adjunta Documento de Trabajo del Taller titulado “Avances necesarios para el resguardo del patrimonio genético en la acuicultura y manejo de macroalgas en Chile”. En la sección 7 de dicho documento, se presenta una “Plan de acción” con recomendaciones identificadas como necesarias para implementar un enfoque responsable en la acuicultura, repoblación y manejo de macroalgas en Chile, considerando el acceso y conservación de los recursos genéticos macroalgales. Dichas recomendaciones se presentan identificando el ámbito de impacto, las posibles acciones para contribuir a su ejecución, así como los principales actores que deben o pueden estar involucrados o ser responsables.



5.13. Revisión bibliográfica de impactos ecosistémicos de la acuicultura y repoblación de macroalgas

5.13.1. Impactos ecosistémicos de la acuicultura de macroalgas

Actualmente se acepta de manera general, que la acuicultura de especies extractivas como bivalvos y algas produce efectos reducidos en el ambiente marino o al menos, significativamente menores que la acuicultura de peces carnívoros (Crawford et al. 2003, Macleod et al. 2004, Coen et al. 2007, Kotta et al. 2009, Thomsen et al. 2010, Lacoste et al. 2018). Mientras la acuicultura intensiva de salmones puede alterar gravemente las características y resiliencia del ecosistema (Buschmann et al. 2006, 2009), la acuicultura de bivalvos tiene tanto efectos negativos (e.g., biodeposición, generación de basura) como positivos (e.g., mejora de la calidad de agua, reciclaje de nutrientes, huella de producción reducida, bajo impacto cultural/social).

Por otro lado, hasta ahora la evidencia disponible sugiere que la acuicultura de algas parece no causar efectos evidentes o significativamente negativos en el ambiente circundante (Zhang et al. 2009, Ren et al. 2014, Walls et al. 2017, Hasselström et al. 2018, Broch et al. 2019). Sin embargo, el conocimiento de potenciales riesgos es incompleto, así como, herramientas regulatorias que den cuenta de ellos (Wood et al. 2017, Hasselström et al. 2018, Campbell et al. 2019).

Ejemplos sobre el impacto de acuicultura a gran escala de bivalvos, algas y su co-cultivo ha sido estudiado por Zhang et al. (2009). Zhang et al. evidenciaron que el ambiente bentónico en la bahía de Sungo (China) aún conservaba buen estatus de calidad luego de un período de 20 años sometida al cultivo intensivo de algas, otras y ostiones (i.e., 540.000, 120.000 y 450.000 ton año⁻¹, respectivamente). La principal razón parece ser el no uso de alimento artificial, una baja biomasa/área de cultivo (<4 kg biomasa m⁻²) y la aparente facilitación de bajas tasas de enriquecimiento orgánico debido a la acción de los patrones y velocidad de las corrientes predominantes. Corrientes de mayor velocidad han sido relevantes en la reducción de tasas de enriquecimiento en acuicultura de bivalvos e incluso de salmónidos en Nueva Zelanda (Keeley et al. 2009, Keeley et al. 2013, Macleod et al. 2004).

Por otro lado, la presencia de policultivos, en donde existe un aumento en la producción de oxígeno debido a la fotosíntesis de las algas, podría ayudar a organismos bentónicos bajo los cultivos a alcanzar sus demandas, y a su vez, podría evitar el agotamiento localizado de oxígeno o acumulación de sulfuros en el sedimento. Esto ha sido abordado teóricamente (Fernández et al. 2019), y con resultados observados en experiencia análogas en áreas de cultivo en China (Zhang et al. 2009, Ren et al. 2014, Han et al. 2017) e Irlanda (Walls et al. 2017).

Campbell et al. (2019), estimaron riesgos y cambios ambientales potenciales de la acuicultura a nivel industrial de algas en Europa. Su análisis sugiere que debido a la escala y la densidad relativamente reducida de los cultivos existentes (i.e., ~4.7 ton peso seco ha⁻¹), los riesgos ambientales como agotamiento de nutrientes, efectos negativos en el crecimiento del fitoplancton y sombreado del fondo parecen escasos. Su análisis incluye un modelo del régimen de nutrientes de una granja hipotética de



20 km² (20 ton peso seco ha⁻¹), el cual, predice una disminución del fitoplancton dentro de la granja y una reducción del 10% en la concentración de clorofila hasta unos 7.5 km del sitio de cultivo (Aldridge et al. 2012). Así mismo, un modelo hidrodinámico de una granja de 112 km² en el mar del norte con varias densidades de cultivo, pronosticó disminuciones significativas de nutrientes sólo con aquellas densidades más altas (Aldridge et al. 2012). Así mismo, la modelación dentro de un estuario escocés de los requerimientos de nitrógeno de una granja hipotética de 20 km² (20 ton peso seco ha⁻¹) con una producción/ extracción de 480 ton año⁻¹, sugirió una reducción potencial significativa del nitrógeno en la columna de agua (Aldridge et al. 2012). Sin embargo, si se tiene en cuenta una planificación espacial coherente, en donde los cultivos se ubiquen en sitios donde los nutrientes sean elevados artificialmente, los riesgos de granjas hipotéticas de gran densidad y envergadura pueden ser evitados. Aldridge et al. (2012) determinaron en el 2010 que alrededor de 7.500 ton de nitrógeno fueron liberados al ambiente por la industria salmonera de Escocia.

De esta manera países que presenten efectos antrópicos similares pueden aprovechar este espacio como una alternativa adicional de biorremediación. Por lo tanto, si bien las granjas de algas actuales parecen no tener efectos serios sobre el ambiente, una granja de gran tamaño (> 100 km² – 100 ton peso seco ha⁻¹) o varias granjas pequeñas que sumen producciones similares, podrían tener efectos sobre ciclos bioquímicos en sitios propensos a limitación de nitrógeno o fósforo (Wood et al. 2017, Campbell et al. 2019).

En otro aspecto, Williams & Smith (2007) en una revisión global sobre el impacto de algas invasivas señalaron que los cultivos flotantes pueden ser una fuente significativa de algas invasoras y este factor debería ser un objetivo de manejo en acuicultura. Conclusiones similares fueron propuestas por James et al. (2016), usando como modelo la proliferación (tanto en biomasa como en frecuencia de avistamiento) del alga invasiva *Undaria pinnatifida* sobre cultivos de mitílidos en Nueva Zelanda. Aunque estos resultados apuntaron al rol que las estructuras flotantes juegan en la dispersión de especies altamente invasivas como *U. pinnatifida* sobre arrecifes costeros, la acuicultura de algas podría servir como vector para la proliferación de especies epifitas de rápido crecimiento. La mayor cantidad de luz, menor cantidad de sedimento y competencia reducida con otras algas permiten el éxito de reclutamiento sobre estructuras de cultivo (Williams & Smith 2007, James & Shears 2016). Sin embargo, el cultivo de superficie también genera hábitat novel y fenómenos de sucesión capaces de aumentar la biodiversidad local (Walls et al. 2016, Walls et al. 2017).

En nuestro país, se ha determinado que el cultivo de varias especies comerciales debe comenzar en invierno para obtener cosechas durante primavera, evitando así la acumulación de algas epifitas críticas durante verano (Ávila et al. 1999, Ávila et al. 2012, Bulboa et al. 2013, Camus et al. 2016). Además, el cultivo a mayor profundidad (~8m) de especies de algas rojas como *G. skottsbergii*, permite limitar significativamente la proliferación de especies epifitas de rápido crecimiento (Westermeyer et al. 2012). Otros estudios han sugerido que el cultivo intensivo de algas, común en países asiáticos, puede tener efectos negativos sobre praderas de pastos marinos (i.e., seagrasses), ya que atrae herbívoros, disminuye la irradiancia en el fondo, y finalmente ocasionando cambios en la estructura de la comunidad en las praderas expuestas a la influencia de los cultivos.



Por otro lado, si bien el cultivo de algas no genera compuestos metab3licos cuya acumulaci3n resulte nociva para el ecosistema (e.g., fecas, pseudofecas o compuestos nitrogenados), la fragmentaci3n o erosi3n de frondas en algas puede incrementar la cantidad de detritus algal que ingresa al ambiente.

En el ambiente, la mayor parte de la producci3n primaria no es consumida por herb3voros, sino que regresa al ambiente en forma de detritus o material org3nico muerto. Por lo tanto, en el corto plazo un aumento en la cantidad de detritus podr3a tener la capacidad de afectar la din3mica tr3fica, influenciado las comunidades de consumidores y la transferencia de energ3a en el ecosistema (Moore et al. 2004). De esta manera, el flujo de detritus algal desde un cultivo intensivo a gran escala, podr3a jugar un rol importante en la conectividad entre h3bitats (columna de agua-fondo), afectando la productividad regional y la organizaci3n espacial de los ecosistemas marinos (Krumhansl 2012) (Figura 109). No obstante, la fragmentaci3n o erosi3n de frondas en bosques de *M. pyrifera* es capaz de aumentar la producci3n de detritus en comunidades adyacentes o incluso hasta h3bitats distantes. Esta producci3n de detritus se convierte en una fuente importante de alimento para la comunidad de invertebrados (i.e., productividad secundaria) donde es consumida o descompuesta (Duggins et al. 1989, Duggins & Eckman 1997, Vanderklift & Wernberg 2008). De esta forma, monocultivos intensivos de algas podr3an afectar el subsidio natural alterando la productividad secundaria del ecosistema circundante con efectos a3n poco estudiados.

Una evaluaci3n multicriterio m3s completa e integral sobre el posible efecto del cultivo de algas a gran escala sobre los servicios ecosist3micos costeros fue realizada recientemente por Hasselstr3m et al. (2018) en Suecia. Los resultados indican que servicios secundarios (i.e., Productividad primaria, Reciclaje bioqu3mico, Din3mica tr3fica, H3bitat y Resiliencia), servicios regulatorios (i.e., Regulaci3n atmosf3rica, Retenci3n de sedimento, regulaci3n de eutroficaci3n, Regulaci3n biol3gica y Regulaci3n de sustancias t3xicas) y servicios de suministro (i.e., Alimento, Materia prima, Recursos gen3ticos, Recursos qu3micos, Recursos ornamentales, Energ3a y Espacio costero) muy probablemente ser3n positivamente afectados o permanecer3n sin efectos por la acuicultura de algas. Mientras que s3lo alguno de los servicios culturales importantes para este pa3s (i.e., Recreaci3n, Valores est3ticos, Educaci3n y Ciencia, Patrimonio cultural, Inspiraci3n, Patrimonio natural) podr3an ser afectados. Valores est3ticos, y ocupaci3n del espacio costero impactar3an valores recreacionales de manera negativa. Ciencia y educaci3n, patrimonio cultural e inspiraci3n ser3an beneficiados.

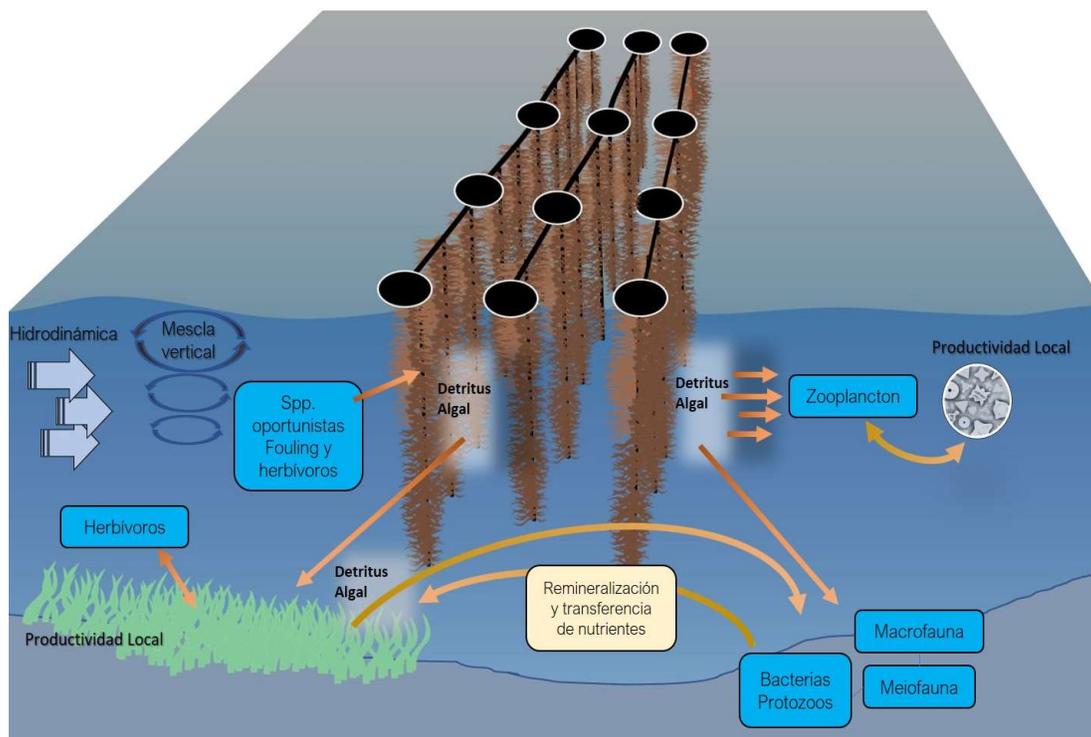


Figura 109. Principales interacciones entre acuicultura de algas y el ambiente (Fuente: IFOP)

5.13.2. Impactos ecosistémicos de la repoblación de macroalgas

En general, las experiencias de repoblación de algas reportadas en la literatura tienen como objetivo la restauración de ecosistemas dañados tanto por perturbaciones antropogénicas como el cambio climático, la contaminación, la sobrepesca y la urbanización (Steneck et al. 2002; Airoldi y Beck 2007; Connell et al. 2008; Ling et al. 2009; Wernberg et al. 2011; Vergés et al. 2014) como naturales (e. g. El Niño) (Smale et al., 2013). El declive de estas poblaciones genera impactos sobre las comunidades y las redes alimentarias asociadas, lo que provoca la reducción o pérdida de la biodiversidad y las funciones de los ecosistemas (Steneck et al. 2002; Airoldi et al. 2008; Cardinale et al. 2012). La restauración de ecosistemas de especies formadoras de hábitat tiene como objetivo restablecer la estructura biogénica del hábitat, así como su biodiversidad y otras funciones asociadas (Goodsell y Chapman 2009). En este sentido la restauración se está convirtiendo en una herramienta importante en esfuerzos de manejo y conservación para mitigar el declive de este grupo de macroalgas (Dobson et al. 1997).

Las macroalgas pardas formadoras de hábitat, como kelps (Laminariales) y fucoides (Fucales), se encuentran en zonas intermareal y submareales en la mayoría de las regiones templadas y subpolares del planeta (Steneck et al. 2002, Schiel y Foster, 2006). Los bosques de laminariales son uno de los ecosistemas costeros más productivos del mundo y desempeñan un papel clave en los sistemas de redes tróficas cercanas a la costa (Smale et al. 2013, Sloan y Dick, 2012; Steneck et al. 2002). Estos



bosques marinos están sufriendo una pequeña disminución global en promedio comparadas con otros ecosistemas complejos como los bosques terrestres, sin embargo, la disminución a escala local puede ser grave (Krumhansl et al. 2016).

Aunque la repoblación directa de algas no sea la única estrategia utilizada para la restauración de los ecosistemas, es en gran medida, la más usada y con mayor probabilidad de éxito a mediano plazo. Morris et al. (2020) identificaron en la bibliografía, diversos métodos de intervenciones activas para el repoblamiento de algas, que incluyen cultivos de gametofitos y esporofitos microscópicos en laboratorio para luego ser sembrados en los sitios de repoblación, el transplante de algas cultivadas en laboratorio y el transplante de algas jóvenes o adultas de una población de donantes al sitio de restauración. Según estos autores el 87% de los estudios informaron en algún grado, supervivencia de individuos con todas las técnicas utilizadas. Aunque, cabe señalar que el éxito del proyecto depende de los objetivos establecidos *a priori* por cada uno de ellos.

En esta misma línea, un metanálisis estimó que, a nivel mundial, las prácticas de restauración ya han aumentado la provisión de la biodiversidad y los servicios de los ecosistemas en áreas degradadas en un promedio de 44 y 25%, respectivamente (Rey-Benayas et al. 2009). Sin embargo, la velocidad y la efectividad de las actividades de restauración todavía varían ampliamente dependiendo del estado del ecosistema en un inicio (Johnson et al. 2017; O'Brien et al. 2018), el tipo de entorno que se está restaurando (Rey-Benayas et al. 2009) y los métodos utilizados para la restauración (Bullock et al. 2011).

Wood et al. (2018), señalan que los nuevos enfoques reconocen la naturaleza de equilibrio dinámico del ecosistema y que la restauración puede tomar múltiples trayectorias, muy probablemente incluso hacia nuevos estados (Choi 2004, 2007; Perring et al. 2015). Esto ha ido acompañado de un aumento de restauraciones centradas en los procesos ecológicos que generan, mantienen y podrían afectar la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas, en lugar de restaurar especies particulares *per se* (Perring et al. 2015). Además, hay una necesidad reconocida de esfuerzos de restauración no sólo orientados en volver a las características pasadas (que pueden ser desconocidas) o actuales de los sistemas, sino también para incluir características deseables a futuro (Hobbs y Harris 2001).

Según Abelson et al. (2016), restaurar una sola especie o funciones particulares del ecosistema, en teoría, puede ser sencillo, sin embargo, puede tener éxito a costa de otros elementos del ecosistema. Comprender tales compensaciones y ayudar a guiar la restauración hacia resultados que cumplan múltiples objetivos requieren enfocarse en ecosistemas saludables. Los autores definen como ecosistemas saludables a aquellos capaces de proporcionar una variedad de servicios ecosistémicos. Por lo tanto, el concepto socio-ecológico puede proporcionar un marco para establecer objetivos de restauración y parámetros de evaluación fiables y eficaces. Sin embargo, si hay un método fácil de evaluar la restauración y un servicio ecosistémico de alto valor que proporciona un ecosistema determinado, es probable que las intervenciones para la restauración sean financiadas e implementadas, independientemente del estado de salud esperado, o que la gama completa de servicios ecosistémicos sea restaurado. Lo que podría generar una distorsión de la visión del ecosistema a restaurar,

Otro elemento a considerar antes de iniciar un programa de repoblación, es la línea genética de los propágulos y/o plántulas a incorporar al sistema. Sobre esto Coleman et al. (2020) señalan que las



iniciativas de restauración marina han operado históricamente en la ausencia de datos genéticos empíricos, por lo tanto, se centran en restauración de la estructura del hábitat y las comunidades, funciones y biodiversidad (Campbell et al., 2014; Marzinelli et al. 2016; Verdura et al., 2018). Los autores señalan que esto se debe a los altos costos, complejidad e inaccesibilidad de técnicas que permitan evaluar la estructura y la diversidad genética. Sin embargo, las prácticas de restauración han considerado informalmente las líneas genéticas a través de literatura científica disponible sobre taxones relacionados, conocimiento de distancias de dispersión donde sean medibles, incorporación de principios genéticos en la práctica (e.g., mezclar poblaciones para evitar endogamia y garantizar la diversidad) o mediante la opinión de expertos (Coleman et al. 2020).

Metanálisis globales de macroalgas han demostrado que las escalas de dispersión y conectividad de la población son generalmente limitadas a 50 km (Durrant et al. 2014), Esto, según Coleman et al. (2020), se puede utilizar como regla general para la procedencia cuando no existen datos empíricos de la especie de interés. Alternativamente, estimaciones de la distancia de dispersión oceanográfica relativa a las propiedades de propágulos a veces se pueden utilizar para inferir procedencia apropiada en ausencia de datos, teniendo en cuenta barreras potenciales a la dispersión o rupturas genéticas (Coleman et al. 2020).

Por lo tanto, el riesgo asociado a la ausencia del conocimiento genético empírico es que las poblaciones restauradas podrían carecer de diversidad genética y, por tanto, de una adecuada capacidad de adaptación (Coleman et al. 2020). Las especies con poca capacidad de dispersión, son especialmente susceptibles a flujo de genes reducido, aumento de la endogamia o propagación asexual (Guillemin et al., 2008; Coleman et al., 2011a, 2019; Coleman y Wernberg, 2018; Miller et al., 2019). Este riesgo se ve agravada dada la creciente fragmentación del hábitat y el deterioro de los paisajes marinos de los cuales se obtienen donantes adultos o propágulos para la restauración (Coleman y Kelaher, 2009). Además, la obtención de plantas donantes de fuera de las poblaciones adaptadas localmente podría causar una disminución de la aptitud de los individuos en los ecosistemas receptores (Sexton et al. 2011), lo que puede contribuir al escaso éxito en la restauración marina hasta la fecha (Coleman et al. 2020). Coleman et al. (2020) señalan que es por estas razones es primordial obtener bases genéticas antes de iniciar un programa de restauración.

5.13.3. Herramientas y modelos para evaluar impactos ecosistémicos de la acuicultura y repoblación de macroalgas

5.13.3.1. Alcances y pasos en el desarrollo de modelos ecosistémicos

Un modelo ecosistémico corresponde a una aproximación simplificada de sistemas complejos que existen en la naturaleza (Odum & Barrett 2004; Collie et al. 2016). Modelos ecosistémicos pueden ayudar en la comprensión de un sistema y en la visualización de escenarios posibles para asistir la toma de decisiones (Evans et al. 2013; Weijerman et al. 2015, Collie et al. 2016). Según Weijerman et al. (2015), los principios conductores para el desarrollo de modelos ecosistémicos varían y pueden incluir:



- 1) Interpolaciones para completar vacíos de información o datos (e.g., información respecto a mecanismos que explican que sucede entre dos observaciones en el tiempo).
- 2) Enfoques de pronósticos (e.g, predicciones para manejo operacional).
- 3) Mejoramiento de la comprensión de un sistema por cuantificación de un modelo conceptual o testear cuantitativamente la plausibilidad de un modelo conceptual.
- 4) Desarrollo de teoría ecológica e hipótesis ecológicas generalizables.
- 5) Extrapolación y proyección (e.g., generar hipótesis sobre funciones y probables respuestas de un sistema cuando es perturbado más allá de un estado previamente observado).
- 6) Evaluación de escenarios para manejo estratégico u operacional.

Según Kelly et al. (2013), en el ámbito del manejo integrado, los modelos generalmente son construidos para satisfacer uno o más de los siguientes objetivos o propósitos:

- 1) *Predicción*, que implica estimar el valor (cuantitativo o cualitativo) de una variable del sistema en un período de tiempo específico, dado el conocimiento de las variables del sistema en el mismo período de tiempo. Los modelos a menudo se desarrollan para predecir el efecto de un cambio en los controladores (drivers) o entradas del sistema. Los modelos predictivos pueden ser muy simples (a menudo empíricos, a veces incluyen teoría para predecir valores atípicos) o pueden ser más complejos. La mayor complejidad de un modelo no necesariamente conduce a un mejor desempeño predictivo.
- 2) *Pronóstico*, que refiere a predecir el valor de una variable del sistema en períodos de tiempo futuros (e.g., corto, mediano o largo plazo), sin conocer los valores de otras variables del sistema en esos períodos.
- 3) *Manejo y toma de decisiones bajo incertidumbre*, la cual puede beneficiarse del uso de modelos. Estos modelos pueden estar basados en la simulación (i.e., responder preguntas tipo "qué pasaría si") o en la optimización (i.e., la mejor opción bajo un objetivo determinado y sujeto a restricciones). Este tipo de modelos generalmente se necesitan para poder diferenciar entre alternativas de decisión u opciones de manejo.
- 4) *Aprendizaje social*, que se refiere a la capacidad de una red social para comunicarse, aprender del comportamiento pasado y realizar acciones colectivas. En este caso, los modelos permiten que las personas aprendan y experimenten para informar su comprensión de la forma en que el sistema puede funcionar y la forma en que sus acciones pueden interactuar con las acciones de otros para crear resultados del sistema.
- 5) *Entendimiento/experimentación del sistema*, para resumir e integrar el conocimiento disponible sobre los componentes del sistema con el fin de mejorar la comprensión de todo el sistema y la forma en que éste puede reaccionar a los cambios en los drivers del sistema. Dichos modelos pueden incluir componentes que son menos seguros (e.g., para probar el efecto potencial de diversos supuestos) que los utilizados para la predicción, el pronóstico o la toma de decisiones.

Entonces, para iniciar la construcción de un modelo ecosistémico se requiere plantear los objetivos específicos, luego se necesitarán observaciones y análisis para construir un modelo conceptual inicial, que luego se puede desarrollar como un modelo numérico mediante la formulación matemática de los procesos relevantes (Weijerman et al. 2015, Itho et al. 2018) (Figura 110). En general, se distinguen



dos tipos de datos para construir un modelo: cuantitativos y cualitativos. Los datos cuantitativos se refieren a las caracterfsticas o flujos medibles en un sistema y pueden incluir series de tiempo, datos espaciales o de encuestas. Los datos o la informaci3n cualitativa incluyen la opini3n de expertos, las creencias de los actores (stakeholders) o informaci3n derivada de encuestas y entrevistas (Kelly et al. 2013).

La mayorfa de los modelos ecosist3micos se basan en informaci3n cuantitativa y cualitativa (Kelly et al. 2013, Weijerman et al. 2015). Sin embargo, algunos enfoques de modelaci3n permiten que la informaci3n cualitativa se incorpore explfcitamente no solo en la conceptualizaci3n del sistema sino tambi3n en la calibraci3n y parametrizaci3n del modelo (Itho et al. 2018).

Modelos ecosist3micos num3ricos cada dfa son m3s utilizados, para ello se necesita un alto nivel de complejidad para representar procesos m3s detallados, lo que requiere recursos sustanciales para la formulaci3n, codificaci3n y procesamiento (Itho et al. 2018). Por esta raz3n, es posible el uso de marcos de modelos ecosist3micos gen3ricos y existentes para simular nuevos, en lugar de construir modelos especfcicos para objetivos especfcicos (Figura 110). El uso de un marco modelo existente puede requerir menos recursos, pero se necesita un examen cuidadoso, especialmente con respecto a los atributos del modelo, escalas y reproducibilidad para grupos funcionales claves (Essington & Plaganyi 2013).

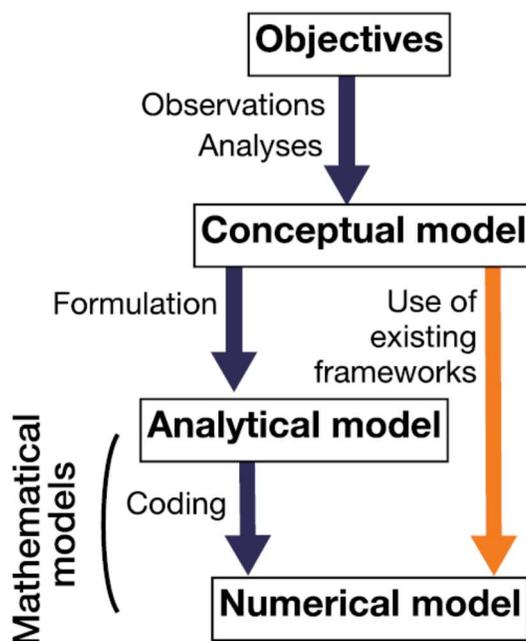


Figura 110. Diagrama de vfas para el desarrollo de un modelo (Tomado de Itoh et al. 2018).



En el ámbito del enfoque ecosistémico para las pesquerías, si bien su desarrollo e implementación puede no requerir modelos, se ha sugerido como clave su uso (Plagányi 2007, FAO 2008). Dentro de la diversidad de enfoques y alcances de modelos disponibles para pesquerías (e.g., mono-especie, multi-especies, escala local, regional, global), se ha propuesto categorizarlos según su rol o uso en (Fulton et al. 2003, 2010, FAO 2008, Kelly et al. 2013, Collie et al. 2016):

- 1) Modelos conceptuales, orientados a desarrollar un entendimiento de procesos ecosistémicos. Este tipo de modelos no necesariamente son empleados de manera explícita en la toma de decisiones. Generalmente, son utilizados como marco conceptual inicial o hipotético.
- 2) Modelos estratégicos, focalizados en la evaluación de amplia escala, de direcciones y patrones de cambio. Estos modelos son usualmente de alta complejidad, incorporando distintas dimensiones del ecosistema. Se conocen como Modelos del Ecosistema Completo (Whole-of-ecosystem/end-to-end models). Modelos que son utilizados en roles estratégicos incluyen Ecopath, Ecosim y Ecospace (Walters et al. 1997, Pauly et al. 2000) y Atlantis (Fulton et al. 2011). Este tipo de modelos generalmente son cuantitativos, y deben basarse en la mejor información disponible, capturando y propagando la incerteza en el ingreso de los datos.
- 3) Modelos tácticos, dirigidos a apoyar decisiones de manejo específico. Dentro de éstos, los Modelos de Complejidad Intermedia para Evaluación del Ecosistema (MICE; Models of Intermediate Complexity for Ecosystem Assessment) son considerados como necesarios para apoyar el manejo basado en modelos rigurosos que incluyen más de una sola especie (Plaganyi et al. 2014). Una de las características de estos modelos es que los parámetros se estiman estadísticamente a partir de datos de series de tiempo recopilados para el ecosistema estudiado, y herramientas de diagnóstico se aplican para evaluar el rendimiento/calibración del modelo (e.g., análisis residual, estimación de varianza). A diferencia de modelos ecosistémicos más grandes y complejos (e.g., Ecopath y Atlantis) destinados al uso estratégico, MICE solo incluye aquellos componentes ecosistémicos necesarios para abordar la pregunta de manejo. De esta forma, MICE es de complejidad intermedia entre modelos mono-especie y modelos del ecosistema completo en términos de números de componentes (e.g., especies o grupos funcionales) o procesos representados (Plaganyi et al. 2014, Collie et al. 2016).

5.13.3.2. Modelos ecosistémicos aplicables a la acuicultura y repoblación de macroalgas

Acuicultura de Pequeña Escala

La APE en Chile ha estado tradicionalmente ligada al cultivo de macroalgas, específicamente *A. chilense* (Pelillo) y moluscos bivalvos como *M. chilensis* (chorito) *C. gigas* (ostra japonesa) y *O. chilensis* (Ostra chilena). Recientemente, nuevas oportunidades de desarrollo han surgido para el mercado de las macroalgas, las cuales han alcanzado relevancia mundial debido al valor nutricional de sus constituyentes esenciales (Hafting et al. 2015). Estas nuevas oportunidades se suman a su uso habitual como materia prima de aditivos en el procesamiento de productos alimenticios (e.g., carragenina), la industria farmacéutica y cosmética (alginato, agar) (Buschmann et al. 2017) y potencial consumo animal (Makkar et al. 2016). Sin embargo, el bajo valor de venta que alcanza esta materia prima en países importadores genera ingresos reducidos que afectan negativamente a



comercialización y subsistencia de aquellos que se dedican a la recolección y/o cultivo (Camus and Buschmann 2017, Henríquez-Antipa and Cárcamo 2019).

Junto al cultivo de macroalgas, el cultivo de moluscos filtradores en Chile, segundo a nivel mundial (Gonzalez-Poblete et al. 2018), enfrenta la constante amenaza de variaciones de precio de mercado, floraciones de algas nocivas, desabastecimiento natural de larvas y futuros escenarios adversos de acidificación oceánica (Young and Gobler 2018, Fernández et al. 2019). Esto podría tener repercusiones directas sobre la subsistencia de medianos y pequeños cultivadores que actualmente contribuyen con alrededor del 67% a la producción nacional (Gonzalez-Poblete et al. 2018).

En el contexto de cambio climático global y el elevado costo ambiental de la acuicultura de especies carnívoras (Naylor et al. 2009), nuevas estrategias adaptativas que apunten a la producción de especies extractivas (e.g., macroalgas, filtradores, detritívoros) son requeridas para enfrentar inminentes cambios sobre el ecosistema marino y la disponibilidad alimentaria. Tales estrategias podrían reducir efectos adversos de la creciente demanda alimentaria (e.g., eutroficación, sobreexplotación y destrucción de hábitat, liberación de carbono y acidificación oceánica) asegurando, además, la sostenibilidad del sector de menor escala.

La acuicultura multi-trófica integrada (IMTA) ha sido desarrollada primariamente como una alternativa productiva de mitigación ambiental (Buschmann et al. 2001, 2008, Neori et al. 2004, Chopin 2006), permitiendo un aumento neto de la biomasa de cultivo a través del reciclaje de residuos metabólicos nitrogenados del cultivo de peces y/o moluscos incluyendo especies extractivas como macroalgas y detritívoros. Por ejemplo, resultados experimentales han demostrado la efectiva reducción de la huella ambiental de la salmonicultura co-cultivando macroalgas comerciales, con mejoras en el crecimiento de las macroalgas (Buschmann and Muñoz 2019) y filtradores (Fang et al. 2016). De manera similar, otros efectos positivos de la integración de macroalgas en cultivos de mitílidos apuntan a la regulación del pH de la columna de agua circundante a través de la liberación de O₂ e incorporación de CO₂ durante la fotosíntesis o “efecto halo”, disminuyendo la descalcificación de los mitílidos (Buapet et al. 2013, Groner et al. 2018, Young and Gobler 2018, Fernández et al. 2019).

Por otro lado, si la acuicultura de macroalgas no genera desechos metabólicos que resulten en la exacerbación de efectos negativos para el ecosistema (e.g., fecas, pseudofecas o compuestos nitrogenados), la fragmentación o erosión de frondas en los cultivos de gran escala (> 100 há) podría incrementar la cantidad de detritus algal que ingresa al ambiente (Krumhansl 2012, Ren et al. 2014). La mayor parte de la producción primaria no es consumida por herbívoros, sino que regresa al ambiente en forma de detritus o material orgánico inerte. Por lo tanto, en el corto plazo un aumento en la cantidad de detritus podría tener la capacidad de afectar la dinámica trófica, influenciando las comunidades de consumidores y bacterias, por lo tanto, la transferencia de energía en el ecosistema (Moore et al. 2004). Así, el flujo de detritus algal desde un cultivo a gran escala, podría jugar un rol importante en la conectividad entre hábitats (columna de agua-fondo), afectando la productividad local y la organización espacial del ecosistema marino (Krumhansl 2012). No obstante, la fragmentación o erosión de frondas en bosques de *M. pyrifera* es capaz de aumentar la producción de detritus y carbono en comunidades adyacentes o incluso en hábitats distantes (Vanderklift and Wernberg 2008, Filbee-Dexter et al. 2018, Filbee-Dexter and Wernberg 2020). Esta producción de detritus también es



consumida por la comunidad de invertebrados (i.e., productividad secundaria) (Duggins et al. 1989, Duggins & Eckman 1997, Vanderklift & Wernberg 2008). De esta forma, grandes monocultivos de algas podrían afectar el subsidio natural alterando la productividad secundaria del ecosistema circundante con efectos poco estudiados. Sin embargo, a pesar de la base teórica, las experiencias prácticas y la evidencia disponible sugiere efectos leves (Ren et al. 2014, Hasselström et al. 2018, Visch et al. 2020).

Por otro lado, a pesar de que la mayoría de los estudios están enfocados en acuicultura a macroescala, los pequeños cultivos locales, a menudo, son más conspicuos en países en desarrollo, alcanzado a más de 800 en nuestro país, con la mayor parte operando continuamente en la región de Los Lagos (Crowley 2020). De esta manera, el contexto ambiental particular de la APE y su impacto en el ecosistema ha recibido escasa atención, un ejemplo de esto es que la actividad es legislada bajo los mismos criterios ambientales que el cultivo a escala industrial, lo cual asume un rol similar sobre la dinámica del hábitat local. La compleja red de interacciones tróficas que subyacen a la acuicultura tampoco ha sido discutida en términos integrados luego de un análisis holístico. Si bien la acuicultura de filtradores y macroalgas ha demostrado, bajo ciertas circunstancias hidrodinámicas, traer beneficios para el ambiente y bajos niveles de impacto ambiental (Dumbauld et al. 2009, McKindsey et al. 2011, Ren et al. 2014, FAO 2016, Hasselström et al. 2018, Lacoste et al. 2018, Visch et al. 2020), el correcto uso y aprovechamiento de los procesos que favorecen el ecosistema se desconoce. Esto es clave, ya que el detrimento del ecosistema marino parece siempre ligado a la escasez información sobre el efecto de las interacciones de efectos antrópicos sobre los procesos ecológicos.

Repoblación de Algas

Otro de los casos a desarrollar en este estudio, es el de la repoblación del huiro palo *L. trabeculata*. En Chile, esta especie ha sido ampliamente estudiada por su importancia ecológica y económica. Por esto último, los bosques de *L. trabeculata* han sido expuestos a una alta presión de pesca, debido a que constituye la materia prima para la producción de alginato (Westermeyer et al. 2017) y alimento para abalón (Westermeyer et al. 2011). Su importancia ecológica no solo radica en que puede ser la base de cadenas tróficas bentónicas, sino porque además representa hábitat, refugio y zonas de reproducción de numerosas especies de invertebrados y peces, asentamiento larval y reclutamiento de juveniles (Edding et al. 1993, Vásquez et al. 2005, Villegas et al. 2008; Uribe et al. 2015; Stotz et al. 2016), albergando otras especies de importancia económica y social (e.g. lapas, loco, erizos, peces de peña) (Vásquez et al. 2008). Por ello, *Lessonia trabeculata*, en conjunto con otras especies de algas pardas forman parte clave de las economías costeras de la zona norte de Chile (Vásquez et al. 2005).

Eventualmente, cuando los estresores sobre estos bosques son persistentes en el tiempo, ocurren estados comunitarios alternativos. Estos cambios de estado ocurren cuando las perturbaciones sobrepasan umbrales críticos, empujando al sistema a reorganizarse en una configuración que se mantiene estable y es resistente a la recuperación de las praderas (Schaeffer et al 2001). Los dos estados alternativos más comunes son los fondos blanqueados dominados por erizos (Filbee-Dexter y Scheibling 2014) y arrecifes dominados por algas de menor tamaño (Filbee-Dexter y Wernberg



2018). En este sentido, la recuperación de bosques de algas desde fondos blanqueados dominados por erizos puede ser extremadamente desafiante (Ling et al.2015, Filbee-Dexter y Wernberg 2018). Este es el caso del AMERB Chungungo B, perteneciente a la “Organización Comunitaria de Buzos mariscadores Los Castillo”. Esta área se ubica en la zona norte de la bahía de Chungungo, con orientación al sur. En el estudio de situación base de esta área realizada el año 2000, se informó que el área estaba constituida por al menos 4 comunidades bentónicas: Fondos blanqueados someros, comunidad de *L. trabeculata*, comunidad de organismos suspensivos y comunidad de incrustantes. La comunidad de *L. trabeculata* descrita formaba un bosque submareal de baja densidad, con cobertura de 30-50%, con plantas de 1 m de altura (Caillaux, 2001). En el informe de seguimiento N°2, se informa de bosque de macroalgas en el área. Sin embargo, en el seguimiento N°10 del periodo 2016-2017 en la cual se realizó una evaluación cualitativa del área, solo se describieron comunidades de fondos blanqueados, caracterizada por coberturas de algas crustosas calcáreas y con organismos móviles como *Tetrapygyus niger*, *Stichaster striatus*, actinias y moluscos como *Tegula spp.*, *Nassarius gayi*, *Mitrella sp.* y *Fisurella spp.* Además, para ese periodo no se solicitó cuota de extracción para los recursos principales loco, lapa negra y lapa reina debido a su escasa presencia en el área (Jofré, 2017). En este sentido la repoblación de *L. trabeculata* es un primer paso para recuperar la pradera perdida.

En abril del año 2018 se realizó en el área una prueba de adhesión de plántulas al sustrato utilizando el pegamento Cianoacrilato. Esta metodología ha sido descrita por Westermeier *et al.* (2014), quienes evaluaron distintos métodos de adhesión, siendo este pegamento el que generó mejores resultados de supervivencia sobre rocas en plántulas de *M. integrifolia*. Se extrajeron 12 plántulas de 15 a 32 cm de longitud y con discos de 0.5 a 3 cm de diámetro. Fueron transportadas en contenedores con agua de mar fresca y evitando la luz directa. Se ubicó un sector dentro del AMERB que contara con una profundidad de 7.4 m, profundidad similar al sector donante. Luego de 12 días, se registró una supervivencia del 66% de las plántulas. La mortalidad se debió principalmente a la presencia de herbívoros. Al día 11 de diciembre, a los 229 días desde la adhesión de las plántulas al sustrato, 2 algas siguen vivas lo que corresponde al 16,6% de supervivencia. El crecimiento de los ejemplares estuvo entre 7-21,5 cm en 8 meses. Este bajo crecimiento se debe a la fuerte presión de herbívora en el área. Sin embargo, es necesario destacar que el objetivo de esta actividad fue realizar pruebas de campo del desempeño y efectividad adhesión del Cianoacrilato. Por lo tanto, queda en evidencia la factibilidad de utilizar esta metodología de adhesión en la actividad de repoblación. Por lo tanto, no solo la acción de adherir plántulas al sustrato es suficiente para la restauración de praderas de algas pardas desde fondos blanqueados. Entonces la pregunta que nos formulamos es ¿Qué acciones de manejo sobre ecosistemas de fondos blanqueados nos permitiría recuperar praderas de huiro palo? La elaboración y posterior análisis de distintos escenarios de manejo sobre el modelo conceptual, nos permitirá determinar acciones desestabilizadoras del sistema de fondos blanqueados que nos permitan recuperar la pradera de *L. trabeculata* que antes existía en esa zona.

Uso de modelos holísticos o ecosistémicos

Una aproximación capaz de integrar ecología de comunidades basada en redes tróficas y manejo de recursos en escenarios de información limitada es la construcción de modelos cualitativos. Esta



aproximación desarrollada en los 70s incluye una representación simplificada de una red de interacciones dentro del sistema a través de una descripción mecanicista de parámetros correspondientes a la realidad (Dambacher et al. 2009). Para ser plausible, estos modelos deben proveer una representación causal de la teoría ecológica e hipótesis sobre las cuales están basados, pero a su vez, producir predicciones del efecto trófico potencial, en este caso de la APE. Si los modelos plausibles entregan predicciones conflictivas, entonces más investigación y observaciones son necesarias para cuantificar las relaciones clave y refinar la estructura del modelo cualitativo para últimamente rechazar modelos imprecisos (Dambacher et al. 2009).

5.13.3.3. Modelamiento cualitativo

La modelación cualitativa de redes es un tipo de modelamiento matemático (Dambacher, Luh, Li & Rossignol, 2003) que consiste en relacionar las variables que componen un sistema y su dinámica temporal prescindiendo de información cuantitativa. Este tipo de modelos fue desarrollado desde el análisis de sistemas complejos para ecología y biología por Richard Levins durante 1974, 1975, 1998 (Puccia and Levins 1991). Los escenarios de interacción se representan a través de un dígrafo signado, donde las variables o componentes se simbolizan por medio de nodos, los cuales interactúan a través de conectores que describen el tipo de efecto (positivo o negativo) de un componente sobre otro. Los conectores pueden describir efectos positivos (flechas, = 1), negativos (conectores terminados en círculos sólidos, = -1), ausencia de interacción (ausencia de conector, = 0). Por lo general sobre el conector se señalan los coeficientes de interacción (Figura 111). La fuerza de las interacciones es considerada constante e independiente del tamaño poblacional de los componentes (Dambacher et al. 2009). Este tipo de modelo asume que el sistema ecológico se encuentra en equilibrio o al menos cerca de éste representando gráficamente una matriz comunitaria (Figura 111) que incluye tanto las interacciones entre organismos y variables abióticas (Puccia and Levins 1991).

La secuencia de signos es ponderada a través de análisis matricial para obtener el valor neto final de una secuencia de retroalimentación de la red de interacciones. Este cálculo permite interpretar vías de interacción múltiple, indicando la dinámica, procesos clave o perturbaciones que mantienen o alteran un estado de equilibrio.

Este tipo de modelación permite analizar un sistema parcial o subsistema que no incluye a todos los niveles de la trama alimenticia porque asume que el subsistema que se describe es parte de un sistema estable conectado al modelo principal en forma de retroalimentaciones negativas que comienzan y terminan en las variables consideradas, indicando una relación de densidad-dependencia o tasa dependientes de la identidad poblacional de las especies (Puccia & Levins, 1985).

Por lo tanto, este modelo puede determinar la estructura de un sistema de acuicultura definido por las variables y las relaciones tróficas de éste. Las variables biológicas están típicamente relacionadas por interacciones directas o indirectas que contribuyen con efectos positivos/negativos de uno u otro componente. Tales interacciones están determinadas por relaciones biológicas (incorporación, depredación, herbivoría, parasitismo, mutualismo, comensalismo, competencia y amensalismo). De manera similar es posible describir las interacciones de los componentes antrópicos que componen un sistema (flotas pesqueras, usuarios, pescadores) (Dambacher et al. 2009).



Este estudio sintetiza conocimiento biol3gico basal de dos sistemas de APE, el primero de macroalgas y el segundo de mitilidos cultivados en conjunto con macroalgas comerciales en la forma de un cultivo o cultivo mixto (CM), el cual asume, inicialmente, efectos ambientales neutros. Adem1s de un tercer modelo que representa la repoblaci3n de pl1ntulas de *L. trabeculata* sobre un ecosistema de fondos blanqueados. Para cada caso se desarroll3 un modelo causal cualitativo o "Loop Analysis" (Puccia and Levins 1991). Los modelos representan la transferencia directa o indirecta de cualquier efecto como una interacci3n asociada a la complejidad tr3fica del ecosistema circundante, centrandose en los mecanismos de interacci3n entre las variables involucradas.

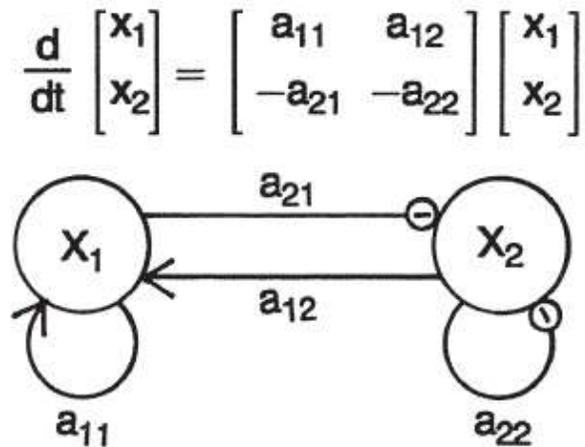


Figura 111. D3grafo extra3do de Puccia & Levins (1985), describiendo una interacci3n t3pica entre depredador (X_1) y su presa (X_2). El depredador tiene un efecto negativo sobre la presa y la presa uno positivo sobre el depredador. Los auto-efectos positivos (X_1) son resultado de tasas de crecimiento favorables debido a emigraci3n o p3rdida de la comunidad (e.g. depredador m3vil), los auto-efectos negativos (X_2) sugieren relaciones tasas de crecimiento denso-dependientes dentro de la poblaci3n o inmigraci3n desde una fuente externa (e.g., un suspensivoro s3sil). La matriz indica el c1lculo del efecto neto y retroalimentaci3n de las interacciones del sistema.



5.14. Construcción de modelos tróficos para evaluar impactos ecosistémicos de la acuicultura y repoblación de algas

Se presenta el desarrollo de 3 modelos cualitativos que representan los casos de estudio.

5.14.1. Caso 1. Cultivo de macroalgas

El modelo conceptual de cultivo de macroalgas (Figura 112) fue desarrollado según experiencias de cultivo en el sur de Chile (Cárcamo et al. 2017) e información bibliográfica de experiencias de cultivos monoespecífico de macroalgas. En general, la acuicultura de algas tiene el potencial de generar impactos ambientales y sociales positivos netos, pero esta industria ha sido tradicionalmente concentrada en países asiáticos (FAO, 2018). En nuestro país, se han desarrollado actividades de cultivo principalmente experimentales, algunos de los cuales han alcanzado hasta nivel piloto.

El modelo representa las relaciones del cultivo del alga comercial *C. chamissoi* sobre el ecosistema. La construcción de este modelo se basa en experiencias de cultivo de chicorea, tipo suspendido, en long-lines. Se identificaron 6 variables que caracterizan al cultivo: Acuicultor, macroalgas, factores externos (fouling/anfípodos), nutrientes, fitoplancton y detritus.

1. La relación entre el acuicultor y el cultivo de algas presenta un efecto positivo ya que el cultivador entrega continuamente los propágulos para el crecimiento de las algas (Chung et al. 2017). Esta actividad se realiza al inicio del cultivo y posterior a la cosecha como una forma de “reposición” para obtener nuevos crecimientos y con esto nueva biomasa. Por otro lado, también existe una relación depredador-presa con el cultivo en tiempos de cosecha, situación que asegura empleo e ingresos (Buchholz et al. 2012). Con los factores externos (fouling/anfípodos) el acuicultor presenta una relación de tipo negativa, pues esta variable perjudica los ingresos económicos del acuicultor (Sievers et al. 2019).
2. Las macroalgas mantienen una relación tipo depredador-presa con los nutrientes, positiva desde el punto de vista de las algas ya que los nutrientes son asimilados (Chopin et al. 2001, Harrison et al. 2001) y negativos por parte de los nutrientes porque la concentración de éstos se ve afectada. Los factores externos (fouling/anfípodos) presentan un efecto negativo sobre el cultivo de algas, ya que afectan a las estructuras flotantes como también la calidad de las macroalgas. Por otro lado, las algas se relacionan positivamente con esta variable porque le otorga sustrato y alimentación (parasitismo). Las macroalgas, además, se relacionan positivamente con el detritus pues son un aporte al medio, producto de la descomposición de materia orgánica de tipo vegetal (Krumhansl 2012).
3. Los factores externos (fouling/anfípodos) mantiene un efecto negativo tanto con el acuicultor como con el cultivo de algas; disminuye los ingresos del acuicultor y afecta negativamente a las estructuras del cultivo como a la calidad de las algas (Buschmann et al. 1995, 2001, Candia 2010). Sin embargo, las algas le otorgan sustrato y alimentación. Por lo tanto, la tasa de cambio de la variable factor externo presenta una auto-retracción negativa.
4. Los nutrientes presentan un tipo de relación depredador-presa tanto con el cultivo de algas como con el fitoplancton; en ambos casos, los nutrientes son incorporados (Chopin et al. 2001). Se estima una auto-retroacción positiva, considerando condiciones óptimas en el ambiente.
5. El fitoplancton presenta un tipo de relación depredador-presa con los nutrientes, los cuales son incorporados (Diehl et al. 2002). Además, se considera una auto-retroacción positiva, es decir, condiciones óptimas en el ambiente. Respecto al detritus posee un efecto negativo por competencia.



6. El detritus se ve favorecido (efecto directo positivo) por las variables macroalgas y factores externos que son un aporte de materia orgánica vegetal y animal al ambiente (Rodríguez 2000). Para esta variable se estima una auto-retroacci3n positiva.

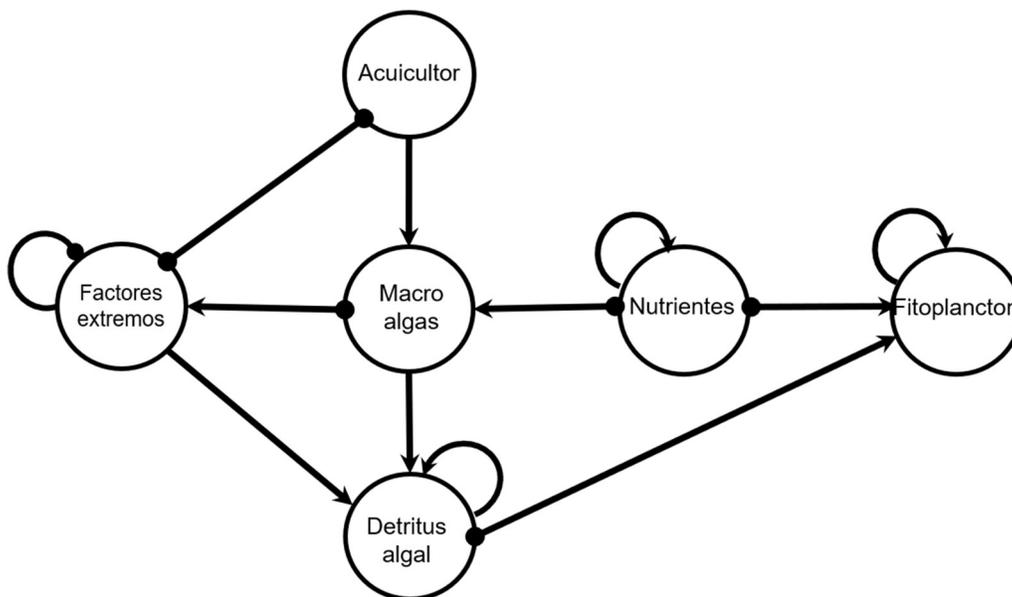


Figura 112. Modelo de red cualitativo del cultivo de macroalgas (*C. chamissoi*) en el sur de Chile; se representan las principales relaciones del cultivo de algas sobre el ecosistema. Se identifican seis variables: Acuicultor, Macroalgas, Nutrientes, Fitoplancton, Factores externos y Detritus. Las flechas indican interacciones positivas sobre el nodo terminal y los círculos sólidos indican interacciones negativas sobre el nodo terminal.

La red de interacciones se puede expresar de manera matemática a través de una matriz de interacciones que define por cálculo matricial la red efectos entre todos los componentes del modelo (Tabla 61). Esta matriz permite determinar bajo que escenarios de estabilidad/inestabilidad, siguiendo los criterios de estabilidad de Levene y/o Hurtwitz, se encuentra la red interacciones del modelo.

Tabla 61.
Matriz de interacciones Caso 1. Cultivo de macroalgas.

Escenario 1 (inicial)	Acuicultor	Factores externos	Macroalgas	Nutrientes	Fitoplancton	Detritus algal
Acuicultor	0	-1	0	0	0	0
Factores externos	-1	-1	1	0	0	0
Macroalgas	1	-1	0	1	0	0
Nutrientes	0	0	-1	1	-1	0
Fitoplancton	0	0	0	1	1	1
Detritus algal	0	1	1	0	-1	1



5.14.2. Caso 2. Co-cultivo mitílidos-macroalgas

Un modelo cualitativo de interacciones de acuicultura fue desarrollado combinando experiencias de cultivo integrado de mitílidos y macroalgas en Asia (Zhang et al. 2009), cultivos algales de Chile (Edding and Tala 2003, Romo et al. 2006, Macchiavello et al. 2010, Bulboa et al. 2013, Camus et al. 2016), incluyendo sus relaciones potenciales con el ambiente (Forget et al. 2020). Las variables que afectan el cultivo fueron determinadas usando información disponible en la literatura y datos cuantitativos de APE de mitílidos *sensu* González-Poblete (2018) (i.e., 1 – 3 há, ≤ 200 ton año⁻¹) y macroalgas (Cárcamo et al. 2017). Además, para determinar la red interacciones bentónicas se utilizaron datos cuantitativos de abundancia y distribución de organismos asociados a ecosistemas bentónicos bajo cultivos de mitílidos del sur de Chile. La información fue colectada a través de buceo autónomo en hábitats directamente bajo dos cultivos a pequeña escala en las localidades de Calbuco (Canal Quihua) y Ancud (Bahía de Hueihue). Se utilizaron tres transectos de 30 m en dos sitios bajo cada cultivo y dos sitios de referencia ubicados a una distancia de ~200 m. Se registró el número de invertebrados móviles y la cobertura de invertebrados sésiles y/o coloniales y macroalgas dentro de 5 cuadrantes reticulados de 0,25 m² en cada transecto. Las características del sustrato bajo los cultivos se determinaron midiendo la cobertura de mitílidos que se desprenden del cultivo asentados en el fondo (vivos y muertos), además del sustrato primario (e.g., arena, arenilla, sedimento). Características del sedimento como el porcentaje de materia orgánica, arena, fango, entre otros. fueron obtenidas desde la base de datos del monitoreo ambiental de IFOP, “Estudio del seguimiento del desempeño ambiental de la acuicultura en Chile y su efecto en los ecosistemas de emplazamiento (2018)”. La información sobre hábitos alimenticios de las especies observadas fue determinada con literatura especializada de las comunidades bentónicas del sur de Chile (Häussermann and Försterra 2009). Una clasificación mecanicista de la estrategia de alimentación y función de los invertebrados más conspicuos previamente determinada con la rutina multivariada de porcentaje de similitud (SIMPER, PRIMER 6.0) aplicada a los muestreos cuantitativos, estuvo basada en características de la historia de vida de invertebrados bentónicos descrita en la literatura disponible. Las estrategias de alimentación y función fueron: Depredador/carnívoro – e.g., *Enteractopus megalocyanthus*, *Cancer edwardsii*, *Gammaria falklandica*, Herbívoro – e.g., *Loxechinus albus* (H), Detritívoro-oportunista – e.g., Annelida, *Arbacia dufresnii*, Suspensívoros sésiles – e.g., *Anthothoe chilensis*, *Halichondria prostrata* (Porifera), *Leucatis nuda* (Porifera) y Macroalgas, – e.g., *M. pyrifera*, *Ulva spp.*, *Leftofaucha chilensis*, *S. crispata*. La función general del bioingeniero fue atribuida al sustrato biogénico exportado desde el cultivo (i.e., *M. chilensis*) y especies locales de bivalvos bentónicos con función similar, e.g., *Aulacomya ater*.

Este modelo asume una condición inicial en donde factores físicos como irradiación, nutrientes y movimiento de agua cumplen condiciones de equilibrio mínimas para el desarrollo estable de acuicultura para ambas especies, por lo tanto, son omitidos en el análisis. El modelo describe, entonces, las relaciones “iniciales” de un co-cultivo mixto (i.e., módulo de cultivo con mitílidos y macroalgas dentro del mismo sistema flotante) con la columna de agua y el fondo del ecosistema circundante (Figura 113). El modelo relaciona efectos “bottom-up”, i.e., herbivoría sobre el fitoplancton, interacción trófica bajo el cultivo y efectos “top-down”, i.e., biodeposición más desprendimiento de individuos, disponibilidad de detritus algal incorporado desde el cultivo, incluyendo la descomposición



de material orgánico y nutrientes por la productividad secundaria del fondo (Gallardi 2014, Van der Schatte Olivier et al. 2018).

1. La relación inicial entre el acuicultor y el cultivo mantiene un efecto positivo, facilitando éste el crecimiento a través del cultivo de propágulos ambas de especies (Dambacher et al. 2009, Ortiz et al. 2013). Así mismo, el acuicultor posee retroalimentación positiva ya que el cultivo facilita su ingreso.
2. Los organismos sésiles que componen la fauna incrustante o “fouling” que se fija al sistema de cultivo mantiene una relación negativa para el acuicultor similar a parasitismo, ya que las estructuras flotantes ofrecen sustrato de fijación en desmedro de la productividad del cultivo por competencia (Buschmann et al. 1995, 2001, Candia 2010, Peteiro and Freire 2013, Førde et al. 2016), además de causar daños estructurales que pueden comprometer la flotabilidad y eficiencia del cultivo. Por lo tanto, su propia tasa de cambio es dependiente del cultivo que afecta, mostrando una auto-retroacción negativa. Además, mantiene una relación negativa, al menos de manera inicial, con los mitílidos del cultivo, pero beneficiándose tanto de las estructuras como del sustrato que ofrecen los mitílidos.
3. El anfípodo herbívoro (Anfi), *Peramphithoe femorata*, ha sido frecuentemente asociado a cultivos de *Macrocystis pyrifera* durante verano (Camus et al. 2016). Las algas proveen hábitat y alimento para esta especie (Häussermann and Försterra 2009) en donde generan grandes agregaciones. Los anfípodos interactúan de manera similar al fouling ocasionando un efecto negativo sobre cultivador, pero mostrando una auto-retroacción negativa, ya que el uso y pastoreo sobre las macroalgas genera dependencia de la biomasa del cultivo.
4. La relación central entre las especies co-cultivadas es positiva ya que el amonio liberado durante la actividad metabólica de *M. chilensis* es aprovechado, por las algas y a su vez, el detritus algal sirve de alimento para los filtradores. Experimentalmente se ha determinado que entre un 14%–42% del C constituyente de bivalvos como ostras (*Chlamys farreri*) proviene de las algas co-cultivadas (Xu et al. 2016). Además, esta interacción ha sido evidenciada en el ambiente natural (Peterson et al. 1984, Wiedemeyer and Schwamborn 1996). Asimismo, los mitílidos del cultivo afectan negativamente al zooplancton y al fitoplancton, pero, tienen efectos positivos sobre detritívoros bentónicos y el banco emergente de choritos que se crean bajo el cultivo, aumentando su biomasa (detallado más adelante). Cabe señalar que el modelo asume que el acuicultor no es consciente de estas interacciones y la generación del banco es incidental.
5. Los bio-depósitos de los mitílidos (i.e., fecas, pseudofecas) y el detritus de las algas puede actuar como subsidio (efecto positivo) para la productividad secundaria (Krumhansl 2012). De este modo, se modifica la estructura del fondo, y por ende, procesos hidrosedimentarios lo que puede favorecer poblaciones de detritívoros y suspensívoros bentónicos (McKindsey et al. 2011) con una relación positiva unidireccional. El detritus algal se incorpora como una variable intermedia que conecta el cultivo de macroalgas con los mitílidos y el fondo con efectos positivos en ambos casos.
6. El zooplancton depreda sobre el fitoplancton (efecto negativo) y es eventualmente alimento de los mitílidos (efecto positivo) (Gallardi 2014, Van der Schatte Olivier et al. 2018). Además, el zooplancton contribuye a la red trófica bentónica con un efecto positivo al ser alimento de suspensívoros sésiles.
7. El fitoplancton tiene un efecto positivo como parte importante de la dieta del cultivo de *M. chilensis* y se une al ambiente bentónico también como alimento de suspensívoros sésiles.
8. Por lo tanto, además del aporte de detritus desde el cultivo hacia el fondo, el cultivo se une al ambiente bentónico asumiendo un efecto positivo de la acumulación de sustrato biogénico, aumentando la disponibilidad de sustrato, el cual, es capaz de aumentar refugio y disponibilidad de alimento. Esto ha sido establecido con relaciones positivas hacia Suspensívoros sésiles y Macroalgas bentónicas. Adicionalmente, existen efectos positivos sobre depredadores bentónicos, los cuáles pueden alimentarse del banco.



- También afecta positivamente a detritívoros oportunistas quienes pueden aprovechar la biodeposición orgánica generada por en el banco emergente.
9. Los suspensívoros sésiles si bien se ven favorecidos por el sustrato biogénico, afectarían negativamente a los mitílidos, con una relación de competencia por partículas en suspensión y el uso de las valvas de *M. chilensis* para asentamiento.
 10. Las macroalgas afectan negativamente al banco emergente de mitílidos, ya que, pueden causar daño por arrastre mecánico o disminución de tasas de filtración, lo que puede llevar a la muerte si se trata, por ejemplo, de aumentos en la fijación *M. pyrifera* (Díaz et al. 2015).
 11. Los herbívoros (e.g., *L. albus*, *Fissurella* spp.), ejercen un efecto negativo de pastoreo sobre las macroalgas disminuyendo productividad y reclutamiento y poseen auto-retroacción positiva, por ser independientes al sustrato en el que pastorean.
 12. Detritívoros oportunistas básicamente ejercen un efecto positivo sobre las poblaciones de depredadores actuando ocasionalmente como presas. Igualmente presentan una auto-retroacción positiva. A su vez, aunque se pueden beneficiar de la presencia del banco emergente, su efecto sobre éste es poco claro, por esto, el efecto de los detritívoros oportunistas sobre el banco emergente se incorpora como = 0.
 13. Los depredadores mantiene relaciones depredador-presa con todos los invertebrados del modelo bentónico, incluyendo el sustrato biogénico y exceptuando las macroalgas. Debido a su condición de depredadores móviles, las tasas de cambio poblacional tienden a ser independientes de la disponibilidad de alimento que facilita el cultivo, por lo tanto, poseen una auto-retroacción positiva.

Un efecto del co-cultivo que se espera entender con esta modelación es la interacción entre el cultivo y el ecosistema bentónico asumiendo inputs positivos para especies detritívoras y carnívoras a través del desprendimiento de individuos vivos o muertos desde las líneas durante el ciclo de cultivo y el período de cosecha. La acumulación de individuos genera un banco emergente que actúa como hábitat atrayendo especies bentónicas (Van der Schatte Olivier et al. 2018, Sardenne et al. 2019). El modelo asume que el banco emergente no produce efectos adversos sobre el cultivo, pero efectos desconocidos en el ambiente. De acuerdo a esto, la magnitud de posibles efectos ha sido relacionada con el tamaño del cultivo y el régimen hidrodinámico local, observándose efectos leves o difusos causados por biodeposición bajo regímenes de energía hidrodinámica alta y moderada (Callier et al. 2007, Mckindsey et al. 2013, Lacoste et al. 2018). Por lo tanto, además del efecto por biodeposición, existe el efecto sobre la red de interacciones entre las especies y el desprendimiento de mitílidos y su función como sustrato biogénico. Este efecto ha demostrado favorecer áreas de asentamiento, crianza y alimentación para invertebrados marinos, algunos de importancia comercial (Gutiérrez et al. 2003, D'Amours et al. 2008, Craeymeersch and Jansen 2019, Sardenne et al. 2019).

La red de interacciones se expresa matemáticamente a través de una matriz de interacciones que define por cálculo matricial la red efectos entre todos los componentes del modelo (Tabla 62).

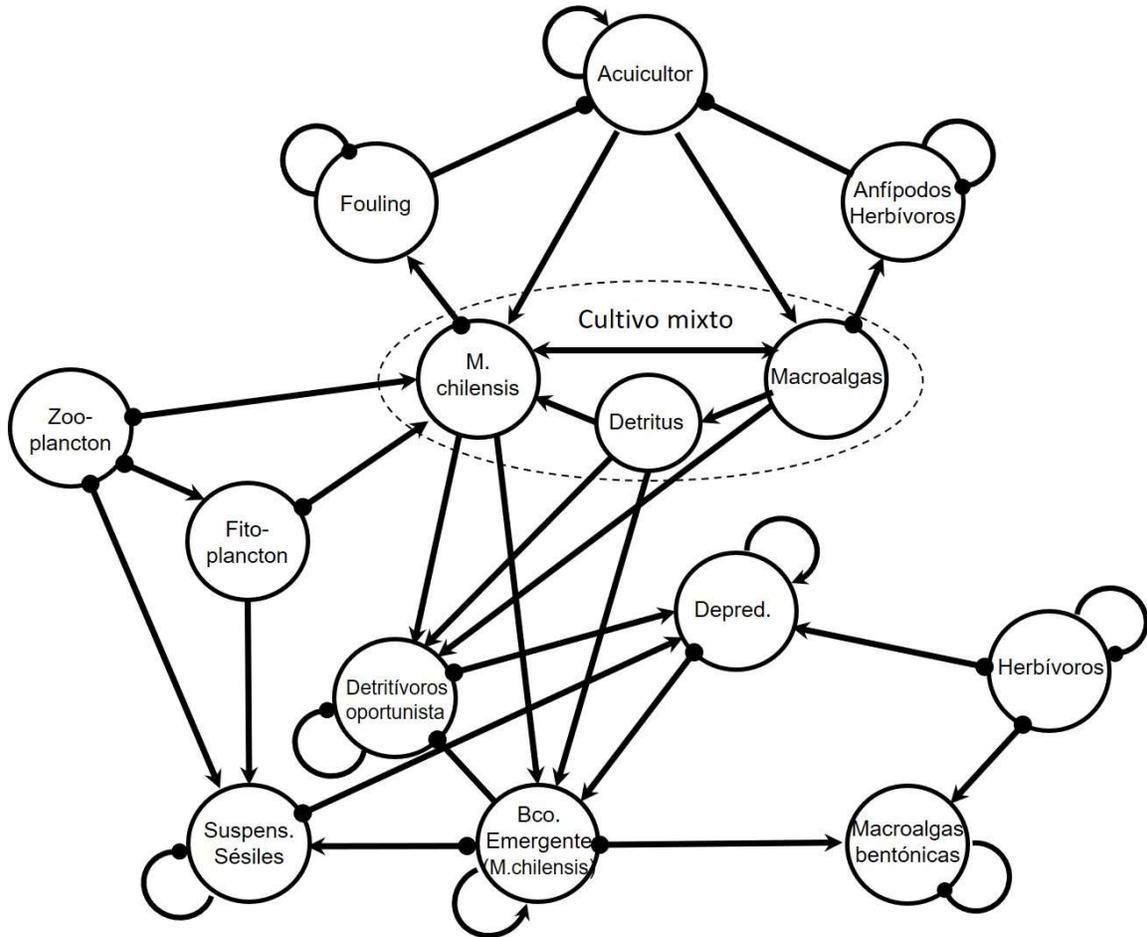


Figura 113. Modelo cualitativo de las relaciones de un cultivo mixto a pequeña escala con una especie con mercado consolidado (*Mytilus chilensis*) y una especie de valor relativo/bajo (Macroalga comercial) sobre el ecosistema circundante incluyendo a pequeños acuicultores. El modelo muestra el cultivo mixto y las interacciones con componentes de la columna de agua y el ecosistema bentónico bajo el cultivo. Las flechas indican interacciones positivas sobre el nodo terminal, mientras que círculos sólidos indican interacciones de valor negativo sobre el nodo terminal.



Tabla 62.
Matriz de interacciones Caso 2. Co-cultivo mitílicos-macroalgas.

Escenario 1 (inicial)	Acuicultor	Fouling	Anfípodos	<i>M. chilensis</i> (Cultivo)	Macroalgas (Cultivo)	Zooplancton	Fitoplancton	Detritívoros	Depredadores	Herbívoros	Macrófitas bentónicas	Banco emergente (<i>M. chilensis</i>)	Suspensívoros
Acuicultor	1	-1	-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fouling	0	-1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anfípodos	0	0	-1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>M. chilensis</i> (Cultivo)	1	-1	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0
Macroalgas (Cultivo)	1	0	-1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Zooplancton	0	0	0	-1	0	0	1	0	0	0	0	0	-1
Fitoplancton	0	0	0	-1	0	-1	0	0	0	0	0	0	-1
Detritívoros	0	0	0	1	1	0	0	1	-1	0	0	1	0
Depredadores	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1
Herbívoros	0	0	0	0	0	0	0	0	-1	1	1	0	0
Macrófitas bentónicas	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-1	-1	1	0
Banco emergente (<i>M. chilensis</i>)	0	0	0	1	0	0	0	0	-1	0	-1	-1	-1
Suspensívoros	0	0	0	0	0	1	1	0	-1	0	0	1	-1



5.14.3. Caso 3. Repoblación huuro palo

Para la construcción del modelo se utilizaron datos de evaluaciones de comunidades y censo de peces durante el año 2018, en el Área de Manejo Chungungo B, con el objeto de determinar las variables incluidas en el modelo. La evaluación de comunidades se realizó mediante 10 transectas de 50 m de longitud perpendiculares a la costa y 1 transecta paralela a la costa. En cada transecta se registró la presencia de *L. trabeculata* y se contabilizó el número de individuos de especies con mayor densidad con un rango de observación de 1m a cada lado de la transecta. Generando observaciones de 100 m², completando un área muestreada de 1100 m² totales. Paralelamente, se realizó un muestreo de comunidades mediante cuadratas de 0.25 m² con 100 puntos de intersección en 3 estaciones de muestreo: al inicio (0 metros), a los 25 metros y al final de la transecta (50 metros). En cada estación se registraron 3 réplicas. En total se evaluaron 99 cuadratas, con una total superficie total evaluada de 24.75 m². Registrando además el tipo de sustrato y profundidad. Los datos obtenidos corresponden a la identificación y conteo de invertebrados móviles o semi-sésiles y a la cobertura de los invertebrados sésiles y algas conspicuas. Para el censo de peces, se utilizó la metodología descrita por Pérez-Matus *et al.* (2014). Se realizaron 2 transectas de 100 m. Se determinó la riqueza de dos grupos tróficos basado en información dietaria publicada (herbívoros y omnívoros).

Con estos resultados se definieron grupos funcionales, dependiendo del nivel trófico, forma de vida e interacción directa con el huuro palo *L. trabeculata*. Posteriormente, se seleccionaron aquellos grupos funcionales que eran susceptibles de ser incluidos en alguna acción de manejo (Tabla 63).

Tabla 63.

Variables obtenidas en las evaluaciones de comunidad y censo de peces en el AMERB Chungungo B, incluidas en el modelo para determinar la estabilidad del sistema repoblación de *L. trabeculata*.

Variables	Especies
<i>Hh</i>	<i>Heliaster helihantus</i>
<i>Mg</i>	<i>Meyenaster gelatinosum</i>
<i>Tn</i>	<i>Tetrapigus niger</i>
SE (Small epifauna)	<i>Fissurella spp.</i> <i>Scurria spp.</i> <i>Pagurus edwardsi</i> <i>Athyonidium chilensis</i> <i>Phymanthea pluvia</i> <i>Tegula tridentata</i> <i>Rhynchocinetes typus</i>
HF (Peces herbívoros)	<i>Aplodactylus punctatus</i>
OF (Peces omnívoros)	<i>Pinguipes chilensis</i> <i>Cheilodactylus variegatus</i>
Rho (Rhodophytas)	<i>Gelidium spp</i> <i>Corallina spp</i> <i>Hildenbrandia spp</i>
<i>L. tra</i>	<i>Lessonia trabeculata</i>
F (Fishers)	Pesqueria
<i>Litho</i>	<i>Lithothamnium sp</i>



Para la elaboración del dígrafo, se determinaron las interacciones entre estas variables:

1. *Lessonia trabeculata*: A pesar de ser una especie sésil, el modelo describe la repoblación de esta especie sobre fondos blanqueados, se asume que presenta inicialmente, una densidad baja, y por lo tanto posee una autorretroacción positiva. Es consumido por peces herbívoros, *Tetrapygus niger* y especies presentes en el grupo de Small Epifauna. Además, se asume una interacción de amensalismo con *Lithothamnium sp.*
2. *Lithothamnium sp.*: Al ser una especie sésil se considera que tiene autorretroacción negativa por factores denso-dependientes. Principalmente establece interacciones de amensalismo con otros productores primarios como Rhodophyta y *L. trabeculata*, esto es por el efecto alelopático sobre el asentamiento de esporas de otras algas.
3. Rhodophyta: Agrupa a especies de rodófitas registradas en la evaluación de comunidades. Al ser especies sésiles, se le asigna autorretroacción negativa. Son principalmente consumidos por *T. niger*, Small epifauna, peces herbívoros y omnívoros. Al igual que *L. trabeculata*, tiene una relación de amensalismo con *Lithothamnium sp.*
4. *Tetrapygus niger*: Especie muy abundante en el área, herbívoro y móvil, inicialmente presenta autorretroacción positiva. Consume las variables que constituyen los productores primarios del sistema: Rhodophyta y *L. trabeculata*. A su vez es presa de las estrellas *Heliaster helianthus* y *Meyenaster gelatinosus*.
5. Small epifauna: Agrupa a 7 especies, entre ellas a *Fissurella Spp.* que tiene valor comercial y por lo tanto es potencialmente explotado. También se incluye a herbívoros, por lo tanto, el grupo depreda sobre Rhodophyta y *L. trabeculata*. Además, son presas de peces omnívoros y de las estrellas *H. helianthus* y *M. gelatinosus*.
6. Peces herbívoros: Constituido por *Aplodactylus punctatus* (Jergilla). presenta autorretroacción positiva. Depreda sobre productores primarios y es capturado por pescadores.
7. Peces omnívoros: Esta variable incluye 2 especies, al ser organismos móviles son considerados con autorretroacción positiva. También son eventualmente capturados por pescadores. Depreda sobre Small epifauna y sobre Rhodofita.
8. *Heliaster helianthus*: Consumidor secundario, considerado depredador tope. Presenta autorretroacción positiva. Depreda sobre Small epifauna, rodófitas y sobre *T. niger*. Además tiene una interacción negativa con *M. gelatinosus*.
9. *Meyenaster gelatinosus*: Al igual que *H. helianthus* es consumidor secundario y tiene autorretroacción positiva. Depreda sobre Small epifauna, rodófitas y sobre *T. niger*. Además, tiene una interacción negativa con *M. gelatinosus*.
10. Fishers: Pescadores artesanales, incluidos los pertenecientes a la OPA que explotan recursos bentónicos como algunas especies incluidas en el grupo small epifauna y eventuales cazadores de pesca deportiva que capturan peces herbívoros y omnívoros.

Estas interacciones se representan a través de un dígrafo (Figura 114). Luego, las interacciones del modelo se representan matemáticamente a través de una matriz de interacciones (Tabla 64). Posteriormente y a partir de estos modelos iniciales, se realizará la modelación de escenarios de manejo para determinar el efecto de distintas acciones de manejo sobre la estabilidad del sistema.

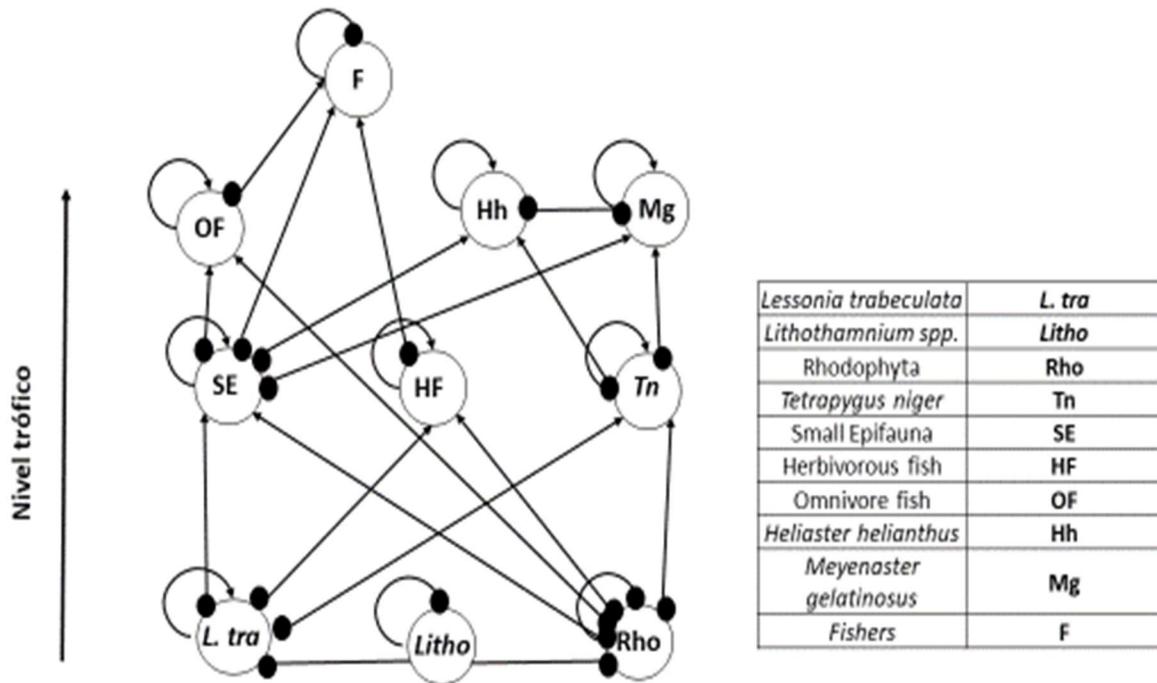


Figura 114. Modelo cualitativo de las relaciones de la repoblaci3n de *Lessonia trabeculata* sobre fondos blanqueados en AMERB Chungungo B. Las flechas indican interacciones positivas sobre el nodo terminal, mientras que c3rculos s3lidos indican interacciones de valor negativo sobre el nodo terminal.



Tabla 64.
Matriz de interacciones Caso 3. Repoblaci3n huiro palo.

Escenario inicial	<i>Lessonia trabeculata</i>	<i>Lithothamnium spp.</i>	Rhodophyta	<i>Tetrapygnus niger</i>	Small Epifauna	Herbivorous fish	Omnivore fish	<i>Heliaster helianthus</i>	<i>Meyenaster gelatinosus</i>	Fishers
<i>Lessonia trabeculata</i>	1	-1	0	-1	-1	-1	0	0	0	0
<i>Lithothamnium spp.</i>	0	-1	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhodophyta	0	-1	-1	-1	-1	-1	1	0	0	0
<i>Tetrapygnus niger</i>	1	0	1	1	0	0	0	-1	-1	0
Small Epifauna	1	0	1	0	1	0	-1	-1	-1	-1
Herbivorous fish	1	0	1	0	0	1	0	0	0	-1
Omnivore fish	0	0	1	0	1	0	1	0	0	-1
<i>Heliaster helianthus</i>	0	0	0	1	1	0	0	1	-1	0
<i>Meyenaster gelatinosus</i>	0	0	0	1	1	0	0	-1	1	0
Fishers	0	0	0	0	1	1	1	0	0	-1



Objetivo específico 6: *Realizar acciones de difusión, entrenamiento y transferencia asociadas al desarrollo de la acuicultura de algas.*

5.15. Desarrollo de un video de difusión y divulgación de acuicultura de algas

En el Anexo 4 se entregan los detalles del desarrollo y ejecución de esta actividad. Se adjunta como anexo digital dos versiones del video de difusión y divulgación titulado “Acuicultura de macroalgas en Chile”, el que posteriormente será ampliamente difundido. El video incluye como contenidos una revisión y comparación en extenso de la acuicultura de macroalgas tanto a nivel mundial como en Chile, destacando las especies de algas que se cultivan y sus aplicaciones. Además, a nivel nacional se revisan y analizan, mediante entrevistas a diferentes actores, las oportunidades, restricciones y estrategias para el desarrollo de la acuicultura de macroalgas en el país.

5.16. Capacitación en materias vinculadas a la postulación en el marco de la Ley de Bonificación al repoblamiento y Cultivo de Algas

Dada las restricciones de movilidad y congregación social producto de la Pandemia COVID-19, esta actividad no se pudo desarrollar de acuerdo a la propuesta técnica original. En resumen, solo se pudo desarrollar un taller, dirigido a la OPA Los Castillo y realizado en la sede vecinal de Caleta Chungungo (Anexo 4). Se presentaron las actividades y resultados más relevantes obtenidos en el Programa, así como los alcances y beneficios de la Ley de Bonificación al cultivo y repoblamiento de algas.

En los otros tres sitios de estudio, además de la interacción y transferencia técnica permanente entre los profesionales IFOP y pescadores/acuicultores que se genera en los procesos de implementación y monitoreos de los cultivos, se hizo entrega, a cada uno de ellos, de ejemplares físicos del Manual “Cultivo de Macroalgas: Diversificación de la APE en Chile”.

5.17. Seminario de experiencias de acuicultura de pequeña escala

Dada la emergencia sanitaria decretada en marzo de 2020, y considerando las dificultades en el traslado desde y hacia Chiloé del público objetivo e invitados, las restricciones a la ejecución de actividades que congregaran a un número mayor a 10 personas, entre otras muchas variables, se optó por modificar en acuerdo con la contraparte SUBPESCA esta actividad, y realizar un seminario virtual, orientado básicamente a rescatar desde la experiencia de pescadores y acuicultores de pequeña escala las principales brechas y desafíos en la implementación de prácticas de APE.

Este seminario virtual fue co-organizado entre IFOP y la Universidad Católica del Norte, y desarrollado el día 27 de agosto de 2020 con una audiencia cercana a las 100 personas. La programación final y los elementos de difusión elaborados para este seminario virtual se presentan en el Anexo 4.

Un resumen de los expositores y las brechas/desafíos indicado por cada uno de ellas (os) son los siguientes:



Sra. Ana Cárcamo - S.T.I. Cultivadores Explotadores de Algas y Recursos Bentónicos Pupelde.

- Pago de Patente para concesiones APE, que originalmente fueron de pelillo pero que posteriormente realizaron ampliación de especies.
- Acuicultores APE tienen demasiadas exigencias normativas y de control para cultivar especies diferentes a las indicadas en el proyecto técnico original, y posteriormente vender productos.
- Pequeños acuicultores que dependen exclusivamente de pelillo realizan una actividad que es prácticamente de subsistencia, debido a los bajos precios del alga. A pesar de ello, la actividad depende en gran porcentaje de pequeños acuicultores.
- Aumento y permanencia progresiva en el tiempo de epifitos en los cultivos de algas, lo que impacta en la posibilidad de ventas.
- Cooperativismo en reemplazo de mera proveeduría en la producción de agar.
- Diversificación hacia otras actividades (AMERB) o cultivos diferentes de pelillo depende de motivación de personas dentro del sindicato y no de todos los integrantes.
- El problema de incorporación de personas jóvenes al sindicato ha estado determinado por los altos precios del pelillo, cuando el precio del alga ha estado en baja solo quedan los más comprometidos (hay personas de más edad), pero que pueden dar trabajo temporal.

Sr. Enrique Arredondo - S.T.I. Recolectores de Algas La Herradura.

- Marejadas y pérdida de sustrato han hecho disminuir la producción de pelillo y se han visto obligados a transformarse de pelilleros a cultivadores de piure (A pesar de ir repoblando con pelillo).
- Al principio las experiencias de comercialización de piure eran informales (ilegales) y más fáciles, con la formalización del cultivo los controles normativos hicieron más difícil la comercialización (exigencia de factura para la venta). Los informes de control mensuales del seguimiento del cultivo son engorrosos. Se requiere un rediseño de los requerimientos para la APE.
- Hay pocos incentivos dentro de los socios de una organización para trabajar “gratis” en el desarrollo de cultivos APE, sobre todo en la fase de implementación. Sólo cuando se empiezan a ver resultados (ventas) se incorporan más socios.
- Brechas para implementar nuevas tecnologías de cultivo de pelillo (¿cultivo suspendido?).
- Poco conocimiento de valor agregado para productos del cultivo o bioproductos derivados de los cultivos.
- Posibilidad de venta de piure como semilla es más fácil que venta de producto adulto para consumo humano.

Sr. Justo García – Cultivos Marinos Cholche.

- Intermediarios son el principal problema en la transformación de productos para darle valor agregado.
- Hay un déficit en la producción de semillas para la APE. Hay un déficit en el número de hatcheries para proveer de semillas con fines productivos.
- Los procesos de implementación de cultivos a pequeña escala dentro de sindicatos no necesariamente deben involucrar a todos los socios.
- Invertir en nurseries para proveer de semillas a la APE, no invertir en hatchery.

Sr. Jose Martel – S.T.I. Los Molinos.

- Cultivos a pequeña escala son vistos como una oportunidad a mediano plazo para los pescadores, dentro de las AMERB.
- Los robos son un problema de difícil manejo para iniciativas APE.
- En las iniciativas APE hay mucho de “ver para creer”, es decir, al principio no todos los socios se vinculan a iniciativas APE. Lo mismo pasó con las AMERB.
- Los trámites asociados a la cosecha también son engorrosos.



- Hay dificultades técnicas para el manejo de los cultivos, por ejemplo, bajar los cultivos en época de invierno.
- Pasantías entre pares son una buena oportunidad para transferir conocimientos.
- Hacer trámites más fáciles para la APE.
- EMCPO pueden ser una traba para la APE.

Srta. Noemi Solar – Fundación Cocinamar.

- La formación de redes, en un contexto de trabajo colaborativo, es importante para dar valor agregado a los productos marinos.
- El encadenamiento productivo debe ser visto como un atributo favorable, y diferente de los intermediarios. El encadenamiento pone en relieve las habilidades diferentes de las personas, por ejemplo algunos proveerán o producirán las algas, otros la transformarán, otros la venderán, pero siempre orientada a consumo humano.
- La participación de género aporta ventajas naturales a la transformación de productos del mar.
- Hay al menos nueve especies de algas que tienen potencial para consumo humano (chicoria, huiro flotador, luga negra, carola y lechuga de mar, entre otras)

5.18. Actividades generales

5.18.1. Reuniones de Coordinación

Se realizó una reunión durante el mes de marzo del 2019, en dependencias de SUBPESCA, Valparaíso, con la contraparte técnica. Se presentaron las actividades y cronograma de actividades y eventos asociados al desarrollo de la Etapa 3 del programa, y una síntesis de los principales resultados de la Etapa 2 (ver acta en Anexo 4). Asisten:

- Sergio Mesa (APE, División de Acuicultura, SUBPESCA)
- Marisol Álvarez (División de Acuicultura, SUBPESCA)
- Luis Henríquez (IFOP)
- Francisco Galleguillos (IFOP)
- Francisco Cárcamo (IFOP)

Adicionalmente, durante el año 2020, se mantuvieron diversas reuniones mediante video-conferencia, entre el equipo técnico y la contraparte SUBPESCA, para informar la afectación de las actividades del Programa producto de las restricciones de la Pandemia COVID-19, así como, consensuar las alternativas para subsanarlas.

5.18.2. Difusión de Resultados del Programa

El Taller se realizó el martes 29 de septiembre del 2020 en modalidad on-line vía Google Meet. Se presentaron 7 ponencias y contó con una audiencia entre 70-80 personas. El programa, invitación y las respectivas presentaciones se adjuntan en el Anexo 4.



6. DISCUSIÓN

6.1. Factibilidad técnico-económica-legal de cultivos multi-especies

La revisión de la literatura internacional muestra un grado de avance importante en la implementación y variables clave a considerar en los cultivos multi-especies y multi-tróficos integrados. En Chile, el enfoque normativo y de implementación de actividades de acuicultura es hacia monocultivos, y no existen condiciones facilitadoras (principalmente vinculadas a materias de mercado y costos) que estimulen a gran o pequeña escala el cultivo de especies con un enfoque integrado. Surge como una posibilidad en el mediano plazo la implementación de un estatuto y normativa específicamente vinculada a cultivo multi-especies a pequeña escala, y en ese sentido, se propone en este estudio un diseño de cultivo tipo portafolio que permita a cultivadores de pequeña escala ejecutar actividades de cultivo que les permitan maximizar los periodos de cosecha dentro de un año.

6.2. Análisis bio-económico de cultivos multi-especies

La Tabla 65 resume en dos indicadores de desempeño productivo – económico la gran cantidad de resultados parciales de cada ciclo productivo por especie y localidad. Estos indicadores son la máxima biomasa del ciclo y el costo medio de cada kilo cosechado. Se muestra además el día de inicio del cultivo donde se obtiene esos KPI's.

Tabla 65.

Indicadores o índices claves de desempeño (KPI's) para los distintos ciclos de producción evaluados en este Informe, por localidad, especie y tipo de experiencia de cultivo.

Localidad	Tratamiento	Máxima Biomasa		Mínimo Costo medio	
		Día	Kg·m ⁻¹	Día	\$.kg ⁻¹
Pudeto	Pelillo camilla con ostra	152	0,33	152	648
	Pelillo camilla sin ostra	99	1,17	99	164
	Pelillo estacas	125	0,84	125	254
Dalcahue	Chicoria plansa	97	0,57	97	770
	Chicoria balsa	126	0,24	126	18.677
	Pelillo plansa	154	1,22	97	362
Quinchao	Chicoria plansa	61	0,047	15	2.186
	Pelillo long line	127	0,11	128	3.545
	Huiro long line	154	1,78	154	220

La columna Mínimo Costo Medio (\$.kg⁻¹) muestra el valor del costo medio por cada kilo de alga cosechado. Se advierte un alto costo medio, el cual, dependiendo de la especie, varía entre los \$ 18.677 hasta \$ 164 kg⁻¹. En el caso del alga pelillo en ninguna de las experiencias productivas el costo medio está por debajo del valor de mercado. En esta situación, ninguno de los ciclos analizados para esta alga resulta ser económicamente recomendable ya que el ingreso neto por kilo cosechado sería



negativo. Lo mismo ocurre para las otras algas incluidas en el análisis. En efecto, en el caso del alga chicorea, el precio de primera transacción para el alga fresca estaría entre \$ 350 - \$ 700 kg⁻¹, mientras que el menor costo medio reportado en este Informe alcanza a los \$ 770 kg⁻¹, obtenido en la localidad de Dalcahue, usando el cultivo en plansa. El costo medio es incluso mayor en uno y dos órdenes de magnitud en Quinchao (en plansa) y Dalcahue (en balsa), respectivamente. En el caso del alga huiro, su precio de primera transacción está en el orden de los \$ 80 kg⁻¹, muy por debajo de los \$ 200 kg⁻¹ de costo medio obtenido en Quinchao. Considerando el desempeño de este ciclo, el cultivo de cualquiera de estas algas, independiente del sistema de cultivo empleado, no sería financieramente aconsejable. Sin embargo, en el análisis de múltiples ciclos de producción es usual encontrar ciclos e incluso “yearclasses” que pueden presentar rendimientos ya sea en su extremo inferior o superior. Establecer un patrón general a partir de una sola observación resulta igualmente aventurado y no recomendable. La sugerencia es observar más ciclos productivos y más yearclass para establecer una tendencia.

La explicación para los altos costos medios observados puede tener, al menos, tres orígenes: (i) los altos costos asociados a los sistemas de cultivo y su mantenimiento; (ii) una baja productividad local; (iii) una baja densidad de siembra.

Se mostró que, en general, los principales ítems que explican el costo medio guardan relación con el alto costo de construir los sistemas de cultivo y el alto costo de depreciación asociado a ellos. Junto a este ítem el costo de mantenimiento explica un alto porcentaje del costo medio. Estos dos ítems pueden ser sujeto de ajustes ya sea por medio de la aplicación de ingeniería de cultivo, que pueda permitir la confección de sistemas de cultivo con materiales más baratos, o por disminuir el costo en mano de obra para el mantenimiento de dichos sistemas de cultivo, ya sea por aportes voluntarios por parte de la OPA o de aportes de horas de trabajo de sus asociados.

La productividad alcanzada es un aspecto relevante en la explicación de los costos medios estimados. En efecto, antecedentes disponibles de la literatura sugieren que a tiempos iguales de cultivo los resultados productivos difieren de los obtenidos en las experiencias de la Etapa 3 del Programa de APE. En el caso del cultivo de chicorea en plansa en la localidad de Dalcahue, la mayor biomasa por metro lineal observada fue de 0,57 kg m⁻¹ al día 97 de cultivo. En contraste Bulboa et al. (2005) reportó un rendimiento de apenas 0.16 kg m⁻¹ a los dos meses, luego de lo cual la biomasa disminuye. En este caso la productividad observada en Dalcahue (cultivo en plansa) fue mayor a los datos reportados en la literatura, no obstante, este rendimiento no es suficiente para obtener un menor costo medio que permita obtener un ingreso neto positivo por kilo cosechado. El cultivo de chicorea en Dalcahue, esta vez en balsa (con 0,24 kg m⁻¹), es mayor a lo registrado por Bulboa et al. (2005), sin embargo, los altos costos de depreciación y mantenimiento de la balsa no son cubiertos por la producción de chicorea en la balsa. En el caso del cultivo de chicorea en plansa en la localidad de Quinchao es la menor con apenas 0,05 kg m⁻¹ en dos meses, esto es tres veces menor a la registrada por Bulboa et al. (2005). En este último caso, a pesar de que la producción es mucho menor que en Dalcahue el costo medio es sustantivamente menor, \$ 2.186 kg⁻¹ versus \$ 18.677 kg⁻¹, respectivamente. Aquí se puede observar claramente el efecto del costo del sistema de cultivo. El sistema de plansa es mucho más barato que el de balsa.



El caso del cultivo de huiro en Quinchao es donde se observa la mayor diferencia con la producción reportada por otros autores. En esta localidad la producción fue de solo $1,78 \text{ kg m}^{-1}$ versus rendimientos de 42 kg m^{-1} (Westermeyer et al., 2006) o 22 kg m^{-1} en solo tres meses (Macchiavello et al., 2010). La diferencia de producción observada en este experimento tiene relación con la baja sobrevivencia de las plantas durante el ciclo de cultivo, y por ende, impactó en una baja densidad y biomasa por metro lineal al final de la experiencia. A pesar de esta situación, el ciclo productivo estaba en plena fase exponencial de crecimiento al momento de terminar los muestreos. De haber continuado, el costo medio habría sido menor a los $\$ 220 \text{ kg}^{-1}$ que había al momento de cerrar el ciclo al día 154 de iniciado el ciclo.

En el caso del cultivo de pelillo, el tema de la productividad resulta interesante de analizar. En Quinchao, se obtuvo una biomasa de $0,11 \text{ kg m}^{-1}$ al día 127, pero la densidad de siembra fue de $0,13 \text{ kg m}^{-1}$. Lo que se pudo observar fue que se produjo una disminución de biomasa en los primeros dos meses del cultivo. La biomasa remanente en este punto del tiempo fue de $0,008 \text{ kg m}^{-1}$ que en dos meses aumentó ¡13,75 veces! En efecto, las experiencias de Algas Marinas muestran incrementos desde una biomasa inicial de $0,15 \text{ kg m}^{-1}$ a aproximadamente $1,5 \text{ kg m}^{-1}$ en tres meses, es decir, un incremento de 10 veces la biomasa inicial. Halling et al. (2005) registraron incrementos entre 0,55 y 1,3 veces de la biomasa en el primer mes de cultivo usando distintos métodos de cultivo. Aunque este autor realizó cosechas mensuales, al cabo de tres meses la producción acumulada era casi el doble de la biomasa inicial, es decir, la tasa de crecimiento observada en Quinchao para el alga pelillo es superior a las experiencias de la empresa Algas Marinas y a los resultados de Halling et al. (2005).

Así, los resultados obtenidos durante la Fase 3 del Programa no debieran ser interpretados como un fallo en la productividad local de las especies bajo cultivo ya que las tasas de producción son comparables, e incluso en algunos casos bastante más altas, a experiencias previas reportadas en la literatura especializada. Los resultados pudieran reflejar la urgente necesidad de establecer una densidad de siembra apropiada para iniciar un ciclo comercialmente exitoso. Los resultados sugieren un buen nivel de productividad biológica, pero que la biomasa de inicio debiera ser más alta. La pregunta clave a resolver pareciera ser: ¿cuál es la densidad inicial óptima para generar un nivel de biomasa de cosecha que hace rentable el cultivo?

Si la productividad local no es la causa de la baja producción observada por metro lineal cabe preguntarse cuál es entonces su origen. En este sentido hay un aspecto que no ha recibido atención y es la carga de semillas o densidad de siembra que se requiere para lograr un nivel de producción que asegure menores costos medios por kilo cosechado. Por ejemplo, para el recurso pelillo Halling et al. (2005) sembraron con aproximadamente $0,2 - 0,4 \text{ kg m}^{-1}$ versus $0,13 \text{ kg m}^{-1}$ en Quinchao y Pudeto y sólo $0,04 \text{ kg m}^{-1}$ en Dalcahue. La empresa Algas Marinas, de una densidad de siembra de $0,15$, actualmente ha pasado a una de $0,4 - 0,8 \text{ kg m}^{-1}$. Algo similar se puede decir para el caso del alga huiro. Macchiavello et al. (2010) reportan que al inicio de la fase de cultivo en el mar la densidad de siembra, dependiendo del mes en que se da comienzo al ciclo, estuvo entre los $6 - 12 \text{ kg m}^{-1}$ aproximadamente, versus $0,4 \text{ kg m}^{-1}$ registrados al tercer mes de iniciado el ciclo productivo de huiro en Quinchao. Westermeyer et al. (2006) reportan aproximadamente 1 kg m^{-1} como densidad inicial



para el ciclo productivo de esta misma especie. Camus et al. (2016) usaron alrededor de 0,6 kg m⁻¹ como densidad de siembra. Para el caso del alga chicorea, en los ciclos iniciados en la Etapa 3 las densidades de siembra variaron entre localidades y sistemas de cultivo. Todos estos antecedentes ilustran el punto que, en apariencia, no existe una recomendación acerca de la carga de biomasa al inicio de cada ciclo que garantice un cierto nivel de producción, una meta productiva, que a su vez asegure un costo medio menor a la expectativa de precio de comercialización del producto.

La Tabla 66 ilustra el nivel de producción en equilibrio, esto es para obtener un costo medio igual a una expectativa de precio de mercado para cada una de las algas: \$ 100 kg para pelillo, \$ 600 para chicorea y \$ 80 para huiro. Esto con la estructura de costos y densidad de siembras actuales, los cuales podrían disminuir con mejoras en ingeniería de cultivo.

Tabla 66.

Valores de costo medio y producción actual, reportadas en este Informe y nivel de producción requerida para obtener un costo medio igual a un precio de mercado esperado por kilo de alga (producción en equilibrio).

Localidad	Tratamiento	Costo medio actual \$·kg ⁻¹	Cosecha actual Kg·m ⁻¹	Producción en equilibrio Kg·m ⁻¹
Pudeto	Pelillo camilla con ostra	648	0,33	2,15
	Pelillo camilla sin ostra	164	0,02	2,15
	Pelillo estacas	254	1,78	2,15
Dalcahue	Chicoria plansa	770	0,58	0,75
	Chicoria balsa	18.677	0,24	6,28
	Pelillo plansa	362	0,96	3,45
Quinchao	Chicoria plansa	2.186	0,02	0,09
	Pelillo long line	3.545	0,11	3,80
	Huiro long line	220	1,78	4,92

Evidentemente una mayor densidad de siembra producirá un mayor rendimiento, pero también aumentará los costos. Sin embargo, la Tabla 66 proporciona una idea de la magnitud a la cual se debe apuntar con el fin de mejorar el desempeño financiero de los cultivos. Futuros ciclos productivos permitirán ir definiendo con mayor precisión tanto la producción como la densidad de siembra requerida.

6.3. Desempeño productivo y ambiental de los cultivos

6.3.1. Cultivos macroalgas, sitios Quinchao y Dalcahue

El crecimiento de *C. chamissoi* (Chicoria de mar), mostró diferencias de alrededor de un orden de magnitud entre Quinchao y Dalcahue. Estas diferencias no parecen ser explicadas por las concentraciones de nutrientes o temperatura de la columna de agua, los cuales mostraron valores similares en ambos lugares. La disminución de la intensidad lumínica como factor de crecimiento (Hurd



et al. 2014) tampoco parece favorecer un mayor crecimiento vertical en el sistema de co-cultivo (balsa gallega) en Dalcahue durante el período de estudio. Sin embargo, el crecimiento alcanzado por *C. chamissoi* en el sistema de plansa en Quinchao fue similar al observado en el sistema de co-cultivo vertical de *C. chamissoi*-*M. chilensis*, el cual si presenta restricciones lumínicas para el crecimiento. Los valores obtenidos para *C. chamissoi* en el sitio Quinchao, luego de 27 días (25.4 g m^{-1}) fueron menores a los observados, en cultivos realizados en la zona norte de Chile (Bulboa et al. 2006). Algo similar ocurrió en Dalcahue, en el cultivo en sistema de plansa, donde luego de 29 días de cultivo, se obtuvieron 115.8 g m^{-1} , mientras que en el sistema de cultivo vertical de balsa gallega se obtuvo 25 g m^{-1} , ambos valores menores a los obtenidos en otros cultivos superficiales.

Por otro lado, la variación inter-sitios con el mismo sistema de cultivo fue observada también con *A. chilense* (pelillo), el cual presentó un crecimiento ampliamente superior en Dalcahue (1300 g m^{-1}), seguido por la biomasa observada en Pudeto para los tres tratamientos (monocultivo alga 1.1 kg m^{-1} ; co-cultivo algas + ostra 300 g m^{-1} ; monocultivo con estacas 540 g m^{-1}). Quinchao mostró una producción que no alcanzó los 100 g m^{-1} . Similarmente, el cultivo de *M. pyrifera* (huairo) estuvo caracterizado por un alto crecimiento en ambos sitios desde del tercer mes de cultivo, pero mostrando diferencias de alrededor de un orden de magnitud entre Dalcahue y Quinchao ($\sim 4000 \pm 2000 \text{ g}$; $\sim 400 \pm 200 \text{ g m}^{-1}$ peso húmedo, respectivamente), estos valores se encuentran dentro de lo reportado por otros autores como experiencias de cultivo para esta especie (Gutiérrez et al 2016; Camus et al 2017; guisado et al 2017).

Estos resultados sugieren que diferencias geográficas sitio-específicas con el mismo sistema de cultivo y durante el mismo período. Además, las técnicas de cultivo afectan significativamente la producción de la misma especie. Por otro lado, este efecto parece no afectar de la misma manera la carga de epífitos, las que mostraron abundancias relativamente similares entre ambos sitios, siendo sólo alrededor de un 25% mayor en Dalcahue comparado con Quinchao.

Por otro lado, no se descarta el efecto del anfípodo pastoreador *Peramphithoe femorata*, reportado en grandes cantidades en Quinchao por operadores habituales (com. pers, Marcelo Moya; alumnos del Liceo Insular de Achao, 2019). La respuesta compensatoria a los brotes de estos pastoreadores en macroalgas es generalmente el crecimiento discontinuo entre los ápices y la base de las frondas generando cambios en los patrones crecimiento de individuos adultos (Cerdeira et al. 2009). Sin embargo, si el pastoreo ocurre en estados más tempranos de crecimiento, éste, puede ser afectado significativamente (Graham et al. 2007, Rothäusler et al. 2009).

Otro factor relevante, corresponde a diferencias en el desempeño de los sistemas de cultivo de cada sitio. Diferencias en la calidad de la instalación representada por la capacidad de los proveedores de servicios a nivel local causan variaciones en el desempeño frente al stress de viento, oleaje y exposición superficial local, afectando, por ejemplo, tasas de desprendimiento de la biomasa en Quinchao. Finalmente, condiciones de acumulación de contaminantes y/o turbidez superficial entre la bahía de Quinchao y la hidrodinámica del canal de Dalcahue también puede haber influenciado las diferencias en las respuestas de crecimiento. La implementación de un sistema accesible y eficiente de cultivo, que garantice un desempeño con un alto estándar de calidad es un factor crítico para la correcta implementación de cultivos APE.



6.3.2. Co-cultivo macroalgas-bivalvos (*A. chilense* – *C. gigas*), sitio Pudeto.

El potencial efecto benigno del co-cultivo entre *A. chilense* y *C. gigas* no fue claro. Mientras que un efecto directo sobre el crecimiento de *C. gigas* no fue evidente, el mayor crecimiento relativo de *A. chilense* en el sistema de camillas sin *C. gigas* sugiere que las condiciones de cultivo, i.e., ausencia de bandejas de *C. gigas* y menor contacto directo con la superficie del fondo, podrían mejorar las condiciones de crecimiento, el cual fue similar al alcanzado en el sistema de plana en Dalcahue (~6000 g). El menor crecimiento relativo observado en el co-cultivo sugiere que la camilla de cultivo y las bandejas de *C. gigas* limitan la disponibilidad de luz para *A. chilense*. Finalmente, el menor crecimiento observado en los sitios de referencia sugiere efectos relacionados con la profundidad de cultivo, la turbidez de la columna de agua y el epifitismo, el cual, en términos de biomasa, fue equivalente al observado en las camillas con *C. gigas*.

Por otro lado, se observó gran abundancia de diatomeas epífitas sobre los cultivos de *A. chilense* durante el primer monitoreo de primavera, sugiriendo que los propágulos de estas especies utilizan las praderas y líneas de cultivo como sustrato, afectando el crecimiento al competir por luz y nutrientes (Harrison and Hurd 2001). En este sentido, la utilización de *C. gigas*, especie capaz de “filtrar” gran cantidad de agua (Gedan et al. 2014, Rullens et al. 2019, Strand and Ferreira 2019), podría por un lado disminuir la carga de esporas de especies epífitas y al mismo asegurar su crecimiento, beneficiando indirectamente en el mediano plazo la actividad de cultivo de *A. chilense* en el estuario de Pudeto.

Los resultados del co-cultivo sugieren que el aporte de detritus algal de *A. chilense* contribuyó escasamente a la disponibilidad natural de alimento del estuario del río Pudeto, el cual históricamente albergaba extensos bancos de bivalvos, hoy sobreexplotados. Además, el detritus producido en el co-cultivo podría ser consumido con baja eficiencia debido a la disposición del sistema de cultivo (i.e., alga bajo el sistema de camilla). Por otro lado, la baja densidad de *A. chilense* en el experimento de co-cultivo podría limitar la producción de detritus y ser a su vez dispersado por las corrientes mareales características del sector que alcanzan un promedio de alrededor de 10 cm s⁻¹ en mareas de sicigia (Chonos.ifop.cl/atlas).

Esta experiencia sugiere que la utilización de estructuras de co-cultivo si bien permiten optimizar el espacio incorporando fácilmente especies filtradoras, puede aumentar el potencial de producción e ingresos del sector, también puede limitar la productividad algal. Sin embargo, los resultados sugieren de manera general que la producción en parcelas separadas de ambas especies dispuestas de forma intercalada a lo largo del estuario podría, por un lado, disminuir la carga de propágulos microscópicos por filtración de *C. gigas* (atenuación de la aparición de diatomeas) y aumentar el detritus en la columna de agua con parcelas de *A. chilense*, beneficiando ambas especies a una mayor escala espacial. Esto es evidente al observar el buen desempeño productivo obtenido por *C. gigas*, durante el ciclo de cultivo (peso húmedo total promedio = 29.76 ± 7.79 g) comparables con crecimientos observado por Lopes et al. (2013), en cultivo en mar y en ambiente estuarino 23.0 ± 7.5 g 39.5 ± 22.0 g respectivamente. Además, estudios en co-cultivos entre *C. gigas* y *Lateolabrax japonicus* (Sea bass) en China (Jiang et al. 2013) mostraron que luego de siete meses, el peso seco promedio del tejido de *C. gigas* alcanzó 0.892 ± 0.037 g (área control o monocultivo) y 1.08 ± 0.027 g (área de co-cultivo). Tales valores son similares a los alcanzado en Pudeto luego de siete meses, i.e., 0.86 ± 0.34 (monocultivo) y 1.09 ± 0.37 g (camilla de co-cultivo).



Cabe señalar que es necesario determinar el efecto de interacción en un período de tiempo equivalente a un ciclo de cultivo completo de *C. gigas* para observar efectos acumulativos del detritus algal sobre la calidad de las ostras.

6.3.3. Co-cultivo macroalgas-bivalvos (*C. chamissoi* - *M. chilensis*), sitio Dalcahue.

Los resultados del co-cultivo vertical entre *C. chamissoi* y *M. chilensis* en balsa gallega muestran que aparentemente, el potencial suplemento de detritus algal en co-cultivo, no tuvo efectos observables en el crecimiento de *M. chilensis*. Esto se puede atribuir a un bajo crecimiento vertical (limitación por luz) de *C. chamissoi*, además del fuerte régimen de corrientes mareales del canal que impediría un aprovechamiento eficiente del NH_4 producido por *M. chilensis*. Sin embargo, no se descarta que un aumento de la densidad algal pueda tener efectos más promisorios en la captación de nutrientes de desecho.

Por otro lado, el mayor índice de condición (IC) de *M. chilensis* en co-cultivo sugiere que el detritus de *C. chamissoi* podría haber sido aprovechado por los bivalvos como suplemento a la disponibilidad natural de alimento planctónico en el sitio de estudio, esto, al menos a la escala y densidad experimental del cultivo. El IC promedio final alcanzado en co-cultivo (76,9 %, DE \pm 14,8%) y monocultivo tradicional (60,2 % DE \pm 10,2%) fue mayor al observado por Díaz et al. (2019), en Concepción (39.67 \pm 5.32% *M. chilensis* y 30.12 \pm 9.32% para *M. galloprovincialis*). Sin embargo, diferencias promedio en las condiciones iniciales de inoculación, i.e., 3.50 \pm 0.77 g (Díaz et al. 2019) y 1.77 \pm 0.63 g del presente co-cultivo sugieren tratar esta comparación de manera relativa.

Esta experiencia sugiere que, al utilizar distintas estructuras de cultivo de bajo costo y de fácil ensamblaje y fabricación, como la balsa gallega, se optimiza el espacio de cultivo, con potencial beneficio para los organismos filtradores en co-cultivo con macroalgas.

6.3.4. Nutrientes y metales

La tendencia temporal de los nutrientes en los tres sitios de muestreo mostró que las variaciones del 2019-2020 fueron similares a las registradas en el mismo período durante el 2018-2019. En todos los sitios existen valores máximos de nitratos hasta, al menos, agosto, evidenciando la idoneidad de comenzar con ciclos de cultivo durante invierno, terminando no más allá de diciembre, en donde, junto al aumento de la abundancia de organismos epibiontes y la temperatura, típicamente comienza la disminución y erosión de la biomasa algal en el ambiente natural y donde se registra mayor variabilidad en los valores de nutrientes (e.g., enero 2020 en Pudeto).

Las mayores diferencias de valores mínimos observadas en el estuario de Pudeto se puede explicar por la mayor influencia del efecto de escorrentía local, al disminuir la pluviosidad que durante invierno y primavera temprana concentran nutrientes desde tierra en una porción muy somera de la boca del estuario, en donde típicamente se llevan a cabo los cultivos de pelillo.

En términos generales los datos de nutrientes, sugieren que la alta variabilidad en su concentración obedece a factores sitio-específicos (pluviosidad, corrientes, geomorfología), que podrían afectar los cultivos. Sin embargo, no se observan diferencias marcadas entre sitios que sugieran efectos que sobrepasen la capacidad adaptativa estacional de los individuos en cultivo, por lo tanto, la



disponibilidad de nutrientes en los distintos sitios parece otorgar condiciones similares para el cultivo de macroalgas.

Los metales analizados en agua de mar del canal Dalcahue, se encuentran dentro de lo descrito para la zona del mar interior de Chiloé. Por ejemplo, Ahumada et al. (2016) reportan valores para plomo con un rango entre los 0.05 a 4.20 $\mu\text{g L}^{-1}$, con un promedio de 1.04 $\mu\text{g L}^{-1}$. Los valores obtenidos para plomo en el presente estudio se encuentran dentro del rango descrito por estos autores.

Para el caso del arsénico, Alarcón (2003) obtuvo valores promedio de 0,7 $\mu\text{g L}^{-1}$ para la zona cercana al seno de Reloncaví. Los valores obtenidos en el presente estudio muestran que los promedios en Dalcahue son menores al reportado por este autor (valor máximo en Dalcahue de 0.6 $\mu\text{g L}^{-1}$).

6.4. Validación metodología para identificar sitios óptimos para desarrollar APE de algas

La herramienta desarrollada en este objetivo constituye la primera aproximación de este tipo para la acuicultura de algas comerciales chilenas. La selección y clasificación previa de variables, así como, los rangos de aptitud, que componen la historia de vida de algas siguiendo la metodología de Silva *et al.* (2012), avanza de aquella utilizada en la modelación previa para selección de sitio para acuicultura de mitilidos. Por un lado, se incluyen valores productivos para ponderar diferencias dentro de una gran escala espacial. Además, incluye índices sociales para una variedad de organizaciones desde el mar interior hasta la costa expuesta, corroborando la efectividad de la herramienta buscando evidenciar diferencias entre sitio protegidos y expuestos.

La combinación de variables ambientales que definen tanto la supervivencia, reclutamiento y crecimiento de algas pardas representan factores fundamentales de la zona costera a lo largo de todo el país (e.g., niveles de nutrientes, luz, temperatura, oxígeno, etc.), por lo tanto, el modelo MAPEA propuesto es aplicable a otras especies de algas cultivables y comerciales. Sin embargo, la variación sitio-específica de tales variables podrían influenciar la calidad y producción de biomasa. Esto debería ser tratado en objetivos futuros enfocados en calidad productiva sitio-específica. Por lo anterior, se sugiere que la importancia relativa de estas variables para la selección de sitios puede ser secundaria comparada con otros factores ambientales que interfieren directamente con la puesta en marcha y éxito del cultivo. Esto ha sido demostrado en estudios de selección de sitios para bivalvos, donde criterios logísticos han recibido mayor importancia relativa (Buitrago et al. 2005). Sin embargo, la preponderancia de factores logísticos no deja de estar relacionada con variables ambientales capaces de garantizar la persistencia y productividad en los sistemas de cultivo. Esta relación requiere información oceanográfica sitio-específica (e.g., correntometría, oleaje, tipo y dinámica del fondo). En este sentido, la variabilidad espacial de rangos de exposición y oleaje parecen esenciales tanto para definir la permanencia de sistemas flotantes como la pérdida de biomasa. Por lo tanto, la definición de índices de esta índole (e.g., Openness) permitirá incluir en modelos de selección de sitios una planificación costera que sugiera, por ejemplo, la implementación de sistemas de cultivo de fondo (Westermeier *et al.* 2012) especialmente en el norte de Chile.



Adicionalmente, la determinación de rangos de aptitud socio-económica de aquellas AMERB o CCAA interesadas en el cultivo de algas también aparece como primordial para asegurar el desarrollo de APE. La disponibilidad y actualización de esta información integrada a través de índices cuantitativos de cada organización en términos de sus capacidades socio-económicas es de especial relevancia. La combinación entre valores de aptitud desarrollados con evaluación de expertos (Buitrago *et al.* 2005) y la planificación costera basada en mapas digitalizados permite la visualización de las capacidades sociales en cada área mapeada siguiendo modelos integrativos. Esta estrategia puede asegurar una planificación y manejo más realista de tipo *bottom-up*. De esta manera la integración y actualización de esta metodología multicriterio (*Sensu Silva et al.* 2011) puede facilitar la selección espacial para realizar experiencias de mayor escala o canalización de desarrollo local en aquellas organizaciones más preparadas, o bien, necesidades y perfeccionamiento de herramientas de manejo, acceso a beneficios o estudios de caso para organizaciones menos desarrolladas.

Los resultados mostraron que sitios expuestos al océano Pacífico presentan baja aptitud para el cultivo de algas en long-lines, probablemente, debido al alto stress hidrodinámico sitio-específico. Algunos sitios protegidos (mar interior de Chiloé) también muestran baja aptitud para el cultivo de algas, atribuidos principalmente a características del uso del espacio más que características físicas sitio-específicas.

En el Mar interior de Chiloé se concentran espacios costeros con índices de valor moderado, validando los resultados productivos de los sitios experimentales del presente programa (i.e., Dalcahue, Quinchao y Pudeto). Las observaciones *in situ* de factores como el epifitismo y carga de nutrientes podría estar exacerbada por efectos antrópicos y/ o urbanos los que podrían tener efectos sobre la calidad y el crecimiento de las especies. Sin embargo, los resultados de los cultivos experimentales se observan consistentes con los índices de aptitud obtenidos en MAPEA.

Áreas con buen potencial para el desarrollo de APE de algas fueron sectores protegidos y relativamente remotos, como la costa Sur-este del seno de Reloncaví, la costa Este de la Isla Puluqui, bahías en el archipiélago de Islas Desertoires y la costa al norte de Huinay o la bahía de Chaitén. Estos sitios, a su vez resultan ser áreas con baja restricción de uso, urbanismo y desarrollo pesquero y de acuicultura. Destaca el borde sur de la Isla de Chiloé (colindante al parque Tantauco, el estuario del río Yelcho y bahías alrededor de la isla Puduahuapi y Auchemó) que presentan extensas áreas con aptitud media/ alta para el desarrollo de acuicultura de algas según este modelo. La baja influencia de la variabilidad estacional, principalmente, sobre los parámetros ambientales incluidos en el modelo sugiere que factores socio-organizacionales y de accesibilidad podrían tener una mayor preponderancia para el desarrollo de APE de algas. A su vez, esto ratifica las condiciones ambientales favorables a lo largo del mar interior de Chiloé para el desarrollo y crecimiento de organismos fotosintéticos. La capacidad de organizaciones locales de aprovechar el espacio, queda entonces, remitida a disponibilidad legal y desarrollo organizacional, las que, a su vez, pueden verse limitadas por acceso y suministro para instalación, monitoreo y actividades de cosecha.

Finalmente, la integración de índices de aptitud de cultivo por especies basado en sus características de desarrollo tecnológico, manejo, viabilidad de cultivo y expectativas de comercialización (i.e., índice de Cultivo Relativo - ICR, desarrollado en la Etapa 1 de este Programa) puede ayudar a entregar una



visión más específica y cuantitativa de aptitudes de sitio a través de mapas temáticos que incluyan indicadores (e.g., porcentaje de idoneidad) de aquellos criterios demandados en una selección final de idoneidad. Los resultados sugieren que el modelo MAPEA puede ser útil para futura planificación espacial y toma de decisiones, así como, para dirigir esfuerzos de fomento local en forma eficiente para la APE. Esto facilitará la toma de decisiones coherente para el manejo adecuado tanto de las políticas de Estado, como aquellas iniciativas productivas-económicas en APE de algas a lo largo de Chile.

6.5. Evaluación del desempeño fisiológico-productivo de algas y bivalvos co-cultivados y bajo condiciones de cambio climático

Hemos propuesto el co-cultivo de macroalgas y bivalvos como una herramienta que podría beneficiar la producción de APE. Esto se debe a que al ser cultivados juntos, los procesos metabólicos de cada especie podrían beneficiar sus procesos fisiológicos (Fernández et al. 2019) y, por lo tanto, la producción de biomasa total del cultivo APE. Por ejemplo, los bivalvos desechan compuestos nitrogenados a través de las fecas, los que son nutrientes esenciales para el crecimiento en macroalgas, mientras que estas liberan O_2 que favorece la respiración de los bivalvos (Fernández et al. 2019, Roleda and Hurd 2019). Aunque en el experimento no se observaron diferencias significativas, existe una tendencia de mayores tasas de crecimiento de ambas especies en los tratamientos de co-cultivo. Este resultado podría deberse a la extensión que el periodo experimental fue muy corto (24 días) para detectar efectos de las proporciones iniciales de biomasa en el crecimiento final de las especies en co-cultivo. Además, en la época del año (agosto) en que se realizó la recolección de organismos, solo se encontraron organismos adultos, lo que pudo haber influenciado en el resultado de las tasas de crecimiento. Por lo tanto, es necesario complementar los resultados con un experimento similar, pero usando individuos juveniles que permitan un cultivo experimental más prolongado.

Las condiciones experimentales de cultivo fueron adecuadas para las especies co-cultivadas. En el caso de *M. pyrifera*, los valores de $F_m/F_v > 0,680$ están dentro del rango reportado para la especie (Huovinen et al. 2010, Varela et al. 2018), e indican que la macroalga no estuvo bajo condiciones de estrés fotosintético y que la disponibilidad de nutrientes no fue limitante (Gordillo et al. 2003, Fernández et al. 2020, Leal et al. 2020). En el caso de *M. chilensis*, la tasa de respiración fue mayor en co-cultivos comparada a la de mono-cultivos, indicando que su tasa metabólica incrementó para aumentar su crecimiento (Gosling 2015, Navarro et al. 2020) y que las condiciones en co-cultivo fueron favorables. Entonces, es posible decir que, a pesar de no existir diferencias estadísticas, el co-cultivo favorece el crecimiento de *M. pyrifera* y *M. chilensis* en co-cultivo.

La interacción de especies en co-cultivo también puede ser evaluada usando la metodología de series de reemplazo (De Wit 1960). Esta metodología fue diseñada para determinar cuantitativamente el impacto relativo de la interacción entre las especies co-cultivadas a una densidad total, pero en diferentes proporciones (De Wit 1960). En nuestro análisis, los valores de $RRT > 1,0$ en co-cultivos indica una relación mutuamente positiva en las proporciones iniciales de biomasa de 2:1, 1:1 y 2:1. En estas proporciones, el crecimiento de ambas especies fue estimulado y maximizado en comparación a los mono-cultivos, posiblemente porque por los beneficios mutuos de la interacción metabólica (e.g., excreción/utilización de los desechos de cada una) generada en el medio de cultivo. Por lo tanto, esta metodología es útil para determinar la combinación proporcional de co-cultivo en donde el crecimiento



total es maximizado (Rodríguez 1997, Jolliffe 2000, Williams and McCarthy 2001). Según nuestro conocimiento, la metodología de series de reemplazo no había sido usada para evaluar la producción de co-cultivos en APE, pero sí para identificar la magnitud de la interacción competitiva plantas terrestres (Aminpanah et al. 2012), nemátodos (Stetina et al. 1997), bacterias (Wilson and Lindow 1994), hongos (Adee et al. 1990) y macroalgas (Karez 2003, Leal et al. 2020).

Los resultados iniciales de tolerancia a temperatura de *M. pyrifera* indican que la germinación de esporas tiene un óptimo a 14°C en condiciones de laboratorio. Esto concuerda con los resultados obtenidos en la etapa anterior (Cárcamo et al. 2019), que mostraron que la germinación de esporas de *M. pyrifera* fue > 90% a 12, 14 y 16°C. Esto es comparable con lo descrito en la literatura que indica la temperatura óptima para el crecimiento de etapas tempranas de desarrollo de *M. pyrifera* está entre 12 y 17°C (Lüning & Neushul 1978). Por otro lado, interesante destacar que bajas (8°C) y altas (18 y 20°C) temperaturas no tuvieron efectos dramáticos en la germinación, ya que porcentajes de germinación > 60% son considerados buenos para macroalgas pardas (Roleda et al. 2012, Gaitán-Espitia et al. 2014, Leal et al. 2014). Se ha descrito que el parámetro de desarrollo más sensible a la temperatura es el crecimiento de gametofitos (Leal et al. 2017, 2018, Cárcamo et al. 2019), por lo que es posible esperar que durante este experimento, la tasa de crecimiento de gametofitos sea mayor entre 12 y 18°C, pero baja a 8 y 20°C.

6.6. Impactos genéticos y ecosistémicos asociados a la acuicultura y repoblación de macroalgas

En Chile, el conocimiento respecto a impactos genéticos y ecosistémicos de la APE y repoblación de macroalgas es aún escaso, existiendo reportes casi exclusivamente para la especie pelillo y particularmente de los efectos de su domesticación no intencionada (Guillemin et al. 2008; Arakaki et al. 2015).

Impactos ambientales positivos a partir de la acuicultura de macroalgas son esperables dada su condición de especie extractiva de nutrientes, su contribución a la fijación de carbono y su capacidad de generar detritus que conecte al flujo trófico entre hábitat, entre otros, (e.g., Krumhansl 2012). En general, es esperable que la acuicultura de macroalgas de pequeña escala genere beneficios para el ambiente (i.e., servicios ecosistémicos) y bajos niveles de impacto ambiental (Hasselström et al. 2018, Lacoste et al. 2018, Visch et al. 2020). Lo anterior, requiere atención en cuanto a profundizar los estudios de interacciones ambientales y tróficas entre APE y los ecosistemas de soporte. Por otro lado, se requiere adecuar normativas y regulaciones que reconozcan y den cuenta de los impactos positivos de la APE de algas.

La inclusión y consideración del resguardo, acceso y manejo del patrimonio y recursos genéticos macroalgales, así como también el conocimiento de los actuales y potenciales impactos en los ámbitos productivos, ambientales y de conservación biológica es aún incipiente. No existen políticas e instrumentos bien definidos que normen el acceso, y que además garanticen y promuevan la conservación y su uso sostenible de los recursos genéticos macroalgales.



6.7. Modelos cualitativos para evaluar impactos ecosist3micos de la acuicultura y repoblaci3n de macroalgas

Dado los actuales desafos socio-ecol3gicos y la inminente expansi3n del uso de servicios ecosist3micos, la investigaci3n holística de los procesos ligado a la APE es clave, tanto por su importancia socio-econ3mica como por la necesidad de alcanzar buenas pr3cticas de uso y manejo ecosist3mico para pequeos productores. En este sentido, debido a que la aproximaci3n cualitativa s3lo requiere informaci3n (verificable) sobre la direcci3n de las interacciones dentro de un sistema dado, el m3todo permite definir de manera sencilla los sistemas de estudio e integrar variables de distinta naturaleza (ecol3gicas, ffsicas, sociales y comerciales). Adem3s, facilita el estudio y la simulaci3n de sistemas donde generalmente existe informaci3n cuantitativa limitada.

Por otro lado, bajo el enfoque cualitativo, se ha logrado definir exitosamente la variedad de auto-retroacciones (positivas y/o negativas) de cada variable dentro de escenarios iniciales sobre los efectos en el ambiente de sistemas APE y una acci3n de repoblaci3n de *L. trabeculata* sobre fondo blanqueado. Los modelos diseos y su representaci3n general en el ecosistema costero se ven beneficiados por datos cuantitativos (i.e., abundancia y diversidad) sobre comunidades de macroinvertebrados bent3nicos obtenidos en este programa, los que sirvieron para corroborar de forma directa las interacciones de los modelos propuestos.

El subsecuente an3lisis, permitir3 determinar cu3les retroacciones promueven mayor o menor estabilidad/ inestabilidad en los sistemas en estudio sugiriendo si la red de interacciones del sistema genera efectos negativos debido a su propia funci3n y la de elementos claves dentro del modelo. Posteriormente, la modelaci3n cualitativa tambi3n permitir3 la simulaci3n de distintos escenarios desde la condici3n inicial (presentada aqu3), m3s escenarios alternativos con interacciones potenciales (e.g., explotaci3n del banco emergente por el acuicultor). Esto apunta esencialmente a la detecci3n de escenarios 3ptimos para priorizar la toma de decisiones o concentrar los esfuerzos de investigaci3n sobre componentes cr3ticos dentro de los sistemas evaluados, permitiendo, por ejemplo, determinar la mayor viabilidad de acciones de repoblaci3n. En la siguiente etapa del programa, los escenarios propuestos, ser3n evaluados matem3ticamente contra escenarios alternativos dentro de criterios de estabilidad del modelo para obtener perspectivas complementarias.



7. CONCLUSIONES

Factibilidad técnico-económica-legal de cultivos multi-especies

- Implementación de cultivos multi-especies enfrenta desafíos multi-dimensionales de implementación.
- Normativamente, se avanza en el reconocimiento de la APE como un “espacio” para implementar cultivos multi-especies.
- Se requiere profundizar en estudios que desde diferentes dimensiones ayuden a implementar cultivos multi-especies en un contexto de APE.

Análisis bio-económico de cultivos multi-especies

- Los análisis de costo medio para los cultivos implementados muestran que es necesario lograr puntos de equilibrio que cubran al menos los costos de implementación y operación hasta la cosecha.
- Una vía para lograr los puntos de equilibrio es explorar realizar las siembras de los cultivos con mayores densidades iniciales o usar semillas desde las cuales se obtenga una mayor productividad.
- Se requiere incorporar aspectos de diseño e ingeniería para minimizar los costos de infraestructura.
- Se deben explorar modelos que minimicen los costos de mantención de los cultivos una vez instalados.
- Ejercicios de modelación bio-económica de cultivos multi-especies son aún incipientes, y se requiere acumular datos de varios ciclos de cultivo y mejorar el tipo y flujo de datos para lograr modelos más consolidados.

Desempeño productivo y ambiental de los cultivos

- Las diferencias de crecimiento de macroalgas en los distintos sitios obedecen a factores sitio específicos, sin embargo, mejoras en los sistemas de cultivo APE (i.e., mejoras en diseño e ingeniería para el cultivo) podrían reducir en gran parte esta variabilidad.
- Los cultivos de macroalgas mostraron variaciones interanuales en comparación con los desempeños productivos obtenidos en el periodo 2018 – 2019. El periodo 2019 -2020 mostró bajas en la producción de algunas especies, sin embargo, la determinación de tales diferencias necesita estudios a largo plazo que permitan determinar las diferencias intra e inter-sitios de manera más evidente y poder desarrollar una APE escala más robusta.



- El co-cultivo en camillas de *A. chilense* y *C. gigas* no es eficiente para las macroalgas, por el efecto de atenuación lumínica que generan, pero permite que las ostras crezcan sin problemas. Este tipo de cultivo podría beneficiar el ambiente cercano a las camillas, por la acción filtradora que presentan estos organismos, disminuyendo la concentración de diatomeas o propágulos (e.g., epífitos), beneficiando el cultivo de macroalgas presentes en el lugar.
- El co-cultivo vertical de *C. chamissoi* y *M. chilensis* fue beneficioso para los choritos, pero no para las macroalgas que se dispusieron en la balsa. Sin embargo, el sistema es de bajo costo – fabricación y se podrían probar distintas configuraciones en la instalación de macroalgas, que permitan un mejor desempeño productivo en conjunto con los bivalvos.

Identificación de sitios óptimos para desarrollar APE de algas

- El uso combinado de herramientas de evaluación multicriterio y tecnología GIS permite sintetizar mapas temáticos multicapas que incluyen atributos críticos, como variables ambientales claves, restricciones legales espaciales, atributos sociales y accesibilidad, para evaluación de aptitud de sitios para acuicultura de algas.
- Se definieron 23 variables, distribuidos en 5 tipos de criterios, para evaluación de aptitud de sitios para acuicultura de algas pardas: Factores de crecimiento y supervivencia (9), Factores socio-económicos sitio-específicos (11), Factores de aptitud física (3), Factores de aptitud ecológica (1), y Restricciones legales (9). Para cada variable se definieron Rangos de Aptitud por Factor (RAF).
- La iteración de tales variables parecen consistentes con atributos locales para APE de algas observados *in situ* durante el desarrollo de otras etapas de este proyecto, como variaciones de productividad entres sitios de cultivo y participación organizacional (e.g., Dalcahue, Quinchao, Pudeto), las cuales muestran niveles de desarrollo y participación moderado, lo cual es refleja en los mapas temáticos.
- Debido al amplio rango ambiental que permite el crecimiento de algas en cultivo a lo largo de la región de Los Lagos, las capacidades organizacionales y accesibilidad inherentes a sitios y características oceanográficas como oleaje o exposición a este, parecen una preponderancia más importante para discriminar aptitud de sitio.
- El modelo MAPEA puede ser aplicado a toda la gama de algas comerciales chilenas y permitiría evaluar la aptitud del sitio para desarrollar APE de algas integrando atributos específicos de cualquier sitio a lo largo de todo el litoral de Chile.

Evaluación del desempeño fisiológico-productivo de algas y bivalvos co-cultivados y bajo condiciones de cambio climático

- Los resultados obtenidos aceptan parcialmente la hipótesis de investigación, ya que los tratamientos de biomasa inicial de co-cultivo no influenciaron estadísticamente la tasa de crecimiento de *M.*



pyrifera ni de *M. chilensis*, aunque si existió una tendencia de mayor crecimiento en co-cultivos. Por otro lado, el análisis de series de reemplazo sugiere que el crecimiento de ambas especies fue maximizado cuando las dos especies fueron cultivadas juntas, lo que sugiere que el co-cultivo de *M. pyrifera* y *M. chilensis* podría aumentar la producción de biomasa en APE.

- La germinación de esporas de *M. pyrifera* (>60%) es altamente tolerante a temperaturas entre 8 y 20°C, con un óptimo a 14°C. Sin embargo, el desarrollo subsecuente de *M. pyrifera* podría responder de manera diferente a los mismos tratamientos de temperatura.

Impactos genéticos y ecosistémicos asociados a la acuicultura y repoblación de macroalgas

- El conocimiento de los impactos (positivos y negativos) genéticos y ecosistémicos asociados a la acuicultura y repoblación de macroalgas en Chile es aún incipiente y requiere de mayor desarrollo.
- Se requieren de adecuaciones normativas y regulatorias que reconozcan y den cuenta del potencial impacto benéfico (i.e., servicios ecosistémicos) de la APE de macroalgas.

Modelos cualitativos para evaluar impactos ecosistémicos de la acuicultura y repoblación de macroalgas

- La modelación cualitativa permite establecer de manera fácil la representación de sistemas APE y repoblación/restauración de ecosistemas bentónicos.
- Las relaciones necesarias para describir los efectos, perturbaciones y funcionamiento de potenciales escenarios de estabilidad/inestabilidad son integrados desde una perspectiva ecosistémica. La facilidad de integración de las variables e interacciones facilita el análisis, demostrando a su vez, que el método puede ser de gran utilidad para abordar problemas en sistemas de interacción múltiple y con escasez de datos cuantitativos.
- La representación de diferentes sistemas permitirá simular escenarios o condiciones que permiten realizar predicciones, en este caso, de producción o restauración, las cuales son de utilidad al momento de desarrollar estrategias de gestión tanto para sistemas APE como acciones de repoblación.



8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abelson A, Halpern BS, Reed DC, Orth RJ, Kendrick GA, Beck MW, Belmaker J, Krause G, Edgar GJ, Airoldi L+8 more. 2016. Upgrading marine ecosystem restoration using ecological–social concepts. *BioScience* 66(2):156-163

Abreu MH, Varela DA, Henríquez L, Villarroel A, Yarish C, Sousa, Pinto I, Buschmann AH. 2009. Traditional vs. Integrated multi-trophic aquaculture of *Gracilaria chilensis* C. J. Bird, J.McLachlan, and E. C. Oliveira: productivity and physiological performance. *Aquaculture* 293:211–20

Adee, S.R., Pfender, W.F. & Hartnett, D.C. 1990. Competition Between *Pyrenophora tritici-repentis* and *Septoria nodorum* in the Wheat Leaf as Measured with de Wit Replacement Series. *Ecol. Epidemiol.* 80:1177–82.

Ahumada, R., Gerli, L., Sánchez, I., & Fernández, E. (2006). Metales trazas en aguas costeras y organismos de canales y fiordos australes. *Avances En El Conocimiento Oceanográfico de Las Aguas Interiores Chilenas, Puerto Montt a Cabo de Hornos*, 45–49.

Ainis, A.F., Vellanoweth, R.L., Lapeña, Q.G. & Thornber, C.S. 2014. Using non-dietary gastropods in coastal shell middens to infer kelp and seagrass harvesting and paleoenvironmental conditions. *J. Archaeol. Sci.* 49:343–60.

Airoldi, L., and Beck, M. W. 2007. Loss, status and trends for coastal habitats of Europe. *oceanography and Marine Biology* 45, 345–405.

Alarcón Vargas, S. Iorena. (2003). Determinación de elementos traza (Cd, Cu, Ni, Pb, Hg y As) en agua de mar y sedimento de la bahía de puerto montt. (Grado académico). Universidad austral de Chile.

Alemañ, A.E., Robledo, D. & Hayashi, L. 2019. Development of seaweed cultivation in Latin America: current trends and future prospects. *Phycologia*. 58:462–71.

Alam F, Jahan KM, Kamal KMS, Rahman MM, Janssen J. 2004. Carp polyculture: a comparative study between DSAP supported demonstration farmers and control farmer, The WorldFish Center. Bangladesh Working Paper 27, 38p.

Alexander KA, Potts T, Freeman S, Israel D, Johansen J, Kletou D, Meland M, Pecorino D, Rebours C, Shorten M, Angel DL. 2015. The implications of aquaculture policy and regulation for the development of integrated multi-trophic aquaculture in Europe. *Aquaculture* 443 (1), 16–23.

Alexander KA, Freeman S, Potts T. 2016. Navigating uncertain waters: European public perceptions of integrated multi trophic aquaculture (IMTA). *Environmental Science & Policy*, 61, 230-237.



- Alexander, K.A. & Hughes, A.D. 2017. A problem shared: technology transfer and development in European integrated multi-trophic aquaculture (IMTA). *Aquaculture*, 473: 13-19.
- Aldridge J, Molen J van der, Forster R (2012) Wider ecological implications of Macroalgae cultivation. *The Crown Estate*, 95.
- Aminpanah, H., Sharifi, P. & Firouzi, S. 2012. Interference interactions of two species of *Echinochloa* genus with rice. *Chil. J. Agric. Res.* 72:364–70.
- Anderson MJ, Walsh DCI (2013) PERMANOVA, ANOSIM, and the Mantel test in the face of heterogeneous dispersions: What null hypothesis are you testing? *Ecol Monogr* 83:557–574
- Arakaki, N., Schmidt, W.E., Carbajal, P. & Fredericq, S. 2015. First occurrence of *Gracilaria chilensis*, and distribution of *Gracilariopsis lemaneiformis* (Gracilariaceae, Gracilariales) in Peru on the basis of *rbcl* sequence analysis. *Phytotaxa*. 208:175–81.
- Arnold WS, White MW, Norris HA, Berrigan ME (2000) Hard clam (*Mercenaria* spp.) aquaculture in Florida, USA: geographic information system applications to lease site selection. *Aquac Eng* 23:203–231
- Arntz, W.E. 1986. The two faces of El Niño. *ERFEN (Estudios Regionales del Fenómeno El Niño)* 18: 14-22.
- Ávila M, Ask E, Rudolph B, Nuñez M, Norambuena R (1999) Economic feasibility of *Sarcothalia* (*Gigartinales*, *Rhodophyta*) cultivation. *Hydrobiologia* 398:435–442
- Ávila M, Godoy C, Rodríguez D (2012) manual para la repoblación de algas: desde la extracción hacia la agronomía marina. resultados y lecciones. Puerto Montt
- Barrento, S., Camus, C., Sousa-Pinto, I. & Buschmann, A.H. 2016. Germplasm banking of the giant kelp: Our biological insurance in a changing environment. *Algal Res.* 13:134–40.
- Barrington K, Ridler N, Chopin T, Robinson S, Robinson B. 2010. Social aspects of the sustainability of integrated multi-trophic aquaculture. *Aquacult. Int.* 18:201–11
- Bi, H. & Turvey, N.D. 1994. Inter-Specific Competition Between Seedlings of *Pinus radiata*, *Eucalyptus regnans* and *Acacia melanoxylon*. *Aust. J. Bot.* 42:61–70.
- Broch OJ, Alver MO, Bekkby T, Gundersen H, Forbord S, Handå A, Skjermo J, Hancke K (2019) The Kelp Cultivation Potential in Coastal and Offshore Regions of Norway. *Front Mar Sci* 5:529



Buapet P, Gullström M, Björk M. 2013. Photosynthetic activity of seagrasses and macroalgae in temperate shallow waters can alter seawater pH and total inorganic carbon content at the scale of a coastal embayment.

Buchholz, C.M., Krause, G. & Buck, B.H. 2012. Seaweed and man. In Wienke, C. & Bischof, K. [Eds.] *Seaweed Biology*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, pp. 471–93.

Buck BH, Nevejan N, Wille M, Chambers MD, Chopin T. 2017. Offshore and Multi-Use Aquaculture with Extractive Species: Seaweeds and Bivalves. In *Aquaculture Perspective of Multi-Use Sites in the Open Ocean* (pp. 23-69). Springer International Publishing.

Buitrago J, Rada M, Hernández H, Buitrago E (2005) A Single-Use Site Selection Technique, Using GIS, for Aquaculture Planning: Choosing Locations for Mangrove Oyster Raft Culture in Margarita Island, Venezuela. *Environ Manage* 35:544–556

Bulboa C, Véliz K, Sáez F, Sepúlveda C, Vega L, Macchiavello J (2013) A new method for cultivation of the carragenophyte and edible red seaweed *Chondracanthus chamissoi* based on secondary attachment disc: Development in outdoor tanks. *Aquaculture* 410:86–94

Bullock, J. M., J. Aronson, A. C. Newton, R. F. Pywell, and J. M. Rey-Benayas. 2011. Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. *Trends in Ecology & Evolution* 26:541–549.

Buschmann, A.H. & Gómez, P. 1993. Interaction mechanisms between *Gracilaria chilensis* (Rhodophyta) and epiphytes. *Hydrobiologia*. 260–261:345–51.

Buschmann AH, Westermeier R, Retamales CA. 1995. Cultivation of *Gracilaria* on the sea-bottom in southern Chile: a review. *Journal of Applied Phycology* 7: 291–301.

Buschmann, A.H., López, D.A., Medina, A. 1996. A review of environmental effects and alternative production strategies of marina aquaculture in Chile. *Aquacult. Eng.* 15:397-421.

Buschmann AH, Troell M & Kautsky N (2001) Integrated algal farming: A review. *Cah. Biol. Mar.* 42:83–90.

Buschmann, A. 2001. Impacto ambiental de la acuicultura. El estado de la investigación en Chile y el mundo. Terram publicaciones. 67 pp. En: www.terram.cl/docs/RPP_4ImpactosambientalesdelaacuiculturaelestadodelconocimientoenChileyelMundo.pdf

Buschmann, A.H., Hernández-González, M.C. & Astudillo, C. 2006. Seaweed exploitation and farming in Chile. In Critchley, A. T., Ohno, M. & Largo, D. B. [Eds.] *World Seaweed Resources– An Authoritative Reference System*. ETI Information Services Ltd, p. 26.



Buschmann AH, Riquelme VVA, Hernández-González MC, Varela DA, Jimenez JE, Henríquez LA, Vergara PA, Guinez R, Filún L, Jiménez JE, Henríquez LA, Vergara PA, Guíñez R, Filún L (2006) A review of the impacts of salmonid farming on marine coastal ecosystems in the southeast Pacific. *ICES J Mar Sci* 63:1338–1345

Buschmann, A.H., Hernández-González, M.C. & Varela, D.A. 2008. Seaweed future cultivation in Chile: perspectives and challenges. *Int. J. Environ. Pollut.* 33:432–56.

Buschmann AH, Varela DA, Hernández-González MC, Huovinen P. 2008. Opportunities and challenges for the development of an integrated seaweed-based aquaculture activity in Chile: Determining the physiological capabilities of *Macrocystis* and *Gracilaria* as biofilters. *Journal of Applied Phycology* 20:571-577.

Buschmann AH, Cabello F, Young K, Carvajal J, Varela DA, Henríquez L (2009) Salmon aquaculture and coastal ecosystem health in Chile: Analysis of regulations, environmental impacts and bioremediation systems. *Ocean Coast Manag* 52:243–249

Buschmann AH, Stead RA, Hernández-González MC, Pereda SV. 2013. Un análisis crítico sobre el uso de macroalgas como base para una acuicultura sustentable. *Revista Chilena de Historia Natural* 86: 251-264.

Buschmann AH, Camus C, Infante J, Neori A, Israel Á, Hernández-González MC, Pereda S V, Gomez-Pinchetti JL, Golberg A, Tadmor-Shalev N, Critchley AT. 2017. Seaweed production: overview of the global state of exploitation, farming and emerging research activity. *European Journal of Phycology* 52: 391–406.

Caillaux L. 2001. Informe técnico AMERB N°99/2001 ESBA Chungungo sector B. Universidad Católica del Norte.

Callier M, Mckindsey C, Desrosiers G. 2007. Multi-scale spatial variations in benthic sediment geochemistry and macrofaunal communities under a suspended mussel culture. *Marine Ecology Progress Series* 348: 103–115.

Campbell, A. H., Marzinelli, E. M., Verges, A., Coleman, M. A., and Steinberg, P. D. 2014. Towards restoration of missing underwater forests. *PLoS ONE* 9:e84106. doi:10.1371/journal.pone.0084106

Campbell I, Macleod A, Sahlmann C, Neves L, Funderud J, Øverland M, Hughes AD, Stanley M (2019) The Environmental Risks Associated With the Development of Seaweed Farming in Europe - Prioritizing Key Knowledge Gaps. *Front Mar Sci* 6:107

Camus, C., Infante, J. & Buschmann, A.H. 2016. Overview of 3 year precommercial seafarming of *Macrocystis pyrifera* along the Chilean coast. *Rev. Aquac.* 0:1–17.



- Camus C, Buschmann A. 2017. Aquaculture in Chile: What about seaweeds? *World Aquaculture* 48:
- Camus, C. A. Buschmann. 2017. *Macrocystis pyrifera* aquafarming: Production optimization of rope-seeded juvenile sporophytes. *Aquaculture*, 468:107–114. doi.org/10.1016/j.aquaculture.2016.10.010
- Camus, C., Faugeron, S. & Buschmann, A.H. 2018. Assessment of genetic and phenotypic diversity of the giant kelp, *Macrocystis pyrifera*, to support breeding programs. *Algal Res.* 30:101–12.
- Candia A. 2010. Biorremediación de Ambientes Marinos Intervenidos por la Actividad Acuícola a través de Cultivos Integrados de Macroalgas y Crustáceos en la X Región. .
- Cárcamo F, Henríquez L, Galleguillos F, Saavedra S, Torres D, Pérez H, Cook S, Leal P, Pérez E. 2017. Programa Integral de desarrollo de acuicultura de algas para pescadores artesanales. Etapa 1.
- Cárcamo, F., Henríquez, L., Galleguillos, F., Saavedra, S., Torres, D., Pérez, H., Cook, S. et al. 2019. Programa Integral de desarrollo de acuicultura de algas para pescadores artesanales. Etapa 2. Convenio de Desempeño 2018 IFOP - SUBECON.
- Cardinale, B. J., J. E. Emmett, A. Gonzalez, D. U. Hooper, C. Perrings, P. Venail, et al. 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486:59–67.
- Cerda O, Karsten U, Rothäusler E, Tala F, Thiel M (2009) Compensatory growth of the kelp *Macrocystis integrifolia* (Phaeophyceae, Laminariales) against grazing of *Peramphithoe femorata* (Amphipoda, Ampithoidae) in northern-central Chile. *J Exp Mar Bio Ecol* 377:61–67.
- Choi, Y. D. 2004. Theories for ecological restoration in changing environment: toward 'futuristic' restoration. *Ecological Research* 19:75–81.
- Choi, Y. D. 2007. Restoration ecology to the future: a call for new paradigm. *Restoration Ecology* 15, 351–353. doi:10.1111/J.1526- 100X.2007.00224.X
- Chopin, T., Buschmann, A.H., Halling, C., Troell, M., Kautsky, N., Neori, A., Kraemer, G.P. et al. 2001. Integrating seaweeds into marine aquaculture systems: a key toward sustainability. *J. Phycol.* 37:975–86.
- Chopin, T. 2006. Integrated Multi-Trophic Aquaculture. What it is and why you should care... and don't confuse it with polyculture. 4 pp.
- Chopin, T., Yarish, C. & Sharp, G. 2007. Beyond the Monospecific Approach to Animal Aquaculture—The Light of Integrated Multi-Trophic Aquaculture. pp. 447–58.



- Chopin T, Neori A, Buschmann A, Pang S, Sawhney M. 2011. Diversification of the aquaculture sector. Seaweed cultivation, integrated multi-trophic aquaculture, integrated sequential biorefineries. *Global Aquaculture Advocate*, 14, 58–60.
- Chopin, T., Cooper, J.A., Reid, G., Cross, S. & Moore, C. 2012. Open-water integrated multi-trophic aquaculture: environmental biomitigation and economic diversification of fed aquaculture by extractive aquaculture. *Rev. Aquac.* 4:209–20.
- Chopin, T. 2013. Aquaculture, Integrated Multi-Trophic (IMTA). In *Encyclopedia of Sustainability Science and Technology*. pp. 542–64.
- Clarke KR (1993) Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust J Ecol* 18:117–143
- Clarke K, Warwick R (2001) Clarke KR, Warwick RM. *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*. Primer-E Ltd: Plymouth, UK
- Coen LD, Brumbaugh RD, Bushek D, Grizzle R, Luckenbach MW, Posey MH, Powers SP, Tolley SG (2007) Ecosystem services related to oyster restoration. *Mar Ecol Prog Ser* 341:303–307
- Coleman MA, Wood G, Filbee-Dexter K, Minne AJP, Goold HD, Verges A et al. (2020) Restore or redefine: Future trajectories for restoration. *Frontiers in Marine Science* 7: 237
- Coleman, M. A., Chambers, J., Knott, N. A., Malcolm, H. A., Harasti, D., Jordan, A., et al. (2011a). Connectivity within and among a network of temperate marine reserves. *PLoS ONE* 6:e20168. doi: 10.1371/journal.pone.0020168 et al., 2011a,
- Coleman, M. A., Clark, J. S., Doblin, M. A., Bishop, M. J., and Kelaher, B. P. (2019). Genetic differentiation between estuarine and open coast ecotypes of a dominant ecosystem engineer. *Mar. Freshw. Res.* 70, 977–985.
- Coleman, M. A., and Wernberg, T. (2018). Genetic and morphological diversity in sympatric kelps with contrasting reproductive strategies. *Aquat. Biol.* 27, 65–73. doi: 10.3354/ab00698
- Coleman, M. A., and Kelaher, B. P. (2009). Connectivity among fragmented populations of a habitat-forming alga, *Phyllospora comosa* (Phaeophyceae, Fucales) on an urbanised coast. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 381, 63–70. doi: 10.3354/meps07977
- Collantes, G., Merino, A. y Lagos, V., 2002. Fenología de la gametogénesis, madurez de conceptáculos, fertilidad y embriogénesis en *Durvillaea antarctica* (Chamisso) Hariot (Phaeophyta, Durvillaeales). *Revista de biología marina y oceanografía*, 37(1), 83-112. http://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S071819572002000100009&lng=es&tlng=es.10.4067/S0718-19572002000100009.



Connell, S. D., Russell, B. D., Turner, D. J., Shepherd, S. A., Kildea, T., Miller, D., et al. (2008). Recovering a lost baseline: missing kelp forests from a metropolitan coast. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 360, 63–72. doi: 10.3354/meps07526

Collie J.S., Botsford L.W., Hastings A., Kaplan I.C., Largier J.L., Livingston P.A., Plagányi É., Rose K.A., Wells B.K. & Werner F.E. 2016. Ecosystem models for fisheries management: finding the sweet spot. *Fish Fish.* 17, 101–125.

Cornwall CE, Hepburn CD, McGraw CM, Currie KI, Pilditch CA, Hunter KA, Boyd PW et al. (2013) Diurnal fluctuations in seawater pH influence the response of a calcifying macroalga to ocean acidification. *Proc. R. Soc. B.* 280:20132201.

Coyer, J. A., Smith, G. J. & Andersen, R. A. 2001. Evolution of *Macrocystis* spp. (Phaeophyceae) as determined by ITS1 and ITS2 sequences. *J. Phycol.* 37:574–85.

Craeymeersch JA, Jansen HM. 2019. Bivalve Assemblages as Hotspots for Biodiversity BT - Goods and Services of Marine Bivalves. In: AC Smaal, JG Ferreira, J Grant, JK Petersen, and Ø Strand, editor. Cham: Springer International Publishing. p. 275–294.

Crawford CM, Macleod CKA, Mitchell IM (2003) Effects of shellfish farming on the benthic environment. *Aquaculture* 224:117–140

Crowley E. 2020. [Internet]. Available from: <https://www.aqua.cl/columnas/impulsar-la-acuicultura-de-pequena-escala/>

Costa-Pierce, B.A. 2016. Ocean foods ecosystems for planetary survival in the anthropocene. *World Nutr. Forum.* 301–20.

Cottier-Cook, E.J., Nagabhatla, N., Badis, Y., Campbell, M.L., Chopin, T., Dai, W., Fang, J. et al. 2016. Policy Brief. Safeguarding the future of the global seaweed aquaculture industry.

D'Amours O, Archambault P, CW M. 2008. Local enhancement of epibenthic macrofauna by aquaculture activities. *Marine Ecology Progress Series* 371: 73–84.

Dambacher JM, Gaughan DJ, Rochet M-J, Rossignol PA, Trenkel VM. 2009. Qualitative modelling and indicators of exploited ecosystems. *Fish and Fisheries* 10: 305–322.

Dayton, P.K. 1985. Ecology of kelp communities. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 16:215–45.

De Wit, C.T. 1960. On Competition. *Versl. Landbouwk. Onderz.* 66. 82 pp.



Denny MW (1988) *Biology and the Mechanics of the Wave-Swept Environment*. Princeton University Press

Demes, K.W, Graham, M.H. & Suskiewicz, T.S. 2009. Phenotypic plasticity reconciles incongruous molecular and morphological taxonomies: the giant kelp, *Macrocystis* (Laminariales, Phaeophyceae), is a monospecific genus. *Journal of Phycology* 45(6): 1266-1269.

Díaz F, Pereda S, Buschmann A. 2015. Coexistence in a subtidal habitat in southern Chile: The effects of giant kelp *Macrocystis pyrifera* overgrowth on the slipper limpet *Crepidatella fecunda*. *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 95: 25–33.

Díaz C, Machino S. 2019. Comparative growth of *Mytilus chilensis* (Hupé 1854) and *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck 1819) in aquaculture longline system in Chile. *Aquaculture* 507: .

Ding, H. & Ma, J. 2005. Simultaneous infection by red rot and chytrid diseases in *Porphyra yezoensis* Ueda. *J. Appl. Phycol.* 17:51–6.

Dillehay, T.D., Ramírez, C., Pino, M., Collins, M.B., Rossen, J. & Pino-Navarro, J.D. 2008. Monte Verde: seaweed, food, medicine, and the peopling of South America. *Science* (80-). 320:784–6.

Dobson AP, Bradshaw AD, Baker AJM. 1997. Hopes for the future: Restoration ecology and conservation biology. *Science* 277: 515–522. Downloaded from <https://academic.oup.com/bioscience/article-abstract/66/2/156/2468668> by guest on 11 June 2020

Duarte, P., Meneses, R., Hawkins, A.J.S., Zhu, M., Fang, J. & Grant, J. 2003. Mathematical modelling to assess the carrying capacity for multi-species culture within coastal waters. *Ecol. Modell.* 168:109–43.

Duggins DO, Eckman JE (1997) Is kelp detritus a good food for suspension feeders? Effects of kelp species, age and secondary metabolites. *Mar Biol* 128:489–495

Duggins DO, Simenstad CA, Estes JA (1989) Magnification of Secondary Production by Kelp Detritus in Coastal Marine Ecosystems. *Science* (80-) 245:170–173

Dumbauld BR, Ruesink JL, Rumrill SS. 2009. The ecological role of bivalve shellfish aquaculture in the estuarine environment: A review with application to oyster and clam culture in West Coast (USA) estuaries. *Aquaculture* 290: 196–223.

Durrant, H. M. S., Burrige, C. P., Kelaher, B. P., Barrett, N. S., Edgar, G. J., and Coleman, M. A. (2014). Implications of macroalgal isolation by distance for networks of marine protected areas. *Conserv. Biol.* 28, 438–445. doi: 10.1111/cobi.12203



Edding ME, Fonck E, Orrego P, Vanegas M & Macchiavello J (1994) A comparison between two populations of *Lessonia trabeculata* (Phaeophyta: Laminariales) microscopic stages. *Hydrobiologia* 260/261:231–237.

Edding ME & Tala FB (2003) Development of techniques for the cultivation of *Lessonia trabeculata* Villouta et Santelices (Phaeophyceae: Laminariales) in Chile. *Aquac Res* 34:507–515.

Edding, M., Tala, F., Vásquez, J. 2006. Fotosíntesis, productividad y algas marinas. En: Squeo F.A. y Cardemil L. (Eds) *Fisiología Vegetal*. Ediciones Universidad de La Serena, La Serena, Chile (2006)

Edwards P (2000) *Aquaculture, Poverty Impact and Livelihoods: Natural Resource Perspectives*, v. 56: 4.

Erlandson, J.M., Braje, T.J., Gill, K.M. & M., G. 2015. Ecology of the kelp highway: Did marine resources facilitate human dispersal from Northeast Asia to the Americas? *J. Isl. Coast. Archaeol.* 10:392–411.

Essington T.E., Plagányi E.E. 2013. Pitfalls and guidelines for “recycling” models for ecosystem-based fisheries management: evaluating model suitability for forage fish fisheries. *ICES J Mar Sci* 71:118–127.

Etcheverry, H., 1986. *Algas marinas bentónicas de Chile*. Instituto de Oceanología Universidad de Valparaíso, 365 pp.

Evans M.R., Bithell M., Cornell S.J., Dall S.R., Díaz S., Emmott S., Ernande B., Grimm V., Hodgson D.J. & Lewis S.L. 2013. Predictive systems ecology. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 280, 20131452.

Fang J, Zhang J, Xiao T, Huang D, Liu S. 2016. Integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) in Sanggou Bay, China.

FAO. 2008. *Fisheries management. 2. The ecosystem approach to fisheries. 2.1 Best practices in ecosystem modelling for informing an ecosystem approach to fisheries*. FAO Fisheries Technical Guidelines for Responsible Fisheries. No. 4, Suppl. 2, Add. 1. Rome, FAO. 78p.

FAO. 2016. *América Latina y el Caribe: Panorama de la seguridad alimentaria y nutricional*. .

FAO 2018. *The State of World Fisheries and Aquaculture 2018 - Meeting the sustainable development goals*.

Fernández PA, Leal PP, Henríquez LA. 2019. Co-culture in marine farms: macroalgae can act as chemical refuge for shell-forming molluscs under an ocean acidification scenario. *Phycologia* 58: 542–551.



Fernández, P.A., Gaitán-Espitia, J.D., Leal, P.P., Schmid, M., Revill, A.T. & Hurd, C.L. 2020. Nitrogen sufficiency enhances thermal tolerance in habitat-forming kelp: implications for acclimation under thermal stress. *Sci. Rep.* 10:3186.

Figueroa, F.L., Jerez, C.G. & Korbee, N. 2013. Use of in vivo chlorophyll fluorescence to estimate photosynthetic activity and biomass productivity in microalgae grown in different culture systems. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 41:801–19.

Filbee-Dexter, K., and Scheibling, R. E. (2014). Sea urchin barrens as alternative stable states of collapsed kelp ecosystems. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 495, 1–25. doi: 10.3354/meps10573

Filbee-Dexter K, Wernberg T. 2020. Substantial blue carbon in overlooked Australian kelp forests. *Scientific Reports* 10: 12341.

Filbee-Dexter K, Wernberg T, Norderhaug KM, Ramirez-Llodra E, Pedersen MF. 2018. Movement of pulsed resource subsidies from kelp forests to deep fjords. *Oecologia* 187: 291–304. Filgueira, R., Byron, C., Comeau, L., Costa-Pierce, B., Cranford, P., G Ferreira, J., Grant, J. et al. 2015. An integrated ecosystem approach for assessing the potential role of cultivated bivalve shells as part of the carbon trading system. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 518:281–7.

FIP 2013-24. 2015. Estudios de emplazamiento de áreas de acuicultura de pequeña escala en la zona sur (VI a XIV regiones)

FIP 2014-25 2016. Identificación, caracterización y vulnerabilidad al cambio climático de hábitat esenciales asociados a recursos hidrobiológicos de importancia económica en Chile

Flavin, K., N. Flavin, and B. Flahive. 2013. *Kelp Farming Manual. A guide to the processes, techniques, and equipment for farming kelp in New England Waters.* Ocean Approved.

Fletcher, R.L. 1995. Epiphytism and fouling in *Gracilaria* cultivation: an overview. *J. Appl. Phycol.* 7:325–33.

Førde H, Forbord S, Handå A, Fossberg J, Arff J, Johnsen G, Reitan KI. 2016. Development of bryozoan fouling on cultivated kelp (*Saccharina latissima*) in Norway. *Journal of Applied Phycology* 28: 1225–1234.

Forget NL, Duplisea DE, Sardenne F, McKindsey CW. 2020. Using qualitative network models to assess the influence of mussel culture on ecosystem dynamics. *Ecological Modelling* 430: 109070.

Forsythe, W. 2006. The archaeology of the kelp industry in the northern islands of Ireland. *Int. J. Naut. Archaeol.* 35:218–29.



Fulton E.A., Smith A.D.M. & Johnson C.R. 2003. Effect of complexity on marine ecosystem models. *Marine Ecology Progress Series* 253, 1–16.

Fulton E.A. 2010. Approaches to end-to-end ecosystem models. *Journal of Marine Systems*, 81(1–2), 171–183.

Fulton E.A., Link J S., Kaplan I C., Savina-Rolland M., Johnson P., Ainsworth C. & Smith D.C. 2011. Lessons in modelling and management of marine ecosystems: The Atlantis experience. *Fish and Fisheries*, 12(2), 171–188.

Gachon, C.M.M., Sime-Ngando, T., Strittmatter, M., Chambouvet, A. & Kim, G.H. 2010. Algal diseases: spotlight on a black box. *Trends Plant Sci.* 15:633–40.

Gaitán-Espitia, J.D., Hancock, J.R., Padilla-Gamiño, J.L., Rivest, E.B., Blanchette, C.A., Reed, D.C. & Hofmann, G.E. 2014. Interactive effects of elevated temperature and pCO₂ on early-life-history stages of the giant kelp *Macrocystis pyrifera*. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 457:51–8.

Gallardi D. 2014. Effects of bivalve aquaculture on the environment and their possible mitigation: a review. *Fisheries and Aquaculture Journal* 5: .

Garbary DJ & De Wreede RE (1988) Life history phases in natural populations of Gigartinaceae (Rhodophyta): quantification using resorcinol. In Loban, C.S., Chapman, D. J. & Kramer, B. P. (Eds.) *Experimental Phycology, a laboratory manual*. Cambridge University Press, Cambridge. pp. 174-178.

Gedan K, Kellogg M, Breitbart D (2014) Accounting for Multiple Foundation Species in Oyster Reef Restoration Benefits. *Restor Ecol* 22

Gjedrem, T., Robinson, N. & Rye, M. 2012. The importance of selective breeding in aquaculture to meet future demands for animal protein: a review. *Aquaculture*. 350–353:117–29.

González, M.A., Barrales, H.L., Candiab, A. & Cid, L. 1993. Spatial and temporal distribution of dominant epiphytes on *Gracilaria* from a natural subtidal bed in central-southern Chile. *Aquaculture*. 116:135–48.

Gonzalez-Poblete E, Hurtado F. CF, Rojo S. C, Norambuena C. R. 2018. Blue mussel aquaculture in Chile: Small or large scale industry? *Aquaculture* 493: 113–122.

Goodsell, P. J., and Chapman, M. G. (2009). Rehabilitation of habitat and the value of artificial reefs. In 'Marine Hard Bottom Communities: Patterns, Dynamics, Diversity, and Change'. (Ed. M. Wahl.) pp. 333–344. (Springer-Verlag.)

Gordillo, F.J.L., Figueroa, F.L. & Niell, F.X. 2003. Photon- and carbon-use efficiency in *Ulva rigida* at different CO₂ and N levels. *Planta*. 218:315–22.



- Gosling, E. 2015. Marine bivalve mollusc. Secon edit. Wiley-Blackwell, Chchester, UK. 524 pp.
- Graham, M.H., Vásquez, J.A. & Buschmann, A.H. 2007. Global ecology of the giant kelp *Macrocystis*: from ecotypes to ecosystems. *Oceanogr. Mar. Biol. An Annu. Rev.* 45:39–88.
- Granada, L., Sousa, N., Lopes, S. & Lemos, M.F.L. 2016. Is integrated multitrophic aquaculture the solution to the sectors' major challenges? – a review. *Rev. Aquac.* 8:283–300.
- Granada, L., Lopes, S., Novais, S.C. & Lemos, M.F.L. 2018. Modelling integrated multi-trophic aquaculture: Optimizing a three trophic level system. *Aquaculture.* 495:90–7.
- Groner ML, Burge CA, Cox R, Rivlin ND, Turner M, Van Alstyne KL, Wyllie-Echeverria S, Bucci J, Staudigel P, Friedman CS. 2018. Oysters and eelgrass: potential partners in a high pCO₂ ocean. *Ecology* 99: 1802–1814.
- Gross, M. G. 1982. *Oceanography: A View of the Earth*. Prentice Hall Inc. Englewood Cliffs, NJ, 497 pp.
- Gruois, D., Lévêque, L. & Viard, F. 2011. Mosaic genetic structure and sustainable establishment of the invasive kelp *Undaria Pinnatifida* within a bay (Bay of St-Malo, Brittany). *Cah. Biol. Mar.* 52:485–98.
- Guillemin, M.L., Faugeron, S., Destombe, C., Viard, F., Correa, J.A. & Valero, M. 2008. Genetic variation in wild and cultivated populations of the haploid- diploid red alga *Gracilaria chilensis*: How farming practices favor asexual reproduction and heterozygosity. *Evolution* (N. Y). 62:1500–19.
- Guillemin, M.L., Valenzuela, P., Gaitán-Espitia, J.D. & Destombe, C. 2014. Evidence of reproductive cost in the triphasic life history of the red alga *Gracilaria chilensis* (Gracilariales, Rhodophyta). *J. Appl. Phycol.* 26:569–75.
- Guisado C, Buzeta R, Maltraín R. 2013. Desarrollo del cultivo integrado del ostión , erizo y macroalgas como alternativa productiva al manejo de costos industria del ostión. Proyecto FIC 33-03-227. Informe Final. 39 pp.
- Guisado, Chita. 2017. "Diseño y valoración de modelos de cultivo para la acuicultura de pequeña escala" Informe Final FIPA 2015-02. 220 pp.
- Gutiérrez J, Jones C, Strayer D, Iribarne O. 2003. Mollusks as ecosystem engineers: The role of shell production in aquatic habitats. *Oikos* 101: 79–90.



Gutiérrez, A., Correa, T., Muñoz, V., Santibañez, A., Marcos, R., Cáceres, C. y Buschmann, A., 2006. Farming of the giant kelp *Macrocystis pyrifera* in southern Chile for development of novel food products. *Journal of Applied Phycology* 18: 259–267.

Haffing JT, Craigie JS, Stengel DB, Loureiro RR, Buschmann AH, Yarish C, Edwards MD & Critchley AT (2015) Prospects and challenges for industrial production of seaweed bioactives. *J Phycol* 51:821–837.

Halling C, Aroca G., Cifuentes M, Buschmann AH, Troell M. 2005. Comparison of suspended cultivation methods of *Gracilaria chilensis* in an integrated seaweed and fish cage culture. *Aquaculture International* 13: 409-422

Han T, Shi R, Qi Z, Huang H, Liang Q, Liu H (2017) Interactive effects of oyster and seaweed on seawater dissolved inorganic carbon systems: Implications for integrated multi-trophic aquaculture. *Aquac Environ Interact* 9:469–478

Harrison PJ, Hurd CL. 2001. Nutrient physiology of seaweeds: application of concepts to aquaculture. *Cahiers de Biologie Marine* 42: 71–82.

Harvey, B., Soto, D., Carolsfeld, J., Beveridge, M.C.M. & Bartley, D.M. 2017. Planning for aquaculture diversification: the importance of climate change and other drivers. *FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings No. 47*, Rome. 166 pp.

Hasselström L, Visch W, Gröndahl F, Nylund GM, Pavia H (2018) The impact of seaweed cultivation on ecosystem services - a case study from the west coast of Sweden. *Mar Pollut Bull* 133:53–64

Häussermann V, Försterra G. 2009. Fauna marina bentónica de la Patagonia Chilena: guía de identificación ilustrada. *Nature in Focus*.

Hay, M.E. 2009. Marine Chemical Ecology: Chemical Signals and Cues Structure Marine Populations, Communities, and Ecosystems. *Ann. Rev. Mar. Sci.* 1:193–212.

Henríquez-Antipa, L.A. & Cárcamo, F. 2019. Stakeholder's multidimensional perceptions on policy implementation gaps regarding the current status of Chilean small-scale seaweed aquaculture. *Mar. Policy*. 103:138–47.

Hill N, AR P, ML P, MG H, GJ E, NS B, RD S-S, Leaper R (2010) Quantifying wave exposure in shallow temperate reef systems: applicability of fetch models for predicting algal biodiversity. *Mar Ecol Prog Ser* 417:83–95

Hobbs, R. J., and Harris, J. A. (2001). Restoration ecology: repairing the earth's ecosystems in the new millennium. *Restoration Ecology* 9, 239– 246. doi:10.1046/J.1526-100X.2001.009002239.X



- Hoffmann, A. J., & Santelices, B. 1982. Effects of light intensity and nutrients on gametophytes and gametogenesis of *Lessonia nigrescens* Bory (Phaeophyta). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 60(1), 77-89.
- Hoffmann. A.J. & B. Santelices. 1997. *Flora marina de Chile Central*. Ediciones Universidad Católica de Chile. Santiago 434pp.
- Hofmann GE, Smith JE, Johnson KS, Send U, Levin LA, Micheli F, Paytan A et al. (2011) High-frequency dynamics of ocean pH: a multi-ecosystem comparison. *PLoS One*. 6:e28983.
- Hughes AD, Black KD. 2016. Going beyond the search for solutions: understanding trade-offs in European integrated multi-trophic aquaculture development. *Aquaculture Environment Interactions*, 8, 191-199.
- Huh, M.K., Lee, H.Y., Lee, B.K. & Choi, J.S. 2004. Genetic Diversity and Relationships Between Wild and Cultivated Populations of the Sea Lettuce, *Enteromorpha Prolifera*, in Korea Revealed By Rapid Markers. *Protistology*. 3:243–50.
- Huo Y, Wu H, Chai Z. 2012. Bioremediation efficiency of *Gracilaria verrucosa* for an integrated multitrophic aquaculture system with *Pseudosciaena crocea* in Xiangshan Harbor, China. *Aquaculture* 326–29:99–105
- Huovinen, P., Leal, P.P. & Gómez, I. 2010. Interacting effects of copper, nitrogen and ultraviolet radiation on the physiology of three south Pacific kelps. *Mar. Freshw. Res.* 61:330341.
- Hurd CL, Harrison PJ, Bischof K, Lobban CS (2014) *Seaweed Ecology and Physiology*.
- Hurtado, A.Q., Neish, I.C. & Critchley, A.T. 2019. Phyconomy: the extensive cultivation of seaweeds, their sustainability and economic value , with particular reference to important lessons to be learned and transferred from the practice of eucheumatoid farming. *Phycologia*. 58:472–83.
- IFOP. 2010. Biorremediación de ambientes marinos intervenidos por la actividad acuícola a través de cultivos integrados de macroalgas y crustáceos de la X Región. Informe Final. 502 pp.
- IFOP (2013) Informe Final Proyecto Innova CORFO Bienes Públicos. Generación de propuestas metodológicas para el establecimiento de un programa nacional de repoblamiento de recursos bentónicos.
- IFOP (2016) Informe Final ASIPA AMERB Convenio de Desempeño 2015, Programa de Seguimiento Pesquerías Bajo Régimen de Áreas de Manejo 2015. 515 pp.
- Itoh S, Takeshige A, Kasai A, Kimura S, Kaplan I. 2018. Modeling the coastal ecosystem complex: present situation and challenges. *Fish Sci* 84:293–307.



James K, Shears N (2016) Proliferation of the invasive kelp *Undaria pinnatifida* at aquaculture sites promotes spread to coastal reefs. *Mar Biol* 163

Jiang Z, Wang G, Fang J, Mao Y. 2013. Growth and food sources of Pacific oyster *Crassostrea gigas* integrated culture with Sea bass *Lateolabrax japonicus* in Ailian Bay, China. *Aquaculture International* 21: 45–52.

Jolliffe, P.A. 2000. The replacement series. *J. Ecol.* 88:371–85.

Kang YH, Hwang JR, Chung IK, Park SR. 2013. Development of a seaweed species-selection index for successful culture in a seaweed-based integrated aquaculture system. *Journal of Ocean University of China*, 12(1), 125-133.

Karez, R. 2003. Competitive ranks of three *Fucus* spp. (Phaeophyta) in laboratory experiment - Testing of Keddy's competitive hierarchy model. *Helgol. Mar. Res.* 57:83–90.

Keeley N, Forrest B, Hopkins G, Gillespie P, Clement D, Webb, Knight B GJ (2009) Sustainable aquaculture in New Zealand: Review of ecological effects of farming shellfish and other non-fish species. :150

Keeley N, M FBB, Macleod CK (2013) Novel observations of benthic enrichment in contrasting flow regimes with implications for marine farm monitoring and management. *Mar Pollut Bull* 66:105–116

Kerrigan, D and C. Suckling. 2018. A meta-analysis of integrated multitrophic aquaculture: extractive species growth is most successful within close proximity to open-water fish farms. *Reviews in Aquaculture* 10, 560–572.

Kim, J.K., Yarish, C., Hwang, E.K., Park, M. & Kim, Y. 2017. Seaweed aquaculture: cultivation technologies, challenges and its ecosystem services. *ALGAE*. 32:1–13.

Kleitou, P., Kletou, D. & David, J. 2018. Is Europe ready for integrated multi-trophic aquaculture? A survey on the perspectives of European farmers and scientists with IMTA experience. *Aquaculture*. 490:136–48.

Klinger D, Naylor R. 2012. Searching for solutions in aquaculture: charting a sustainable course. *Annual Review of Environment and Resources*, 37, 247-276.

Kotta J, Herkül K, Kotta I, Orav-Kotta H, Lauringson V (2009) Effects of the suspension feeding mussel *Mytilus trossulus* on a brackish water macroalgal and associated invertebrate community. *Mar Ecol* 30:56–64



- Krause-Jensen D & Duarte CM (2016) Substantial role of macroalgae in marine carbon sequestration. *Nat. Geosci.* 9:737–42.
- Krumhansl K (2012) Production and fate of kelp detritus. *Mar Ecol Prog Ser* 467:281–302.
- Krumhansl, K. A., Okamoto, D. K., Rassweiler, A., Novak, M., Bolton, J. J., Cavanaugh, K. C., et al. (2016). Global patterns of kelp forest change over the past half-century. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 113, 13785–13790.
- Kumar, M., Kumari, P., Reddy, C.R.K., & Jha, B. 2014. Salinity and Desiccation Induced Oxidative Stress Acclimation in Seaweeds. *Advances in Botanical Research*, 71, 91-123.
- Kuschel, F.A. & Buschmann, A.H. 1991. Abundance, effects and management of epiphytism in intertidal cultures of *Gracilaria* (Rhodophyta) in southern Chile. *Aquaculture*. 92:7–19.
- Lacoste É, Drouin A, AM W, Archambault P (2018) Low benthic impact of an offshore mussel farm in Îles-de-la-Madeleine, eastern Canada . *Aquac Environ Interact* 10:473–485
- Laikre L, Schwartz MK, Waples RS, Ryman N & GeM Working Group. (2010) Compromising genetic diversity in the wild: Unmonitored large-scale release of plant and animals. *Trends in Ecology and Evolution*, 25, 520–529.
- Leal PP, Hurd CL, Fernández PA & Roleda MY (2017) Ocean acidification and kelp development: reduced pH has no negative effects on meiospore germination and gametophyte development of *Macrocystis pyrifera* and *Undaria pinnatifida*. *J. Phycol.* 53: 557–566.
- Leal, P.P., Hurd, C.L. & Roleda, M.Y. 2014. Meiospores produced in sori of non-sporophyllous laminae of *Macrocystis pyrifera* (Laminariales, Phaeophyceae) may enhance reproductive output. *J. Phycol.* 50:400–5.
- Leal, P.P., Hurd, C.L., Sander, S.G., Armstrong, E., Fernández, P.A., Suhrhoff, T.J. & Roleda, M.Y. 2018. Copper pollution exacerbates the effects of ocean acidification and warming on kelp microscopic early life stages. *Sci. Rep.* 8:14763.
- Leal, P.P. & Roleda, M.Y. 2018. Heavy metal ecotoxicity on the early life history stages of macroalgae. In Charrier, B., Wichard, T. & Reddy, C. R. K. [Eds.] *Protocols for Macroalgae Research*. CRC Press, Florida, pp. 115–27.
- Leal, P.P., Ojeda, J., Sotomayor, C. & Buschmann, A.H. 2020. Physiological stress modulates epiphyte (*Rhizoclonium* sp.)-basiphyte (*Agarophyton chilense*) interaction in co-culture under different light regimes. *J. Appl. Phycol.*



- Leonardi, P.I., Miravalles, A.B., Faugeton, S., Flores, V., Beltrán, J. & Correa, J.A. 2006. Diversity, phenomenology and epidemiology of epiphytism in farmed *Gracilaria chilensis* (Rhodophyta) in northern Chile. *Eur. J. Phycol.* 41:247–57.
- Ling, S. D., Johnson, C. R., Frusher, S. D., and Ridgway, K. R. (2009). Overfishing reduces resilience of kelp beds to climate-driven catastrophic phase shift. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 106, 22341–22345. doi: 10.1073/pnas.0907529106
- Ling, S. D., Scheibling, R. E., Rassweiler, A., Johnson, C. R., Shears, N., Connell, S. D., et al. (2015). Global regime shift dynamics of catastrophic sea urchin overgrazing. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 370, 20130269. doi: 10.1098/rstb. 2013.0269
- Liu Y, Saitoh S-I, Radiarta IN, Isada T, Hirawake T, Mizuta H & Yasui H (2013) Improvement of an aquaculture site-selection model for Japanese kelp (*Saccharina japonica*) in southern Hokkaido, Japan: an application for the impacts of climate events. *ICES J Mar Sci* 70:1460–1470
- Lopes G, Gomes C, Tureck C, Melo C. 2013. Growth of *Crassostrea gasar* cultured in marine and estuary environments in Brazilian waters. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 48: 975–982.
- Loureiro, R., Gachon, C.M.M. & Rebours, C. 2015. Seaweed cultivation: potencial and challenges of crop domestication at an unprecedented pace. *New Phytol.* 206:489–92.
- Lozano, Ivonne & Nelson F., Díaz & Muñoz, Susana & Riquelme, Carlos. 2018. Antibiotics in Chilean Aquaculture: A Review. 10.5772/intechopen.71780.
- Lüning, K. & Neushul, M. 1978. Light and temperature demands for growth and reproduction of laminarian gametophytes in southern and central California. *Mar. Biol.* 45:297–309.
- Macaya, E.C. and G.C. Zuccarello (2010) DNA barcoding and genetic divergence in the Giant Kelp *Macrocystis* (Laminariales). *Journal of Phycology* 46(4): 736–742.
- Macchiavello JE, Bulboa CR & Edding ME (2003) Vegetative propagation and spore-based recruitment in the carrageenophyte *Chondracanthus chamissoi* (Gigartinales, Rhodophyta) in northern Chile. *Phycol. Res.* 51:45–50.
- Macchiavello J, Araya E, Bulboa C. 2010. Production of *Macrocystis pyrifera* (Laminariales; Phaeophyceae) in northern Chile on spore-based culture. *Journal of Applied Phycology* 22: 691–697.
- Macleod CK, Crawford CM, Moltchanivskyj NA (2004) Assessment of long term change in sediment condition after organic enrichment: defining recovery. *Mar Pollut Bull* 49:79–88
- Makkar HPS, Tran G, Heuzé V, Giger-Reverdin S, Lessire M, Lebas F, Ankers P. 2016. Seaweeds for livestock diets: A review. *Animal Feed Science and Technology* 212: 1–17.



Mansilla, A. & Alveal K. 2004. Generalidades sobre las macroalgas. En: Werlinger C (Ed.). 2004. *Biología Marina y Oceanografía: Conceptos y Procesos (Marine Biology and Oceanography: Concepts and processes)*. Fondo Nacional del libro y la lectura. Editorial Trama. 650 pp.

Mansilla, A. y Ávila, M., 2007. Bases biológicas para el manejo de macroalgas pardas en la XII región. Informe Final FIP 2005-44, Subpesca, 352 pp. Subpesca, 2006. Bases biológicas para el manejo de macroalgas pardas en la XII Region. Informe Técnico (P. INV.) N°089, Pesca de investigación. 14 pp.

Marzinelli, E. M., Leong, M. R., Campbell, A. H., Steinberg, P. D., and Verges, A. (2016). Does restoration of a habitat-forming seaweed restore associated faunal diversity? *Restor. Ecol.* 24, 81–90. doi: 10.1111/rec.12292

McKindsey C, Archambault P, Callier M, Olivier F. 2013. Influence of suspended and off-bottom mussel culture on the sea bottom and benthic habitats: A review. *Canadian Journal of Zoology* 89: 622–646.

McKindsey CW, Archambault P, Callier MD, Olivier F. 2011. Influence of suspended and off-bottom mussel culture on the sea bottom and benthic habitats: a review¹This review is part of a virtual symposium on current topics in aquaculture of marine fish and shellfish. *Canadian Journal of Zoology* 89: 622–646.

Miller, A., Coleman, M., Clark, J., Cook, R., Naga, Z., Doblin, M., et al. (2019). Local thermal adaptation and limited gene flow constrain future climate responses of a marine ecosystem engineer. *Evol. Appl.* 1–17.

Molinet, C., Matamala, M., Arevalo, A., Almanza, V., Henriquez, J., Codjambassis, J., Niklischek, E. J., Zuleta, A., Gonzalez, T., Rosales, S., Muñoz, J., Diaz, P., Guerra, G., Avila, A., Gutierrez, J. C., Cortés, E., Llancalaguen, E., Diaz, S. 2005. Validación de la metodología de evaluación de bancos naturales de recursos hidrobiológicos y praderas de algas. Informe Final Proyecto FIP N° 2005-14.

Moore JC, Berlow EL, Coleman DC, Ruitter PC de, Dong Q, Hastings A, Johnson NC, McCann KS, Melville K, Morin PJ, Nadelhoffer K, Rosemond AD, Post DM, Sabo JL, Scow KM, Vanni MJ, Wall DH (2004) Detritus, trophic dynamics and biodiversity. *Ecol Lett* 7:584–600

Moreira D & Pires JCM (2016) Atmospheric CO₂ capture by algae: negative carbon dioxide emission path. *Bioresour Technol.* 215: 371–379.

Moron, O. & Marquina, R. 1997. Peruvian sea oceanographical aspects during pelagic resources survey from Callao to Paita, Cr. RV Humboldt 9704, Informe Instituto del Mar del Perú, Callao, Perú 127: 31-39.



Morris R.L, R. Hale, E.M.A Strain, S.E Reeves, A. Vergés, E.M Marzinelli, C. Layton, V. Shelamoff, T. D J Graham, M. Chevalier, S. E Swearer. 2020. Key Principles for Managing Recovery of Kelp Forests through Restoration, *BioScience*, Volume 70, Pages 688–698,

Msuya, F.E., & Neori, A. (2008). Effect of water aeration and nutrient load level on biomass yield, N uptake and protein content of the seaweed *Ulva lactuca* cultured in seawater tanks. *Journal of Applied Phycology*, 20, 1021–1031.

Murúa, P.F. 2010. Estudio de los requerimientos de irradiancia y temperatura para etapas microscópicas de *lessonia trabeculata* (phaeophyceae; laminariales) de poblaciones del norte y sur de Chile: una variación estacional. Tesis de Grado. Universidad Austral de Chile. Instituto de Acuicultura.

Murshed-E-Jahan K, Pems D E. 2011. The impact of integrated aquaculture–agriculture on small-scale farm sustainability and farmers' livelihoods: Experience from Bangladesh. *Agricultural Systems*, 104(5), 392-402.

Navarro, J.M., Villanueva, P., Rocha, N., Torres, R., Chaparro, O.R., Benítez, S., Andrade-Villagrán, P. V. et al. 2020. Plastic response of the oyster *Ostrea chilensis* to temperature and pCO₂ within the present natural range of variability. *PLoS One*. 15:e0234994.

Naylor RL, Goldberg RJ, Primavera JH, Kautsky N, Beveridge MC, Clay J, Folke C, Lubchenco J, Mooney H & Troell M (2000) Effect of aquaculture on world fish supplies. *Nature*, 405(6790): 1017-1024.

Naylor RL, Hardy RW, Bureau DP, Chiu A, Elliott M, Farrell AP, Forster I, Gatlin DM, Goldberg RJ, Hua K, Nichols PD. 2009. Feeding aquaculture in an era of finite resources. *PNAS* 106: 15103–15110.

Niwa, K. & Aruga, Y. 2006. Identification of currently cultivated *Porphyra* species by PCR-RFLP analysis. *Fish. Res.* 72:143–8.

Neori A, Chopin T, Troell M. 2004. Integrated aquaculture: rationale, evolution and state of the art emphasizing seaweed biofiltration in modern mariculture. *Aquaculture* 231:361–91

Neori A, Troell M, Chopin T, Yarish C, Critchley A & Buschmann AH (2007) The need for a balanced ecosystem approach to blue revolution aquaculture. *Environ. Sci. Pol. Sustain.Dev.* 49 (3), 36–43.

Niwa, K. & Aruga, Y. 2006. Identification of currently cultivated *Porphyra* species by PCR-RFLP analysis. *Fish. Res.* 72:143–8.

Nobre AM, Robertson-Andersson D, Neori A, Sankar K. 2010. Ecological–economic assessment of aquaculture options: comparison between abalone monoculture and integrated multi-trophic aquaculture of abalone and seaweeds. *Aquaculture*, 306(1), 116-126.



O'Brien, K. R., Waycott, M., Maxwell, P., Kendrick, G. A., Udy, J. W., Ferguson, A. J. P., Kilminster, K., Scanes, P., McKenzie, L. J., McMahon, K., Adams, M. P., Samper-Villarreal, J., Collier, C., Lyons, M., Mumby, P. J., Radke, L., Christianen, M. J. A., and Dennison, W. C. (2018). Seagrass ecosystem trajectory depends on the relative timescales of resistance, recovery and disturbance. *Marine Pollution Bulletin* 134, 166–176. doi:10.1016/J.MARPOLBUL.2017.09.006

Odum E.P. & Barrett G.W. 2004. *Fundamentals of ecology*. Brooks/Cole, Belmont.

Olivari, R., Cerda, R. y Paredes, O., 1996. Pre-factibilidad de cultivo de algas nativas, a través de transferencia o adaptación de tecnologías. Informe Final FIP 1994-04, Subpesca. 258 pp. Subpesca, 2014. Especies hidrobiológicas Link: <http://www.subpesca.cl/institucional/602/w3-article-850.html>.

Ortiz M, Levins R, Campos L, Berrios F, Campos F, Jordán F, Hermosillo B, Gonzalez J, Rodriguez F. 2013. Identifying keystone trophic groups in benthic ecosystems: Implications for fisheries management. *Ecological Indicators* 25: 133–140.

Pauly D., Christensen V. & Walters C. 2000. Ecopath, ecosim, and ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. *ICES Journal of Marine Science* 57, 697.

Peteiro C, Freire Ó. 2013. Biomass yield and morphological features of the seaweed *Saccharina latissima* cultivated at two different sites in a coastal bay in the Atlantic coast of Spain. *Journal of Applied Phycology* 25: 205–213.

Peterson CH, Summerson HC, Duncan PB (1984) The influence of seagrass cover on population structure and individual growth rate of a suspension-feeding bivalve, *Mercenaria mercenaria*; *J Mar Res* 42:123–138.

Peterson, A., Soberón, J., Pearson, R., Anderson, R., Martínez-Meyer, E., Nakamura, M., & Araújo, M. (2011). *Ecological Niches and Geographic Distributions (MPB-49)*. Princeton University Press. Retrieved from <http://www.jstor.org/stable/j.ctt7stnh>

Perring, M. P., Standish, R. J., Price, J. N., Craig, M. D., Erickson, T. E., Ruthrof, K. X., et al. (2015). Advances in restoration ecology: rising to the challenges of the coming decades. *Ecosphere* 6:art131. doi: 10.1890/es15-00121.1

Phong LT, van Dam AA, Udo HMJ, van Mensvoort MEF, Tri LQ, Steenstra FA, van der Zijpp AJ. 2010. An agro-ecological evaluation of aquaculture integration into farming systems of the Mekong Delta. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 138 (3–4), 232–241.

Plagányi, E.E. 2007. Models for an ecosystem approach to fisheries. *FAO Fisheries Technical Paper* 477, 1–126.



Plagányi E.E., Punt A.E., Hillary R. et al. 2014. Multispecies fisheries management and conservation: tactical applications using models of intermediate complexity. *Fish and Fisheries* 15, 1–22.

Potvin, C. & Roff, D.A. 1993. Distribution-free and robust statistical methods: viable alternatives to parametric statistics. *Ecology*. 74:1617–28.

Prein M, Bergleiter S, Ballauf M, Brister D, Halwart M, Hongrat K, Kahle J, Lasner T, Lem A, Lev O, Morrison C, Shehadeh Z, Stamer A, Wainberg AA. 2012. Organic aquaculture: the future of expanding niche markets. En: RP Subasinghe et al. eds. *Farming the Waters for People and Food. Proceedings of the Global Conference on Aquaculture 2010, Phuket, Thailand. 22–25 September 2010.* pp. 549–567. FAO, Rome and NACA, Bangkok.

Puccia CJ, Levins R. 1991. Qualitative Modeling in Ecology: Loop Analysis, Signed Digraphs, and Time Averaging BT - Qualitative Simulation Modeling and Analysis. In: PA Fishwick and PA Luker, editor. New York, NY: Springer New York. p. 119–143.

Radulovich R, Neori A, Valderrama D, Reddy CRK, Cronin H & Forster J. (2015) Farming of seaweeds. In: Tiwari, B.K., Troy, D.J. (Eds.), *Seaweed Sustainability — Food and Non-Food Applications*. Elsevier, Amsterdam (The Netherlands).

Rebours, C., Marinho-Soriano, E., Zertuche-González, J.A., Hayashi, L., Vásquez, J.A., Kradolfer, P., Soriano, G. et al. 2014. Seaweeds: An opportunity for wealth and sustainable livelihood for coastal communities. *J. Appl. Phycol.* 26:1939–51.

Reid, G.K., Liutkus, M., Bennett, A., Robinson, S., MacDonald, B. & Page, F. 2010. Absorption efficiency of blue mussels (*Mytilus edulis* and *M. trossulus*) feeding on Atlantic salmon (*Salmo salar*) feed and fecal particulates: Implications for integrated multi-trophic aquaculture. *Aquaculture*. 299:165–9.

Ren, J.S., Stenton-Dozey J., Plew, D.R., Fang, J.G. & Gall, M. 2012. An ecosystem model for optimizing production in integrated multitrophic aquaculture systems. *Ecological Modelling*, 246: 34-46.

Ren L, Zhang J, Fang J, Tang Q, Zhang M, Du M (2014) Impact of shellfish biodeposits and rotten seaweed on the sediments of Ailian Bay, China. *Aquac Int* 22

Ren L, Zhang J, Fang J, Tang Q, Zhang M, Du M. 2014. Impact of shellfish biodeposits and rotten seaweed on the sediments of Ailian Bay, China. *Aquaculture International* 22: .

Rey-Benayas, J. M., A. C. Newton, A. Diaz, and J. M. Bullock. 2009. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. *Science* 325:1121–1124.

Riisgård, H.U., Lundgreen, K. & Larsen, P.S. 2012. Field data and growth model for mussels *Mytilus edulis* in Danish waters. *Mar. Biol. Res.* 8:683–700.



- Robinson, N., Winberg, P. & Kirkendale, L. 2012. Genetic improvement of macroalgae: status to date and needs for the future. *J. Appl. Phycol.*
- Robitzch, V., Arakaki, N., Mauger, S., Zapata Rojas, J.C. & Guillemín, M.-L. 2019. Stranded alone: The first reported Peruvian population of *Agarophyton chilensis* is a single-male's clone. *Algal Res.* 41:101527.
- Rodriguez, D.J. 1997. A method to study competition dynamics using de Wit replacement series experiments. *Oikos.* 78:411–5.
- Roheim CA, Asche F, Santos JI. 2011. The elusive price premium for ecolabelled products: evidence from seafood in the UK market. *J. Agric. Econ.* 62:655–68
- Roleda, M.Y., Morris, J.N., McGraw, C.M. & Hurd, C.L. 2012. Ocean acidification and seaweed reproduction: increased CO₂ ameliorates the negative effect of lowered pH on meiospore germination in the giant kelp *Macrocystis pyrifera* (Laminariales, Phaeophyceae). *Glob. Chang. Biol.* 18:854–64.
- Roleda, M.Y. & Hurd, C.L. 2019. Seaweed nutrient physiology: application of concepts to aquaculture and bioremediation. *Phycologia.*
- Romo H, Alveal K & Werlinger C (2001) Growth of the commercial carragenophyte *Sarcothalia crispata* (Rhodophyta, Gigartinales) on suspended culture in central Chile. *J. Appl. Phycol.* 13:229–34.
- Romo H, Avila M, Núñez M, Pérez R, Candia A, Aroca G. 2006. Culture of *Gigartina Skottsbergii* (Rhodophyta) in Southern Chile. A Pilot Scale Approach. *Journal of Applied Phycology* 18: 307–314.
- Rothäusler E, Gomez I, Hinojosa I, Karsten U, Tala F, Thiel M (2009) Effect of temperature and grazing on growth and reproduction of floating *Macrocystis* spp. (phaeophyceae) along a latitudinal gradient. *J Phycol* 45:547–559.
- Rullens V, Lohrer AM, Townsend M, Pilditch CA (2019) Ecological Mechanisms Underpinning Ecosystem Service Bundles in Marine Environments – A Case Study for Shellfish. *Front Mar Sci* 6:409.
- Russell, L.K., Hepburn, C.D., Hurd, C.L. & Stuart, M.D. 2008. The expanding range of *Undaria pinnatifida* in southern New Zealand: distribution, dispersal mechanisms and the invasion of wave-exposed environments. *Biol. Invasions.* 10:103–15.
- Saaty, T. L. (1978). Exploring the interface between hierarchies, multiple objectives and fuzzy sets. *Fuzzy Sets and Systems*, 1(1), 57–68. [https://doi.org/10.1016/0165-0114\(78\)90032-5](https://doi.org/10.1016/0165-0114(78)90032-5)
- Santelices, B. 1989. *Algas marinas de Chile. Distribución, ecología, utilización y diversidad*, 399pp. Ediciones Universidad Católica de Chile. Santiago, Chile.



- Santelices, B. 2002. Recent advances in fertilization ecology of macroalgae. *Journal of Phycology* 38: 4-10.
- Sardenne F, Forget N, McKindsey CW. 2019. Contribution of mussel fall-off from aquaculture to wild lobster *Homarus americanus* diets. *Marine Environmental Research* 149: 126–136.
- Schiel DR, Foster MS. 2006. The population biology of large brown seaweeds: Ecological consequences of multiphase life histories in dynamic coastal environments. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 37: 343–372.
- Schiel, D.R. & Thompson, G.A. 2012. Demography and population biology of the invasive kelp *Undaria pinnatifida* on shallow reefs in southern New Zealand. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 434–435:25–33.
- Schreiber, U., Bilger, W. & Neubauer, C. 1995. Chlorophyll fluorescence as a noninvasive indicator for rapid assessment of in vivo photosynthesis. In Schulze, E. D. & Caldwell, M. M. [Eds.] *Ecophysiology of Photosynthesis*. Springer Study Edition, vol 100, Berlin, Heidelberg, pp. 49–70.
- SERNAPESCA 2011. Anuario estadístico de pesca y acuicultura.
- Sexton, J. P., Strauss, S. Y., and Rice, K. J. (2011). Gene flow increases fitness at the warm edge of a species' range. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 108, 11704–11709. doi: 10.1073/pnas.1100404108
- Shannon, E. & Abu-Ghannam, N. 2019. Seaweeds as nutraceuticals for health and nutrition. *Phycologia*. 58:563–77.
- Silva C, Ferreira JG, Bricker SB, DelValls TA, Martín-Díaz L & Yáñez E (2011) Site selection for shellfish aquaculture by means of GIS and farm-scale models, with an emphasis on data-poor environments. *Aquaculture* 318: 444-457.
- Silva C, Yáñez E, Martín-Díaz L & DelValls TA (2012) Assessing a bioremediation strategy in a shallow coastal system affected by a fish farm culture - Application of GIS and shellfish dynamic models in the Rio San Pedro, SW Spain. *Marine Pollution Bulletin* 64 (4): 751-765
- Silva C., E. Yáñez, M.L. Martín-Díaz, T.A. DelValls. 2016. GIS based ecological risk assessment for contaminated sites by fish farm effluents using a multicriteria weight of evidence approach. *Aquaculture Research* 47 (2): 524-539.
- Smale, D. A., Burrows, M. T., Moore, P., O'Connor, N., and Hawkins, S. J. (2013). Threats and knowledge gaps for ecosystem services provided by kelp forests: a northeast Atlantic perspective. *Ecol. Evol.* 3, 4016–4038. doi: 10.1002/ece3.774



- Soberón, J. & Peterson A.T. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics* 2:1–10.
- Soto, R. 1985. Efectos del fenómeno El Niño 1982-83 en ecosistemas de la 1 Región. *Investigaciones Pesqueras (Chile)* 32: 199-206
- Soto D. (ed.) 2009. *Integrated mariculture: a global review*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper. No. 529. Rome, FAO. 2009. 183p.
- Stetina, S.R., Russin, J.S. & McGawley, E.C. 1997. Replacement Series: A Tool for Characterizing Competition between Phytoparasitic Nematodes. *J. Nematol.* 29:35–42.
- Steneck, R.S., Graham, M.H., Bourque, B.J., Corbett, D., Erlandson, J.M., Estes, J.A (2002). Kelp forest ecosystem: biodiversity, establiity, resilience and future. *Environmental Conservation*, 29, 436-459.
- Stotz WB, Aburto J, Caillaux LM & González SA (2016) Vertical distribution of rocky subtidal assemblages along the exposed coast of north Central Chile. *J Sea Res* 107:34–47.
- Strand Ø, Ferreira JG (2019) Introduction to Regulating Services BT - Goods and Services of Marine Bivalves. In: Smaal AC, Ferreira JG, Grant J, Petersen JK, Strand Ø (eds) Springer International Publishing, Cham, p 115–117.
- SUBPESCA 2015. Informe Técnico D.AC. N° 273/2015. Propuesta de declaración de área plaga para la macroalga *Rhizoclonium* spp en el sector de la ribera norte del río Maullín, región de los Lagos.
- SUBPESCA 2019. SUBPESCA. Available At: <http://www.subpesca.cl> (last accessed November 1, 2019).
- Svirski, E., Beer, S. & Friedlander, M. 1993. *Gracilaria conferta* and its epiphytes: (2) Interrelationship between the red seaweed and *Ulva* cf. *lactuca*. *Hydrobiologia*. 260–261:391–6.
- Tala, F., Edding, M., & Vásquez, J. 2004. Aspects of the reproductive phenology of *Lessonia trabeculata* (Laminariales: Phaeophyceae) from three populations in northern Chile. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 38(2), 255-266.
- Tala, F. & Edding M. 2005. Growth and loss of distal tissue in blades of *Lessonia nigrescens* and *Lessonia trabeculata* (Laminariales). *Aquatic Botany* 82:39-54.
- Tanksley, S.D. 1997. Seed banks and molecular maps: unlocking genetic potential from the wild. *Science* (80). 277:1063–6.



The Royal Society (2005) Ocean acidification due to increasing atmospheric carbon dioxide. London. 60 pp.

Thomsen MS, Wernberg T, Altieri A, Tuya F, Gulbransen D, McGlathery KJ, Holmer M, Silliman BR (2010) Habitat Cascades: The Conceptual Context and Global Relevance of Facilitation Cascades via Habitat Formation and Modification. *Integr Comp Biol* 50:158–175

Thurman, H.V. 1994. *Introductory Oceanography*. Seventh Edition. Macmillan Publishing Company. New York. 550 pp.

Tomicic, J.J. 1985 Efectos del fenómeno El Niño 1982-83 en las comunidades litorales de la Península de Mejillones. *Investigaciones Pesqueras (Chile)* 32: 209-213

Troell, M., Halling, C., Neori, A., Chopin, T., Buschmann, A., Kautsky, N. & Yarish, C. 2003. Integrated Mariculture: Asking The Right Questions. *Aquaculture*. 226:69–90.

Troell, M., Joyce, A., Chopin, T., Neori, A., Buschmann, A. & Fang, J.-G. 2009. Ecological Engineering in Aquaculture – Potential for Integrated Multi-Trophic Aquaculture (IMTA) in Marine Offshore Systems. *Aquaculture*. 297:1–9.

Troell M, Naylor RL, Metian M et al. (2014) Does aquaculture add resilience to the global food system? *Proceedings of the National Academy of Sciences (USA)* 111: 13,257–13,263.

Uribe RA, Ortiz M, Macaya EC & Pacheco AS (2015) Successional patterns of hard-bottom macrobenthic communities at kelp bed (*Lessonia trabeculata*) and barren ground sublittoral systems. *J Exp Mar Biol Ecol* 472:180–188.

Valentine, J.P., Magierowski, R.H. & Johnson, C.R. 2007. Mechanisms of invasion: establishment, spread and persistence of introduced seaweed populations. *Bot. Mar.* 50:351–60.

Valero, M., Guillemín, M., Destombe, C., Jacquemin, B., Gachon, C.M.M., Badis, Y., Buschmann, A.H. et al. 2017. Perspectives on domestication research for sustainable seaweed aquaculture. *Perspect. Phycol.* 4:33–46.

Van der Schatte Olivier A, Jones L, Vay L Le, Christie M, Wilson J, Malham SK. 2018. A global review of the ecosystem services provided by bivalve aquaculture. *Reviews in Aquaculture* 0: .

Vanderklift MA, Wernberg T (2008) Detached kelps from distant sources are a food subsidy for sea urchins. *Oecologia* 157:327–335

Vance, T. 2007. PhD. Thesis in Geography. *If You Build It, Will They Come? Evolution Towards the Application of Multi- Dimensional GIS to Fisheries-Oceanography*. Oregon State University.



Varela, D.A., Hernández, L.A., Fernández, P.A., Leal, P., Hernández-González, M.C., Figueroa, F.L. & Buschmann, A.H. 2018. Photosynthesis and nitrogen uptake of the giant kelp *Macrocystis pyrifera* (Ochrophyta) grown close to salmon farms. *Mar. Environ. Res.* 135:93–102.

Vásquez, J.A. 1989. Estructura y organización de huirales submareales de *Lessonia trabeculata*. Tesis de Doctorado, Facultad de Ciencias Universidad de Chile: 261 pp.

Vásquez, J.A. & Santelices B. 1990. Ecological effects of harvesting *Lessonia* (Laminariales, Phaeophyta) in central Chile. *Hydrobiologia* 204/205: 41-47.

Vásquez, J.A. 1995. Ecological effects of brown seaweeds harvesting. *Bot. Mar.* 38:251–7.

Vásquez, J.A. 1999. The effects of harvesting of brown seaweeds: a social, ecological and economical important resource. *World Aquaculture* 30: 19-22.

Vásquez, J.A. 2008. Production, use and fate of Chilean brown seaweeds: re-sources for a sustainable fishery. *Journal of Applied Phycology* 20: 457-467.

Vásquez JA & Vega JMA (2005). Macroinvertebrados asociados a discos de adhesión de algas pardas: Biodiversidad de comunidades discretas como indicadores de perturbaciones locales y de gran escala. En: Biodiversidad Marina: Valoración, usos y perspectivas ¿Hacia dónde va Chile? E. Figueroa (Ed) Editorial Universitaria Santiago-Chile: 429-450.

Vásquez, J.A. 2008. Production, use and fate of Chilean brown seaweeds: re-sources for a sustainable fishery. In Borowitzka, M. A., Critchley, A. T., Kraan, S., Peters, A., Sjøtun, K. & Notoya, M. [Eds.] Nineteenth International Seaweed Symposium. Springer, Dordrech, pp. 7–17.

Vásquez JA, Tala F, Vega A, Zuñiga S, Edding M & Piaget N (2008) Bases ecológicas y evaluación de usos alternativos para el manejo de praderas de algas pardas de la III y IV regiones. PROYECTO FIP N° 2005-22. 283 pp.

Vásquez, J.A., Zuñiga, S., Tala, F., Piaget, N., Rodríguez, D.C. & Vega, J.M.A. 2014. Economic valuation of kelp forests in northern Chile: values of goods and services of the ecosystem. *J. Appl. Phycol.* 26:1081–8.

Vega, J.M.A. 2005. Dinámica poblacional de *Macrocystis integrifolia* (Laminariales, Phaeophyta) en el norte de Chile. Tesis Universidad Católica del Norte. Facultad de Ciencias del Mar. 211 pp.

Vega, J.M.A., Vásquez J.A. & Buschmann A.H. 2005. Biology of the subtidal kelps *Macrocystis integrifolia* and *Lessonia trabeculata* (Laminariales, Phaeophyceae) in an upwelling ecosystem of northern Chile: interannual variability and El Niño 1997-98. *Rev. Chile. Hist. Nat.* 78: 33-50.



- Verdura, J., Sales, M., Ballesteros, E., Cefali, M. E., and Cebrian, E. (2018). Restoration of a canopy-forming alga based on recruitment enhancement: methods and long-term success assessment. *Front. Plant Sci.* 9:1832. doi: 10.3389/fpls.2018.01832
- Vergés, A., Steinberg, P. D., Hay, M. E., Poore, A. G. B., Campbell, A. H., Ballesteros, E., et al. (2014). The tropicalization of temperate marine ecosystems: climate-mediated changes in herbivory and community phase shifts. *Proc. R. Soc. B-Biol. Sci.* 281.
- Villegas MJ, Laudien J, Sielfeld W, Arntz WE (2008) *Macrocystis integrifolia* and *Lessonia trabeculata* (Laminariales; Phaeophyceae) kelp habitat structures and associated macrobenthic community off northern Chile. *Helgol Mar Res* 62:33–43.
- Vincenzi S, Caramori G, Rossi R, Leo GA De (2006) A GIS-based habitat suitability model for commercial yield estimation of *Tapes philippinarum* in a Mediterranean coastal lagoon (Sacca di Goro, Italy). *Ecol Modell* 193:90–104.
- Visch W, Kononets M, Hall POJ, Nylund GM, Pavia H. 2020. Environmental impact of kelp (*Saccharina latissima*) aquaculture. *Marine Pollution Bulletin* 155: 110962.
- Voisin, M., Engel, C.R. & Viard, F. 2005. Differential shuffling of native genetic diversity across introduced regions in a brown alga: Aquaculture vs. maritime traffic effects. *PNAS*. 102:5432–7.
- Wade, R., Augyte, S., Harden, M., Nuzhdin, S., Yarish, C. & Alberto, F. 2020. Macroalgal germplasm banking for conservation, food security, and industry. *PLoS Biol.* 18:e3000641.
- Wahl, M. 2008. Ecological lever and interface ecology: epibiosis modulates the interactions between host and environment. *Biofouling*. 24:427–38.
- Walls AM, Edwards MD, Firth LB JM (2017) Successional changes of epibiont fouling communities of the cultivated kelp *Alaria esculenta*: Predictability and influences. *Aquacult Environ Interact* 9: 57–71.
- Walls AM, Kennedy R, Edwards MD, Johnson MP (2017) Impact of kelp cultivation on the Ecological Status of benthic habitats and *Zostera marina* seagrass biomass. *Mar Pollut Bull* 123:19–27
- Walls A, Kennedy R, FitzGerald R, Blight A, Johnson M, Edwards M (2016) Potential novel habitat by holdfasts from cultivated *Laminaria digitata*: assessing the macroinvertebrate assemblages. *Aquacult Environ Interact* 8: 157–169
- Walters C., Christensen V. & Pauly D. 1997. Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 7, 139–172.
- Wang, B., Zhang, E., Gu, Y., Ning, S., Wang, Q. & Zhou, J. 2011. Cryopreservation of brown algae gametophytes of *Undaria pinnatifida* by encapsulation–vitrification. *Aquaculture*. 317:89–93.



Wartenberg, R., Feng, L., Wu, J., Mak, Y., Chan, L., Telfer, T. & Lam, P. 2017. The impacts of suspended mariculture on coastal zones in China and the scope for Integrated Multi-Trophic Aquaculture. *Ecosyst. Heal. Sustain.* 3:1–20.

Warton, D.I.I. & Hui, F.K.C.K.C. 2011. The arcsine is asinine: the analysis of proportions in ecology. *Ecology.* 92:3–10.

Weijerman M., Fulton E.A., Janssen A.B.G., Kuiper J.J., Leemans R. & Robson B.J. 2015. How models can support ecosystem-based management of coral reefs. *Prog Oceanogr.* 138, Part B: 559-570.

Westermeier R, Sotomayor A, Blanc J, et al. (2011) Informe final: Perfil del Recurso *Lessonia trabeculata* como especie candidata para el Programa de diversificación acuícola 09PDAC-6896. Puerto Montt.

Westermeier R, Patiño DJ, Murúa P, Quintanilla JC, Correa J, Buschmann AH, Barros I (2012) A pilot-scale study of the vegetative propagation and suspended cultivation of the carrageenophyte alga *Gigartina skottsbergii* in southern Chile. *J Appl Phycol* 24:11–20

Westermeier R, Murúa P, Patiño DJ, Muñoz L, Atero C & Müller DG (2014) Repopulation techniques for *Macrocystis integrifolia* (Phaeophyceae: Laminariales) in Atacama, Chile. *J Appl Phycol* 26:511–518.

Westermeier R, Murúa P, Patiño D & Müller D (2017) Population biology and long-term mariculture studies in the brown alga *Lessonia trabeculata* in Atacama, Chile. *J Appl Phycol* 29:2267–2275.

Wernberg, T., Thomsen, M. S., Tuya, F., and Kendrick, G. A. (2011). Biogenic habitat structure of seaweeds change along a latitudinal gradient in ocean temperature. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 400, 264–271.

Wiedemeyer WL, Schwamborn R (1996) Detritus derived from eelgrass and macroalgae as potential carbon source for *Mytilus edulis* in Kiel Fjord, Germany: a preliminary carbon isotopic study. *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 50:409–413.

Willett, W., Rockström, J., Loken, B., Springmann, M., Lang, T., Vermeulen, S., Garnett, T. et al. 2019. Food in the Anthropocene: the EAT–Lancet Commission on healthy diets from sustainable food systems. *Lancet Comm.*

Williams, A.C. & McCarthy, B.C. 2001. A new index of interspecific competition for replacement and additive designs. *Ecol. Res.* 16:29–40.

Williams SL, Smith JE (2007) A Global Review of the Distribution, Taxonomy, and Impacts of Introduced Seaweeds. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 38:327–359



- Wilson, M. & Lindow, S.E. 1994. Coexistence among Epiphytic Bacterial Populations Mediated through Nutritional Resource Partitioning. *Appl. Environ. Microbiol.* 60:4468–77.
- Wood D, Capuzzo E, Kirby D, Mooney-McAuley K & Kerrison P (2017) UK macroalgae aquaculture: What are the key environmental and licensing considerations? *Mar Policy* 83:29–39.
- Wood, G., Marzinelli, E. M., Coleman, M. A., Campbell, A. H., Santini, N. S., Kajlich, L., et al. (2019). Restoring subtidal marine macrophytes in the Anthropocene: trajectories and future-proofing. *Mar. Freshw. Res.* 70, 936–951
- Xiao X, Agusti S, Lin F, Li K, Pan Y, Yu Y, Zheng Y. et al. (2017) Nutrient removal from Chinese coastal waters by large-scale seaweed aquaculture. *Sci. Rep.* 7:46613.
- Xu Q, Gao F, Yang H (2016) Importance of kelp-derived organic carbon to the scallop *Chlamys farreri* in an integrated multi-trophic aquaculture system. *Chinese J Oceanol Limnol* 34:322–32.
- Yong, Y.S., Yong, W.T.L. & Anton, A. 2013. Analysis of formulae for determination of seaweed growth rate. *J. Appl. Phycol.* 25:1831–4.
- Young C, Gobler C. 2018. The ability of macroalgae to mitigate the negative effects of ocean acidification on four species of North Atlantic bivalve. *Biogeosciences* 15: 6167–6183.
- Yu LQJ, Mu Y, Zhao Z, Lam VW, Sumaila UR. 2017. Economic challenges to the generalization of integrated multi-trophic aquaculture: An empirical comparative study on kelp monoculture and kelp-mollusk polyculture in Weihai, China. *Aquaculture*, 471, 130-139.
- Yulianto et al. 2017. *Turk. J. Fish. Aquat. Sci.* 17: 1253-1261.
- Zeder, M.A. 2015. Core questions in domestication research. *PNAS.* 112:3191–8.
- Zhang J, Hansen PK, Fang J, Wang W, Jiang Z (2009) Assessment of the local environmental impact of intensive marine shellfish and seaweed farming—Application of the MOM system in the Sungo Bay, China. *Aquaculture* 287:304–310
- Zhang, J., Zhang, S., Kitazawa, D., Zhou, J., Park, S., Gao, S. & Shen, Y. 2019. Bio-mitigation based on integrated multi-trophic aquaculture in temperate coastal waters: practice, assessment, and challenges. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 47:212–23.
- Zuñiga S, Marín MC & Bulboa C (2016). Bioeconomic analysis of giant kelp *Macrocystis pyrifera* cultivation (Laminariales; Phaeophyceae) in northern Chile. *Journal of Applied Phycology*, 28(1), 405-416.

A N E X O S



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO

Sección Ediciones y Producción
Almte. Manuel Blanco Encalada 839,
Fono 56-32-2151500
Valparaíso, Chile
www.ifop.cl



www.ifop.cl