



UCSC



**Magíster en
Ecología Marina UCSC**

Universidad Católica de la Santísima Concepción

FACULTAD DE CIENCIAS

IMPACTOS DE LA LUZ ARTIFICIAL DE NOCHE SOBRE EL MITÍLIDO *MYTILUS*
CHILENSIS: EFECTOS SOBRE EL CICLO DE ACTIVIDAD, LA FORMACIÓN DE BISOS DE
FIJACIÓN, EN RESPUESTA A LA SEÑAL DEL DEPREDADOR *MEYENASTER*
GELATINOSUS.

Por

JAVIER ANDRÉS VERA DUARTE

Tesis

MAGÍSTER EN ECOLOGÍA MARINA

Director de Tesis: DR. IVÁN ANDRÉS HINOJOSA TOLEDO

Co-Director de Tesis: DR. RICARDO DANIEL OTAÍZA O'RYAN

Concepción, Chile

2023



Universidad Católica de la Santísima Concepción

ACTA DE EXAMEN DE GRADO

En Concepción de Chile, a 16 de AGOSTO de 2023 , vista y revisados los requisitos de Título/Grado presentados por:

Don **JAVIER ANDRÉS VERA DUARTE**

RUT 17202613-3

Alumno de la Carrera de **MAGISTER EN ECOLOGIA MARINA**

Sede **CONCEPCIÓN** Jornada **DIURNO**

De la Universidad Católica de la Santísima Concepción, la Comisión Examinadora ha otorgado las siguientes calificaciones:

"IIMPACTOS DE LA LUZ ARTIFICIAL DE NOCHE SOBRE EL MITÍLIDO MYTILUS CHILENSIS: EFECTOS SOBRE EL CICLO DE ACTIVIDAD Y LA FORMACIÓN DE BISOS DE FIJACIÓN, EN RESPUESTA A LA SEÑAL DEL DEPRDADOR MEYENASTER GELATINOSUS "

Nombre	Calificación
ÁNGEL URZÚA OSORIO MIEMBRO INTERNO COMISIÓN DE TESIS	7,00 (SIETE)
SIMON BALDANZI GALLERI MIEMBRO EXTERNO COMISIÓN DE TESIS	7,00 (SIETE)
IVAN HINOJOSA TOLEDO DIRECTOR DE TESIS	
RICARDO OTAÍZAO RYAN CO-DIRECTOR DE TESIS	
JORGE LEÓN LÓPEZ MINISTRO DE FE	
CALIFICACION FINAL DE EXAMEN	7,00 (SIETE)

SECRETARIO ACADÉMICO



DECANO

TABLA DE CONTENIDOS

RESUMEN	1
RESUMEN GRÁFICO	2
INTRODUCCIÓN	3
Los ciclos naturales de luz en los ecosistemas marinos.....	3
La luz artificial de noche (LAN).....	4
Sobre los efectos de LAN en los invertebrados marinos bentónicos	6
Los impactos de LAN sobre la interacción de especies marinas.....	7
Los mitílidos como especies formadoras de hábitats.....	8
El caso de <i>Mytilus chilensis</i>	10
Planteamiento del problema	11
HIPÓTESIS	13
Hipótesis General.....	13
Hipótesis Específicas	13
OBJETIVOS	14
Objetivo General.....	14
Objetivos Específicos	14
MÉTODOS	15
2.1 GAME (Global Approach Modular Experiments)	15
Descripción de los experimentos.....	16
Experimento 1: Los efectos de Luz Artificial de Noche sobre <i>M. chilensis</i>	16
Experimento 2: Los efectos de la señal del depredador <i>M. gelatinosus</i> en escenarios de LAN.....	16
2.2 Trabajo en terreno	17
2.3 Condiciones de Laboratorio	18
2.4 Trabajo en laboratorio	19
Etapa de acondicionamiento	19
Unidad experimental (UE).....	19
Sistemas de iluminación, ciclos de luz y luz artificial de noche (LAN).	20
Variables respuestas	21
Condiciones ambientales del sitio de estudio y del laboratorio.....	22
2.5 Análisis estadísticos	23
Ciclo de actividad diario de <i>M. chilensis</i>	23
Experimento 1: Los efectos de Luz Artificial de Noche sobre <i>M. chilensis</i>	23

Experimento 2: Los efectos de LAN sobre la interacción entre <i>M. chilensis</i> y la señal del depredador <i>M. gelatinosus</i>	23
Relaciones morfométricas	24
Condiciones ambientales del sitio de estudio y del laboratorio.....	24
RESULTADOS	29
Sobre el ciclo de actividad diario de <i>M. chilensis</i>	29
Experimento 1: LAN en el ciclo de actividad diario de <i>M. chilensis</i>	30
Experimento 2: SD y LAN en el ciclo de actividad de <i>M. chilensis</i>	30
Experimento 1: LAN en la producción de bisos de <i>M. chilensis</i>	35
Experimento 2: SD y LAN en la producción de bisos de <i>M. chilensis</i>	36
Experimento 1: LAN en la resistencia de bisos de <i>M. chilensis</i>	38
Experimento 2: SD y LAN en la resistencia de los bisos de <i>M. chilensis</i>	39
Experimento 1: LAN sobre el peso seco de la biomasa (PSB) y el peso seco de las valvas (PSV) de <i>M. chilensis</i>	41
Experimento 2: SD y LAN el peso seco de la biomasa (PSB) y el peso seco de las valvas (PSV) de <i>M. chilensis</i>	42
Experimento 1: LAN sobre el índice de condición de <i>M. chilensis</i>	44
Experimento 2: SD y LAN sobre el índice de condición de <i>M. chilensis</i>	45
Relaciones morfométricas	47
Ciclos de luz natural en el sitio de estudio.....	48
Condiciones ambientales del sitio de estudio y laboratorio.....	50
DISCUSIÓN	55
Los impactos de SD y LAN en el ciclo actividad diario de <i>M. chilensis</i>	56
Los impactos de LAN en la producción de bisos de <i>M. chilensis</i>	58
Sobre la resistencia de los bisos de <i>M. chilensis</i>	60
Sobre el índice de condición de <i>M. chilensis</i>	61
Sobre las condiciones ambientales durante los experimentos	62
Potenciales impactos de LAN producidos por la salmonicultura.....	64
CONCLUSIONES	67
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	68

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Descripción del diseño experimental, factores, niveles, variables respuestas y modelos estadísticos utilizados para evaluar el efecto de la luz artificial de noche (LAN) sobre *M. chilensis* en respuesta a la señal del depredador *M. gelatinosus*.

Tabla 2. Distancia de apertura de valvas de *M. chilensis* registradas para el tratamiento control de ambos experimentos. La distancia de apertura de valvas de los individuos fue evaluada con individuos expuestos durante la noche a 0 lux. DE = desviación estándar, IC = intervalo de confianza (95%).

Tabla 3. Modelos Lineales Mixtos (MLM) para el ciclo de actividad diario de *M. chilensis* durante el primer experimento. La distancia de apertura de valvas de los individuos fue evaluada durante el día 1 y el día 14 de exposición a LAN.

Tabla 4. Mediciones de la distancia de apertura de valvas de *M. chilensis* durante el primer experimento. La distancia de apertura de valvas fue registrada durante el día 1 y durante el día 14 de exposición a LAN. DE = desviación estándar, IC = intervalo de confianza (95%).

Tabla 5. Modelos Lineales Mixtos (MLM) para el ciclo de actividad diario de *M. chilensis* durante el segundo experimento. La distancia de apertura de valvas de los individuos fue evaluada durante el día 1 y durante el día 14 de exposición a SD y LAN.

Tabla 6. Mediciones de la distancia de apertura de valvas de *M. chilensis* durante el segundo experimento. La distancia de apertura de valvas fue monitoreada durante el día 1 y el día 14 de exposición a SD y LAN. DE = desviación estándar, IC = intervalo de confianza (95%).

Tabla 7. Modelos Lineales Generalizados Mixtos (GLMM) para la producción de bisos de *M. chilensis* durante el primer experimento. La producción de bisos fue evaluada concluido el día 3, el día 7 y el día 14 de exposición a LAN.

Tabla 8. Número de bisos producidos por *M. chilensis* durante el primer experimento. La producción de bisos fue registrada durante el día 3, el día 7 y el día 14 de exposición a LAN. DE = desviación estándar, IC = intervalo de confianza (95%).

Tabla 9. Modelos Lineales Generalizados Mixtos (GLMM) para la producción de bisos de *M. chilensis* durante el segundo experimento. La producción de bisos fue evaluada concluido el día 3, el día 7 y el día 14 de exposición a SD y LAN.

Tabla 10. Número de bisos producidos por *M. chilensis* durante el segundo experimento. La producción de bisos fue registrada durante el día 3, el día 7 y el día 14 de exposición a SD y LAN. DE = desviación estándar, IC = intervalo de confianza (95%).

Tabla 11. Modelo Lineal Generalizado (GLM) para la resistencia de bisos de *M. chilensis* durante el primer experimento. La resistencia de bisos fue evaluada finalizado el último día de exposición a LAN.

Tabla 12. Mediciones de la resistencia de bisos de *M. chilensis* durante el primer experimento. La resistencia de los bisos fue registrada finalizado el último día de exposición a LAN. DE = desviación estándar, IC = intervalo de confianza (95%).

Tabla 13. Modelos Lineales Generalizados (GLM) para la resistencia de bisos de *M. chilensis* durante el segundo experimento. La resistencia de bisos fue evaluada finalizado el último día de exposición a SD y LAN.

Tabla 14. Mediciones de la resistencia de bisos de *M. chilensis* durante el segundo experimento. La resistencia de bisos fue registrada finalizado el último día de exposición a SD y LAN. DE = desviación estándar, IC = intervalo de confianza (95%).

Tabla 15. Modelo Lineal Generalizado (GLM) para el peso seco de la biomasa de *M. chilensis* durante el primer experimento. El peso seco de la biomasa fue evaluado finalizado el último día de exposición a LAN.

Tabla 16. Modelo Lineal Generalizado (GLM) para el peso seco de las valvas de *M. chilensis* durante el primer experimento. El peso seco de las valvas fue evaluado finalizado el último día de exposición a LAN.

Tabla 17. Mediciones para el peso seco de la biomasa (PSB) y peso seco de valvas (PSV) de *M. chilensis* durante el primer experimento. El peso seco de cada variable fue registrado el último día de exposición a LAN. DE = desviación estándar.

Tabla 18. Modelos Lineales Generalizados (GLM) para el peso seco de la biomasa de *M. chilensis* durante el segundo experimento. El peso seco de las valvas fue evaluado finalizado el último día de exposición a SD y LAN.

Tabla 19. Modelos Lineales Generalizados (GLM) para el peso seco de las valvas de *M. chilensis* durante el segundo experimento. El peso seco de las valvas fue evaluado finalizado el último día de exposición a SD y LAN.

Tabla 20. Mediciones para el peso seco de la biomasa (PSB) y peso seco de valvas (PSV) de *M. chilensis* durante el segundo experimento. El peso seco de cada variable fue registrado finalizado el último día de exposición a SD y LAN. DE = desviación estándar.

Tabla 21. Modelo Lineal Generalizado (GLM) para el índice de condición de *M. chilensis* durante el primer experimento. El índice de condición fue evaluado durante el último día de exposición a LAN.

Tabla 22. Mediciones del índice de condición (%) de *M. chilensis* durante el primer experimento. El índice de condición fue estimado a partir del peso seco de la biomasa (PSB) y el peso seco de las valvas (PSV) de los individuos expuestos a LAN. DE = desviación estándar.

Tabla 23. Modelos de análisis de varianza (ANOVA de dos-vías) para el índice de condición de *M. chilensis* durante el segundo experimento. El índice de condición de los individuos fue evaluado durante el último día de exposición a SD y LAN.

Tabla 24. Mediciones del índice de condición (%) de *M. chilensis* durante el segundo experimento. El índice de condición fue estimado a partir del peso seco de la biomasa (PSB) y el peso seco de las valvas (PSV) de los individuos expuestos a SD y LAN. DE = desviación estándar.

Tabla 25. Longitud total (LT, mm) y peso húmedo (PH, g) de los ejemplares de *M. chilensis* evaluados durante el primer y el segundo experimento. DE = desviación estándar.

Tabla 26. Regresiones lineales de mínimos cuadrados entre las variables de longitud total (LT) y peso húmedo (PH) obtenidos a partir de individuos de *M. chilensis* utilizados durante el primer y segundo experimento.

Tabla 27. Condiciones ambientales para los ciclos diarios de luz (lux) y temperatura (°C) registradas durante el mes de agosto en las instalaciones de la Estación de Biología Marina. DE = desviación estándar.

Tabla 28. Modelos Lineales Generalizados (GLM) de las condiciones ambientales registradas para el agua de la bahía de San Vicente y para los distintos acuarios mantenidos durante el desarrollo de los experimentos (i.e. UEs, AA, AD).

Tabla 29. Mediciones de las condiciones ambientales de temperatura (°C), oxígeno disuelto (mg/L) y salinidad (UPS) durante el desarrollo de los experimentos DE = desviación estándar, IC = intervalo de confianza (95%).

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Esquema de la disposición espacial de los experimentos en el laboratorio perteneciente a la Estación de Biología Marina. Los tratamientos fueron dispuestos en distintas bandejas mientras que las cámaras de registro fotográfico y el recipiente de acumulación de agua fueron dispuestos en la parte central del laboratorio. Debido a las limitaciones de espacio el acuario de acondicionamiento fue dispuesto dentro de una bandeja mientras que el acuario de los depredadores fue dispuesto en otro laboratorio.

Figura 2. Distancia apertura de valvas de *M. chilensis* obtenida a partir de los individuos del tratamiento control. Las distancias de apertura de valvas fueron monitoreadas cada 15 minutos por un período de 24 horas durante el día 1 (izquierda) y el día 14 (derecha).

Figura 3. Distancia de apertura de valvas de *M. chilensis* durante el primer experimento. Las distancias de apertura de valvas fueron monitoreadas cada 15 minutos por un período de 24 horas durante el día 1 (izquierda) y el día 14 (derecha) de exposición a LAN. El círculo de color amarillo indica la presencia de valores atípicos.

Figura 4. Ciclo de actividad diario de *M. chilensis* observado durante el primer experimento. El ciclo de actividad diario fue monitoreado durante el día 1 (arriba) y el día 14 (abajo) de exposición a LAN. Las líneas de colores suaves corresponden al intervalo de confianza del 95% representado para cada nivel de intensidad de LAN. Las líneas punteadas negras verticales indican el momento del anochecer (18:00 horas) y el amanecer (08:00 horas) según el horario local (UTC-4).

Figura 5. Mapa de calor para el ciclo de actividad diario obtenido partir de la distancia de apertura de las valvas (%) de *M. chilensis* durante el primer experimento. Los individuos de cada tratamiento fueron ordenados según su tamaño de arriba hacia abajo considerando desde el individuo más pequeño hasta el individuo más grande. Las líneas punteadas horizontales separan a los individuos menores o mayores a 60 mm.

Figura 6. Distancia de apertura de valvas de *M. chilensis* durante el segundo experimento. Las distancias de apertura de valvas fueron monitoreadas cada 15 minutos por un período de 24 horas durante el día 1 (izquierda) y el día 14 (derecha) de exposición a SD y LAN.

Figura 7. Ciclo de actividad diario de *M. chilensis* observado durante el segundo experimento. El ciclo de actividad diario fue monitoreado durante el día 1 (arriba) y el día 14 (abajo) de exposición a SD y LAN. Las líneas de colores suaves corresponden al intervalo de confianza del 95% representado para cada nivel de SD y LAN. Las líneas punteadas negras verticales indican el momento del anochecer (18:00 horas) y el amanecer (08:00 horas) según el horario local (UTC-4).

Figura 8. Mapa de calor para el ciclo de actividad diario obtenido partir de la distancia de apertura de las valvas (%) de *M. chilensis* durante el segundo experimento. Los individuos de cada tratamiento fueron ordenados según su tamaño de arriba hacia abajo considerando desde el individuo más pequeño hasta el individuo más grande. Las líneas punteadas horizontales separan a los individuos menores o mayores a 60 mm.

Figura 9. Número de bisos producidos por *M. chilensis* durante el primer experimento. La producción de bisos fue medida durante el día 3, día 7 y día 14 de exposición a LAN.

Figura 10. Número de bisos producidos por *M. chilensis* durante el segundo experimento. La producción de bisos fue medida durante el día 3, día 7 y día 14 de exposición a SD y LAN. El círculo de color amarillo indica la presencia de valores atípicos.

Figura 11. Resistencia de los bisos de *M. chilensis* para el primer experimento. La resistencia de los bisos de los individuos fue evaluada durante el último día de exposición a LAN. El círculo de color amarillo indica la presencia de valores atípicos.

Figura 12. Resistencia de los bisos de *M. chilensis* para el segundo experimento. La resistencia de los bisos de los individuos fue evaluada durante el último día de exposición a SD Y LAN. Los círculos de color amarillo indican la presencia de valores atípicos.

Figura 13. Peso seco de la biomasa (izquierda) y de las valvas (derecha) de *M. chilensis* obtenidos durante el primer experimento. El PSB y el PSV fue medido finalizado el último día de exposición a LAN.

Figura 14. Peso seco de la biomasa (izquierda) y de las valvas (derecha) de *M. chilensis* obtenidos durante el segundo experimento. El PSB y el PSV fue medido finalizado el último día de exposición a SD y LAN.

Figura 15. Índice de condición (%) de *M. chilensis* para el primer experimento. El índice de condición fue estimado a partir del peso seco de la biomasa y el peso seco de las valvas de los individuos expuestos a LAN.

Figura 16. Índice de condición (%) de *M. chilensis* para el segundo experimento. El índice de condición fue estimado a partir del peso seco de la biomasa y el peso seco de las valvas de los individuos expuestos a SD y LAN.

Figura 17. Relación entre las variables morfométricas longitud total (LT, mm) y peso húmedo (PH, g) de *M. chilensis* durante el primer experimento (círculos amarillos) y durante el segundo experimento (círculos azules).

Figura 18. Series de tiempo para los ciclos diarios de luz (lux) y temperatura (°C) registradas durante el mes de agosto mediante los registros de un sensor HOBO que fue instalado en las instalaciones de la Estación de Biología Marina (36° 45' 38,3"S, 73°10' 28,5"W).

Figura 19. Condiciones ambientales de temperatura (°C), oxígeno disuelto (mg L⁻¹) y salinidad (UPS) para el agua de la bahía de San Vicente (BSV), las unidades experimentales (UEs), el acuario de acondicionamiento (AA) y el acuario de los depredadores (AD) monitoreados diariamente durante el desarrollo de los experimentos.

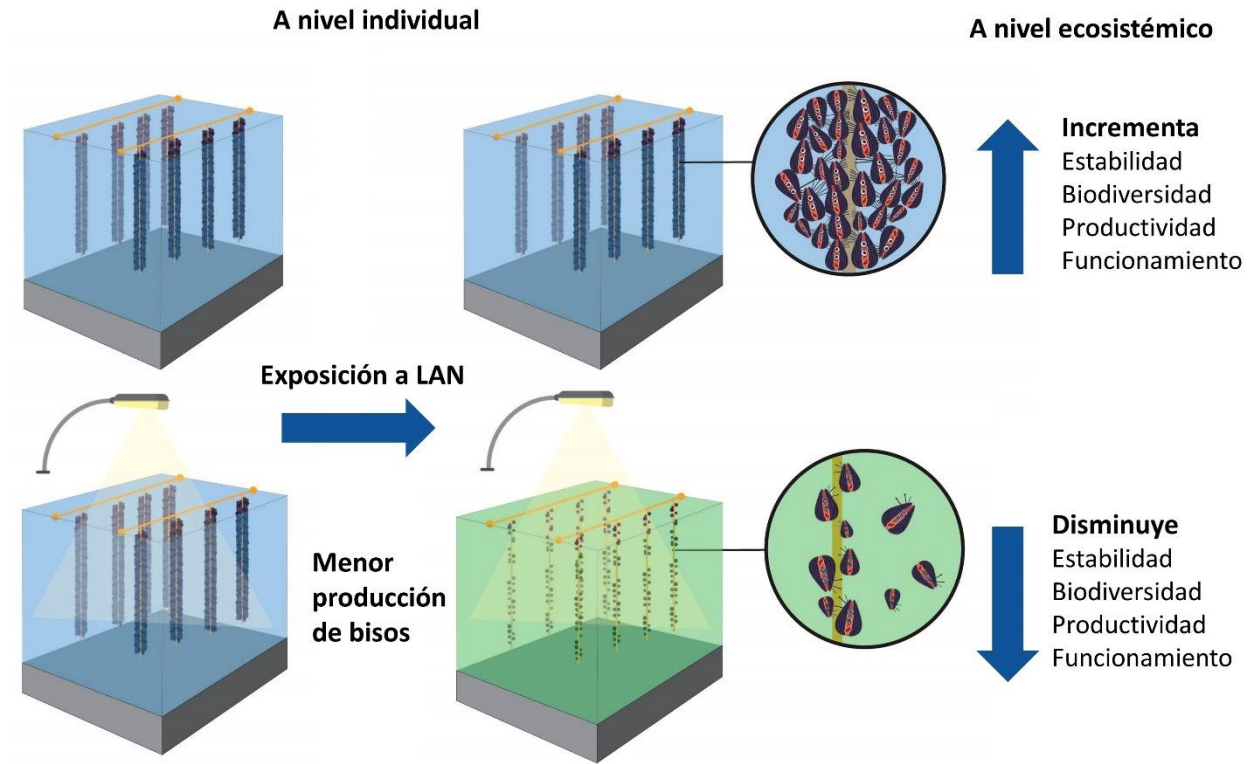
Figura 20. Serie de tiempo para las condiciones de temperatura (°C), oxígeno disuelto (mg/L) y salinidad (UPS) de la bahía de San Vicente y de los distintos acuarios mantenidos durante el desarrollo de los experimentos (i.e. UEs, AA, AD).

RESUMEN

Los ciclos naturales de luz son esenciales para la organización de las actividades biológicas de los organismos en los ecosistemas marinos costeros. La estabilidad en el tiempo de las estructuras conformadas por las agregaciones de mitílidos es fundamental para la mantención de la biodiversidad, la productividad y la resiliencia de las comunidades bentónicas. Sin embargo, durante las últimas décadas el uso de la luz artificial de noche (LAN) ha alterado los ciclos naturales de los ecosistemas submareales afectando el comportamiento de las especies y los procesos ecológicos (e.g. depredación) de las comunidades marinas. Dada la relevancia ecológica de los mitílidos y su rol clave en los ecosistemas marinos costeros este estudio tuvo como objetivo en condiciones de laboratorio determinar el efecto de LAN sobre las interacciones entre el chorito endémico y de importancia comercial *Mytilus chilensis* y la señal del depredador (SD) *Meyenaster gelatinosus* a través del ciclo de actividad diario (i.e. distancia de apertura de valvas), la producción y resistencia de bisos, y el índice de condición. Los resultados de este estudio demostraron que LAN produce una disminución significativa de la producción de bisos (30%), mientras que, la interacción entre la señal de *M. gelatinosus*, la presencia de LAN y el tiempo de exposición a LAN evidenció un efecto significativo sobre el ciclo de actividad diario de *M. chilensis*. Por otro lado, los resultados de este estudio demostraron que la señal del depredador *M. gelatinosus* y la exposición a LAN no tuvieron un efecto significativo sobre la resistencia de los bisos y sobre el índice de condición de *M. chilensis*. Los resultados de este estudio sugieren que LAN es un factor contaminante que condiciona la estabilidad de las estructuras conformadas por *M. chilensis* al disminuir la producción de bisos lo cual podría tener implicancias en la productividad y el funcionamiento de los ecosistemas marinos costeros.

Palabras claves: Luz artificial de noche, señal de depredador, *Mytilus chilensis*, producción de bisos, ciclo de actividad diario.

RESUMEN GRÁFICO



INTRODUCCIÓN

Los ciclos naturales de luz son esenciales para el funcionamiento de los ecosistemas debido a que regulan los ritmos biológicos de las especies formadoras de hábitat y por tanto el bienestar y salud de las comunidades bentónicas (Davies et al. 2014, Gaston et al. 2017, Ayalón et al. 2021). Los ciclos naturales alternan períodos de luz y oscuridad los cuales son aprovechados como señales o fuentes de información para realizar actividades relacionadas a la alimentación, el crecimiento o la reproducción (Kronfeld-Schor & Dayan 2003). Sin embargo, luego de millones años las consecuencias causadas por las actividades antropogénicas han producido un aumento del uso de luz artificial que ha alterado los ciclos de luz naturales (Longcore & Rich 2004, Holker et al. 2010). Los impactos de la luz artificial de noche han demostrado alteraciones sobre las comunidades biológicas y los ecosistemas de muchas regiones del planeta (Gaston et al. 2015, Sander & Gaston 2018, Sanders et al. 2020, Smyth et al. 2021). En un esfuerzo de comprender los impactos de la contaminación de luz emitida durante la noche este estudio evalúa sus efectos sobre *M. chilensis* una especie endémica formadora de hábitat y sus potenciales efectos en la interacción con la señal del depredador *M. gelatinosus*. Los resultados de los experimentos descritos a continuación fueron realizados en un contexto global en colaboración con el proyecto GEOMAR liderado por el profesor M. Lenz y con estudiantes de universidades de diferentes países del mundo.

Los ciclos naturales de luz en los ecosistemas marinos

La combinación entre los ciclos de luz del sol, los ciclos de luz de la luna, y los cambios estacionales del fotoperíodo son señales ambientales que regulan la organización de las actividades biológicas y los procesos ecológicos de los organismos (Gaston et al. 2014, 2017, Jechow & Holker 2019, Hafker et al. 2023). El tiempo de actividad de los organismos es moderado por cambios en la intensidad de luz (i.e. períodos de día/noche o luz/oscuridad) los cuales regulan por ejemplo los intervalos de tiempo dedicados a actividades esenciales en el ciclo de vida de los organismos como la alimentación o reproducción (i.e. diurno, nocturno, crepuscular) (McFarland 1986, Kronfeld-Schor & Dayan 2003, Hinojosa et al. 2021, Lin et al. 2021).

La intensidad de la luz está conformada por una serie de ondas de campo energético y magnético conformada por una fase, amplitud y longitud de onda variable (Kirk 2011, Brayley et al. 2022). Los niveles de intensidad de luz en un ciclo diario de luz varían hasta en ocho órdenes de magnitud entre el día y la noche (Gaston et al. 2013). Por ejemplo, en el hemisferio norte la intensidad de luz durante el período de

noche varía entre 0,0001 lux en un cielo estrellado y entre 0,05-0,2 lux en una noche de luna llena (Kyba et al. 2017) mientras que la intensidad de luz del período de día tiene una variación de 2000 lux en condiciones de nubes, 50 mil lux para un día parcialmente nublado y 100-120 mil lux para cielos despejados (Gaston et al. 2013, 2017, Tidau et al. 2021). En términos generales el componente energético (q) contenido en un fotón de luz está compuesta de propiedades como la longitud de onda (λ), frecuencia (ν) y presencia o ausencia de polarización (McFarland 1986, Mobley 1994).

La propagación de la luz en los ecosistemas marinos es determinada por propiedades ópticas presentes tanto en la columna de agua como en el fondo marino (e.g. fitoplancton, materia orgánica y sedimentos) (Mobley 1994, Ackleson 2003, Land & Nilsson 2012). Las diferentes propiedades ópticas producen cambios de dirección (i.e. dispersión), conversiones de energía (i.e. absorción), o reemisión de luz fluorescente (Chen et al. 1992, Stramski et al. 2004, Kirk 2011). La propagación de la luz dentro de la columna de agua es también influenciada por el oleaje, la turbulencia del agua, y la complejidad del sustrato (Mobley & Sundman 2003, Wijesekera et al. 2005). En los ecosistemas marinos costeros la luz conformada por frecuencias bajas o intermedias (400-500 nm), correspondientes al color azul o verde del espectro electromagnético visible, son transmitidas con mayor facilidad a través de la columna de agua (McFarland 1986, Davies et al. 2014).

Las variaciones de intensidad de luz y composición del espectro de luz son utilizadas como recursos o señales de información para muchas especies en los ecosistemas marinos (Tidau et al. 2021). Por ejemplo, la luz es una señal importante que regula la migración vertical del zooplancton (Cohen & Forward 2009), en el coral *Dipsastrea speciosa* el desove está sincronizado con el tiempo transcurrido entre el atardecer y la salida de la Luna luego de un período de Luna llena (Lin et al. 2021). No obstante estudios recientes están demostrando que la creciente demanda de luz artificial de noche (LAN) está generando una alteración de los ciclos naturales de luz en los ecosistemas marinos costeros de diversas regiones del mundo (Gaston et al. 2017, Tamir et al. 2017, Davies et al. 2014, 2020, Smyth et al. 2021, Tidau et al. 2021, Marangoni et al. 2022).

La luz artificial de noche (LAN)

La luz artificial de noche (LAN) es un tipo de contaminación sensorial que produce una interrupción de los ciclos naturales de luz a través de la modificación de los intervalos de tiempo que comprenden los períodos de luz y oscuridad (Longcore & Rich 2004, Gaston et al. 2014, Dominomi et al. 2020). LAN tiene implicancias negativas sobre los procesos ecológicos de las comunidades marinas, debido a que tiene una

influencia sobre el metabolismo y el comportamiento de las especies y sus potenciales interacciones. Por ejemplo, LAN incrementa el nivel de estrés oxidativo (Hillyer et al. 2021), influencia sobre el comportamiento (Dominoni et al. 2020) y modifica el tiempo de actividad de forrajeo de los organismos (Manríquez et al. 2021a). La exposición a LAN es considerada una amenaza ya que condiciona la supervivencia de los organismos, la estabilidad de las comunidades, el funcionamiento de los ecosistemas y el bienestar de los ecosistemas marinos costeros (Longcore & Rich 2004, Davies et al. 2014, Dominoni et al. 2020), por ejemplo, el uso de LAN tiene consecuencias sobre la productividad primaria (Diamantopoulou et al. 2021), la reproducción de los peces (Schligler et al. 2021) y sobre los flujos de energía que acontecen sobre los niveles tróficos de los ecosistemas bentónicos y pelágicos (Bolton et al. 2017).

Las fuentes de emisión de LAN más comunes son los vehículos, las ciudades (e.g. residencias, alumbrado de las calles), el comercio, las industrias (e.g. públicas o privadas), el funcionamiento de los puertos y los medios de transporte marinos (Gaston et al. 2017, Bará et al. 2019, Tidau et al. 2021). En la actualidad LAN es producida por una diversidad de bombillas entre las cuales están las luces incandescentes, halógenas de cuarzo, fluorescentes, haluros metálicos, sodio de alta (HPS) o baja presión (LPS) y luces de emisión de diodos (LED) (Gaston et al. 2014).

La luz artificial de noche con mayor demanda en el mercado son las LED debido principalmente a su bajo costo de producción y su elevada eficiencia energética (Taguchi 2007, Davies et al. 2014, Gaston et al. 2012, 2015). El crecimiento de luces LED en el mercado de luces ha sido estimado en un 9% en 2011, 45% en 2014, y 69% en 2020, alcanzando un valor de mercado de 98.5 billones de dólares en 2023, el cual se espera aumente a una tasa de 12% entre 2023 y 2030 (Davies & Smyth 2018, Zissis et al. 2021). Actualmente, LAN está siendo utilizado en los centros de cultivos de salmones en el mar interior de Chiloé y en la Patagonia. Adicionalmente, LAN puede adquirir diferentes formas en el ambiente como por ejemplo: (1) pulsos intermitentes o persistentes, (2) pulsos de corta o larga duración, (3) pulsos de diferentes intensidades y (4) pulsos compuestos de diferentes espectros de luz (Gaston et al. 2017). La exposición a LAN puede ser clasificada en directa (i.e. mayor intensidad) o indirecta (i.e. menor intensidad). La exposición directa ocurre cuando los organismos están cercanos a una fuente de emisión de luz, mientras que la exposición indirecta (0,15 – 0,5 lux) ocurre cuando la luz recibida por los organismos ha sido previamente disipada a través de la atmósfera (e.g. nubes, concentración de aerosoles) la cual puede extenderse incluso varios kilómetros desde su fuente de emisión (Gaston et al. 2013, Gaston 2018, Sanders & Gaston 2018, Smyth et al. 2021). En términos generales los fotones de luz

que son producidos por las luces LED se transmiten con mayor facilidad a través de la columna de agua debido a que están conformados principalmente por luz de longitud de onda corta o de bajas frecuencias cercanas a los colores azul y verde (430–470 nm) (Mobley 1994, Davies et al. 2020).

Sobre los efectos de LAN en los invertebrados marinos bentónicos

Las alteraciones de los ciclos de luz tienen impactos negativos sobre los procesos ecológicos de los ecosistemas marinos costeros influenciando aspectos como la competencia, el uso de hábitat y la depredación modificando el comportamiento (e.g. tiempo destinado a las actividades) y la fisiología (e.g. consumo de oxígeno) de las especies (Sanders & Gaston 2018, Ayalón et al. 2019, Zapata et al. 2019, Lynn & Quijón 2022). Por ejemplo, la exposición a LAN produce cambios en la composición de la comunidad de los macroinvertebrados que habitan los ecosistemas intermareales al favorecer un aumento de la abundancia de organismos como el anélido *Arenicola marina*, el bivalvo *Tellinidae* sp., y una disminución de los anfípodos *Bathyporeia elegans*, *Haustorius arenarius* y los poliquetos *Nephtys* sp., *Lanice conchilega* (0,005 – 5,12 lux Garratt et al. 2019). La presencia de LAN favorece el desplazamiento de los isópodos *Tylos spinulosus* y *Americorchestia longicornis* hacia zonas más bajas de la playa (120 lux, Duarte et al. 2019), por otra parte, incrementa los niveles de estrés de *A. longicornis* produciendo una disminución de la actividad de forrajeo (60 - 80 lux, Lynn et al. 2021a, 2022, Quintanilla-Ahumada et al. 2022). De manera similar la exposición a LAN modifica el comportamiento y la composición del ensamble de anfípodos de los ecosistemas submareales aumentando su abundancia en zonas expuestas a LAN (300 lux, Navarro-Barranco & Hughes 2015)

La presencia de LAN tiene un efecto sobre el reclutamiento de los invertebrados bentónicos que habitan los ecosistemas intermareales y submareales. Por ejemplo, la exposición a LAN incrementa la mortalidad de los juveniles de *Jehlius cirratus*, *Notochthamalus scabrosus* y *Semibalanus balanoides* (128 ± 92 lux, Lynn et al. 2021b, Manríquez et al. 2021b). Por otra parte, la exposición a LAN inhibe el reclutamiento de la ascidia *Botrylloides leachii*, el hidroideo *Plumularia setacea*, y el poliqueto *Spirobranchus lamarcki* mientras que contrariamente favorece el aumento de la abundancia de especies móviles como el copépodo *Metis ignea* y el anfípodo *Corophium* sp. (19 – 30 lux Davies et al. 2015). La exposición a LAN tiene impactos negativos sobre el éxito reproductivo del pez payaso *Amphiprion ocellaris* debido a que disminuye la frecuencia de desoves, produce una reducción del tamaño de los huevos, además de inhibir la eclosión de los huevos (i.e. 95-100% de los huevos) (15-28 lux, Fobert et al. 2019, 2021) mientras que por otra parte produce una disminución del crecimiento (44%) y la supervivencia (36%) de los peces

juveniles de coral *Amphiprion chrysopterus* (4 lux, Schligler et al. 2021). La exposición a LAN tiene impactos negativos sobre el ciclo reproductivo de las especies formadoras de hábitat los corales *Acropora millipora* y *Acropora digitifera* al generar una desincronización o una inhibición de los desoves (Ayalon et al. 2021). Por otro parte, la exposición a LAN produce cambios fisiológicos sobre en los corales escleractinios del mar Rojo *Acropora eurystoma*, *Pocillopora damicornis*, *Sylophora pistillata* y *Turbinaria reniformis* provocando una disminución de la fotosíntesis y un incremento del estrés oxidativo (35 – 40 lux, Ayalón et al. 2019, Levy et al. 2020).

Los impactos de LAN sobre la interacción de especies marinas

En los ecosistemas marinos costeros las interacciones entre las especies mediadas por la depredación son un factor clave que determinan la distribución, la abundancia, el comportamiento, el crecimiento y la morfología de los organismos (Lima & Dill 1990, Jones et al. 1994, Serra et al. 1997, Kats & Dill 1998, Reimer 1999, Murray et al. 2017, Naddafi & Rudstam 2014, Gosling 2021) los cuales determinan la composición de las comunidades y la estructura de las redes tróficas (Paine 1966, Davies & Smyth 2018, Zapata et al. 2019). Estudios recientes han evidenciado que LAN modifica las interacciones biológicas que ocurren entre las presas y sus depredadores en los ecosistemas marinos costeros (Gaston et al. 2017, Sanders & Gaston 2018, Zapata et al. 2019) por ejemplo la exposición a LAN produce una disminución de la abundancia del *Melaraphe neritoides* el cual ramonea principalmente sobre líquenes en las rocas intermareales (Laurand & Riera 2006). La disminución de la abundancia *M. neritoides* tiene un impacto sobre la composición de especies que componen las biopelículas de los sustratos rocosos al favorecer un incremento de la diversidad de organismos autótrofos junto con una disminución de los organismos heterótrofos (27.3 ± 4 lux, Maggi et al. 2020). La exposición a LAN produce un incremento de la actividad de forrajeo del caracol *Nucella lapillus* sobre su presa *M. edulis* mientras que por otra parte LAN incrementa el riesgo de depredación de *N. lapillus* al inhibir su capacidad de detectar las señales del cangrejo depredador *Carcinus maenas* (21-22 lux, Underwood et al. 2017). La presencia de LAN tiene un impacto negativo sobre el balance energético de los depredadores como el cangrejo *Pagurus bernhardus* y el gasterópodo *Concholepas concholepas* debido a que produce un incremento del costo metabólico y una disminución de la actividad de forrajeo (30-40 lux, Velasque et al. 2023). Por otra parte, LAN modifica la fisiología de *C. concholepas* al producir un incremento del consumo de oxígeno (100 - 329 lux, Manríquez et al. 2019, 2021a).

La exposición a LAN también modifica el comportamiento de la comunidad de peces provocando un incremento de la actividad de forrajeo sobre las comunidades bentónicas, como se ha observado en el puerto de Sídney, provocando cambios sobre la composición de las comunidades al modificar las abundancias de las presas (158 ± 13 lux, Bolton et al. 2017). La presencia de LAN tiene un impacto sobre la interacción entre las larvas del pez acantúrido *Acanthurus triostegus* y el depredador el pez *Pterois radiata*. Durante el período de asentamiento la exposición a LAN condiciona la supervivencia de las larvas debido a que provoca un aumento del riesgo de depredación (90%) y la mortalidad (26%) (O'Connor et al. 2019). Por otra parte, la exposición a LAN produce un incremento de la depredación (50-55%) del pez *Perca fluviatilis* sobre el anfípodo *Gammarus fossarum* provocando una disminución de la abundancia de su presa (2 lux, Czarnecka et al. 2019). De la misma manera la exposición de LAN produce un incremento del riesgo de depredación de los juveniles del salmón *Oncorhynchus tshawytscha* debido a que provoca un incremento de la abundancia de los depredadores (0,5 – 68 lux Nelson et al. 2021).

Las estrellas de mar son uno de los depredadores más importantes de los bivalvos (Dame 2011, Gosling 2021). En nuestro país, la estrella *Meyenaster gelatinosus* es uno de los depredadores bentónicos más importantes de los ecosistemas marinos costeros de Chile (Ortiz 2003, Gaymer & Himmelmann 2008, Urriago et al. 2011). Posee una estrategia de alimentación generalista, aunque es adaptable dependiendo de la disponibilidad de presas (Dayton et al. 1977, Ortiz 2003). Estudios recientes han evidenciado que las señales de los depredadores transmitidas a través del agua son percibidas y producen respuestas de parte de sus presas como mecanismos defensivos ante el riesgo de depredación (Kats & Dill 1998, Reimer et al. 1995, Reimer 1999, Urriago et al. 2011). *Meyenaster gelatinosus* es un depredador que modifica el comportamiento de sus presas como por ejemplo produciendo eventos de escape (Dayton et al. 1977, Urriago et al. 2011, Brokordt et al. 2012, Aguilera et al. 2019, observación personal).

Los mitílidos como especies formadoras de hábitats.

Los mitílidos son una familia de especies formadoras de hábitats (52 géneros y 411 especies) esenciales de los ecosistemas marinos costeros. Los mitílidos viven arraigados al sustrato mediante bisos con los cuales conforman densas agregaciones de miles de individuos (Craeymeersch & Jansen 2019, Gosling 2021). Las agregaciones de mitílidos modifican las estructuras tridimensionales de los arrecifes proporcionando áreas de alimentación y zonas de refugio para una gran diversidad de especies como por ejemplo algas, cnidarios, nemertinos, nemátodos, poliquetos, moluscos, equinodermos, crustáceos, peces y aves (Seed 1996, Ragnarsson & Raffaelli 1999, Kirk et al. 2007, McKindsey et al. 2011, Hammond

& Griffiths 2006, Sepúlveda et al. 2016), favoreciendo el funcionamiento y la resiliencia de los ecosistemas marinos costeros (Dame 2011, van der Zee et al. 2012, van de Koppel et al. 2015). Por otro lado, las estructuras tridimensionales de los mitílidos son fundamentales para la persistencia de las comunidades marinas (Largaespada et al. 2012, Barbosa et al. 2021) ya que favorecen el reclutamiento, el incremento de la disponibilidad de alimento, la disminución de la depredación y la competencia por recursos, además de mitigar las condiciones ambientales adversas que son producidas por el movimiento del agua (Gutiérrez et al. 2003, Borthagaray & Carranza 2007, O'Donnell 2008, Donadi et al. 2013, Bertolini et al. 2018, Underwood & Jeffs 2023).

La producción de bisos de parte de los mitílidos es un aspecto fundamental para la estabilidad de estructuras que componen los bancos naturales y los sistemas de cultivo, como también para el ciclo de vida de los mitílidos (i.e. crecimiento, reproducción, supervivencia) (Waite 1992, Gosling 1992, Bell & Gosline 1997, Inoue et al. 2021). Por ejemplo, a nivel ecosistémico la producción de bisos en la mayoría de los casos favorece el aumento de la biodiversidad, la productividad y el funcionamiento de los ecosistemas marinos costeros ya que proporciona un sustrato estable en el tiempo que es utilizado por muchos organismos (Meadows et al. 1998, Norling & Kautsky 2007, Buschbaum et al. 2009, Engel et al. 2017). Las actividades biológicas de los mitílidos mediadas por la actividad de las valvas son esenciales en los ecosistemas marinos costeros ya que influyen de manera positiva a las comunidades al incrementar la biodiversidad, la productividad y las interacciones que conforman las tramas tróficas a partir del reciclamiento de nutrientes, las biodeposiciones y el aclaramiento de la columna de agua (Koivisto & Westerborn 2010, Norling & Kautsky 2007, 2008, Dame 2011, McKindsey et al. 2011). El ciclo de actividad de las valvas es fundamental para los procesos fisiológicos que están relacionados con la alimentación, la respiración y la excreción de productos metabólicos los cuales favorecen el crecimiento y la supervivencia de los individuos (Jorgensen et al. 1988, Newell et al. 2001, Gudimov 2003, Riisgard et al. 2006, Riisgard & Larsen 2015, Ballesta-Artero et al. 2017).

Los mitílidos son organismos que se encuentran mayormente activos durante la noche, presentando valvas abiertas, mantos extendidos y sifones expuestos durante la mayor parte del tiempo (Jorgensen 1996), período de tiempo en el cual incrementan la producción de los bisos (Martella 1974). Durante el día, por el contrario, los mitílidos permanecen menos activos o con las valvas menos abiertas (Ameyaw-Akumfi & Naylor 1987, Gnyubkin 2010, Coumeau et al. 2018). Comprender sobre los impactos de la luz artificial de noche (LAN) sobre las especies formadoras de hábitat como los mitílidos es esencial para predecir sus impactos en los ecosistemas marinos costeros. De igual manera comprender los potenciales

impactos de LAN sobre las interacciones entre las especies formadoras de hábitat y los depredadores es importante para entender sus efectos sobre la biodiversidad de las comunidades bentónicas. Los potenciales impactos de la luz artificial de noche sobre este grupo taxonómico podrían tener implicancias negativas sobre la estructura del hábitat al condicionar la estabilidad de las comunidades y el funcionamiento de las redes tróficas de los ecosistemas marinos costeros.

El caso de *Mytilus chilensis*

Mytilus chilensis conocido comúnmente como chorito es un bivalvo endémico de importancia ecológica y comercial que se encuentra distribuido entre el Golfo de Arauco (35°) y el norte del Cabo de Hornos (55°) (Araneda et al. 2016, Larraín et al. 2017, Gallardo-Escárate et al. 2022). Los bancos de choritos se establecen en zonas con fuertes gradientes de salinidad habitando pozas intermareales y arrecifes rocosos submareales alcanzando profundidades de hasta 25 metros (Molinet et al. 2021). En estos lugares son capaces de formar densas agregaciones o bancos compuestos de 1000-5000 individuos m² (Duarte et al. 2006, Molinet et al. 2015). El chorito *M. chilensis* es una especie gonocórica con un ciclo de vida bifásico conformado por una larva de vida libre con gran capacidad de dispersión seguido de un estado adulto sésil que vive fijado al sustrato (Toro et al. 2004a, Lagos et al. 2012, Molinet et al. 2017).

Mytilus chilensis tiene un ciclo reproductivo anual presentando desoves (e.g individuos >30 mm) principalmente durante primavera y verano, aunque también se han descrito desoves esporádicos durante las temporadas de otoño e invierno (Chaparro & Winter 1983, Winter et al. 1984, Avendaño et al. 2011, Oyarzún et al. 2011, Molinet 2014). Luego de la fecundación se desarrolla una larva planctotrófica la cual habita la columna de agua por un tiempo cercano a 20 - 45 días hasta el período de asentamiento (Toro et al. 2004b, Barría et al. 2012, Díaz et al. 2011, Campos & Landaeta 2016). Durante el asentamiento (tamaño aprox. 600-800 µm) ocurre la metamorfosis donde se inicia la excreción de las valvas dando forma a un juvenil o adulto en miniatura (Uribe & López 1980, Winter et al. 1984, Molinet et al. 2017). Las semillas de choritos de la industria son obtenidas con colectores artificiales (Molinet et al. 2017) las cuales posteriormente son mantenidas en sistemas de líneas suspendidas donde son cultivadas por un período cercano a 10 - 13 meses hasta alcanzar un tamaño de cosecha comercial de 55 mm (Díaz et al. 2011, 2014, 2019). Hasta el momento, no existen estudios que evidencien los potenciales efectos de LAN sobre esta especie.

Planteamiento del problema

Actualmente el 22% de las regiones costeras alrededor del mundo se encuentran expuestas a la luz artificial de noche (LAN, Davies et al. 2014) la cual tiene una influencia sobre el 3,1% (1.9 millones de km²), 2,7% (1.6 millones km²) y 1,4% (840 mil km²) de los ecosistemas marinos costeros considerando profundidades de 1, 10 y 20 metros, respectivamente (Smyth et al. 2021). Por ejemplo, un estudio realizado en el Golfo de Aqaba, Jordania, demostró que LAN (e.g. azul con un máximo 443 nm) proveniente de las ciudades de Eilat y Aqaba pueden propagarse a profundidades mayores a 20 metros en sitios localizados a una distancia de hasta 9,5 km de ambas ciudades (Tamir et al. 2017) mientras que en zonas aisladas del Ártico la luz artificial de noche emitida por el barco científico RV Helder Hanssen puede propagarse a profundidades mayores a 200 metros (i.e. zona mesopelágica) (Berge et al. 2020).

La urbanización de las regiones cercanas a la costa ha demostrado tener un impacto negativo sobre la abundancia y la estructura de tamaño de los individuos que componen las agregaciones de choritos, por ejemplo. en *M. galloprovincialis* la urbanización de la costa de Portugal produce una disminución del reclutamiento el cual favorece la permanencia de estructuras conformadas principalmente por individuos de mayor tamaño (Veiga et al. 2020). Estudios recientes han demostrado que las actividades antropogénicas están provocando una disminución de la abundancia de mitílidos en distintas partes del mundo (Bodkin et al. 2018, Franz et al. 2019, Haag 2019, Sun et al. 2019, Petraitis & Dudgeon 2020, Veiga et al. 2020, Baden et al. 2021, Sampaio et al. 2022, Toone et al. 2023). De manera similar durante los últimos años se ha observado una disminución de la abundancia de semillas (40%) y de los bancos naturales (86%) de *M. chilensis* que habitan el sistema Seno-Fiordo de Reloncaví, especialmente en aquellos sitios urbanizados como los alrededores de la zona sur y poblados ubicados en la cabeza del Fiordo (Lizama 2003, Molinet 2014, Molinet et al. 2015).

Los mitílidos son sensibles a los cambios de intensidad de luz los cuales perciben a través de un par de ojos branquiales o cefálicos en forma de copa ubicados en la base anterior del ctenidio (Rosen et al. 1978, Morton 2001, Robson et al. 2010, Ponder & Lindberg 2020). La capacidad de detección de los cambios en la intensidad de luz demuestra que los mitílidos son especies vulnerables a la exposición a LAN debido a que en su estado adulto son sésiles. Estudios recientes han descrito que los mitílidos son especies nocturnas las cuales se encuentran mayormente activas durante la noche, probablemente como una estrategia de coexistencia para evitar a los depredadores (Kronfeld-Schor & Dayan 2003, Holker et al. 2010, Robson et al. 2010, Gnyubkin 2010, Davies et al. 2014).

La mayoría de los sistemas de cultivo de *M. chilensis* (99%) se encuentran concentrados en la zona de Calbuco y el Archipiélago de Chiloé en la región de Los Lagos (aprox. 220 km, 41° 30' S - 43° 30' S) (Bagnara & Maltrain 2008, Santibáñez et al. 2022), principalmente en sitios que son compartidos con la industria salmonicultora (Molinet et al. 2017). Actualmente los sistemas de cultivo de salmones utilizan luces LED (e.g color verde en intensidades de 100 lux) con la finalidad de acelerar el crecimiento de los salmones además de disminuir el tiempo y los costos de producción. En este contexto evaluar los potenciales impactos de LAN sobre *M. chilensis* es relevante para predecir posibles modificaciones que puedan amenazar la estabilidad y la productividad de las estructuras que componen los bancos naturales y los sistemas de cultivo; por otra parte, determinar los potenciales impactos de LAN sobre la interacción entre *M. chilensis* y el depredador *M. gelatinosus* es fundamental para comprender los potenciales efectos de LAN sobre las tramas tróficas de los ecosistemas marinos costeros. Este es el primer estudio que evalúa los potenciales impactos de LAN sobre el ciclo de actividad diario y sobre el proceso de formación de bisos de *M. chilensis*. Este estudio hipotetiza que: (1) LAN modifica el ciclo de actividad diario, (2) LAN disminuye la producción y la resistencia de los bisos, (3) LAN tiene un efecto sobre el índice de condición y (4) LAN tiene un efecto sobre la interacción entre *M. chilensis* y la señal producida por el depredador *M. gelatinosus*.

HIPÓTESIS

Hipótesis General

LAN genera un aumento de la actividad de las valvas del chorito *Mytilus chilensis* y una disminución de la producción y de la resistencia de sus bisos de fijación al sustrato. Sin embargo, estos efectos son influenciado por la presencia de señal del depredador *Meyenaster gelatinosus*.

Hipótesis Específicas

- 1) LAN altera el ciclo de actividad diario de *M. chilensis* produciendo un aumento del período de actividad de sus valvas.
- 2) LAN tiene un impacto negativo sobre *M. chilensis* al disminuir la producción diaria y la resistencia de los bisos.
- 3) La señal del depredador *M. gelatinosus* disminuye el período de actividad de las valvas de *M. chilensis*.
- 4) La señal del depredador *M. gelatinosus* aumenta la producción diaria y la resistencia de bisos de *M. chilensis*.
- 5) LAN tiene una influencia sobre la respuesta de *M. chilensis* cuando se encuentra expuesto a la señal del depredador *M. gelatinosus*.

OBJETIVOS

Objetivo General

Determinar el efecto de LAN sobre el ciclo de actividad diario y sobre el proceso de formación de bisos del chorito *Mytilus chilensis* evaluando sus impactos cuando es expuesto a la señal del depredador *Meyenaster gelatinosus*.

Objetivos Específicos

- 1) Describir el ciclo de actividad diario de *M. chilensis* a través de la distancia de apertura de valvas en condiciones de laboratorio.
- 2) Determinar el efecto de LAN sobre el ciclo de actividad diario de *M. chilensis*.
- 3) Cuantificar el impacto de LAN sobre la producción diaria y la resistencia de los bisos de *M. chilensis*.
- 4) Evaluar el efecto de la señal de depredador *M. gelatinosus* sobre el ciclo de actividad diario de *M. chilensis*.
- 5) Evaluar el efecto de la señal del depredador *M. gelatinosus* sobre la producción diaria y la resistencia de bisos de *M. chilensis*.
- 6) Determinar la respuesta de *M. chilensis* cuando es expuesto a LAN y a la señal del depredador *M. gelatinosus* evaluando el ciclo de actividad diario y el proceso de formación de bisos.

MÉTODOS

El estudio descrito a continuación fue realizado en el marco de investigación anual del proyecto GAME y en colaboración con estudiantes de diferentes universidades alemanas (Universität Rostock, Universität Hamburg, Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, Eberhard Karls Universität Tübingen, Christian-Albrechts Universität Kiel) y distintas universidades alrededor del mundo (Universidades Técnica Do Atlântico, Hokkaido University, University Centre Of The Westfjords, Åbo Akademi University, Universiti Sains Malaysia, Instituto de Investigaciones Marinas). El proyecto estuvo compuesto principalmente de 3 etapas: la 1^{era} etapa ocurrida en el mes de marzo correspondió a una discusión general sobre el planteamiento de hipótesis y sobre los aspectos relacionados al diseño experimental de los experimentos, la 2^{da} etapa ocurrida entre abril y septiembre consistió en la ejecución de 2 experimentos los cuales fueron realizados simultáneamente en las instalaciones de la Estación de Biología Marina de la Universidad Católica de la Santísima Concepción. La 3^{era} etapa ocurrida entre octubre y diciembre contempló la realización de una pasantía por un período de dos meses y medio en el Instituto GEOMAR, Kiel, Alemania, donde fueron analizados los resultados de los experimentos a nivel global. Durante la etapa final de la pasantía se realizó una presentación de los resultados en distintas universidades de la región norte de Alemania (i.e. Kiel, Rostock, Hamburg, Oldenburg).

2.1 GAME (Global Approach Modular Experiments)

El proyecto GAME es un programa de entrenamiento científico perteneciente al Instituto GEOMAR localizado en Kiel, Alemania. El programa se compone de un enfoque comprensivo e interdisciplinario para el estudio del cambio climático y sus impactos en los ecosistemas marinos costeros. El objetivo del programa es comprender a nivel global las respuestas de los ecosistemas marinos a los cambios en las condiciones ambientales a través de la ejecución de experimentos idénticos en diversas regiones del mundo. Durante este año los países participantes fueron Cabo Verde, España, Finlandia, Islandia, Japón, Malasia y Chile. El proyecto GAME contempla el alcance de sus objetivos a través del trabajo en equipo realizado por un estudiante alemán y un estudiante local de cada país.

Descripción de los experimentos

Durante este estudio se realizaron dos experimentos de manera simultánea en condiciones controladas de laboratorio. Los experimentos se realizaron en las instalaciones de la Estación de Biología Marina (36° 45' 38,3"S, 73°10' 28,5"W) durante el mes de agosto de 2022. La duración del primer experimento fue de 25 días mientras que el segundo experimento tuvo una duración de 28 días. Durante ambos experimentos los individuos fueron expuestos a LAN por un período total de 16 días. Durante los experimentos se evaluaron los efectos de LAN y la señal del depredador (SD) *M. gelatinosus* sobre la distancia de apertura de valvas, la producción de bisos, la resistencia de bisos y sobre el índice de condición de *M. chilensis* (ver Variables respuestas). Los niveles de intensidad de LAN utilizados en ambos experimentos fueron representativos de acuerdo con la intensidad de luz registrada sobre la superficie del pavimento que sostiene los postes del alumbrado público (10-40 lux, Gaston et al. 2017) mientras que los niveles de señal de depredador *M. gelatinosus* correspondieron a la presencia o ausencia de señales transmitidas a través efluentes provenientes del acuario donde estuvieron contenidos los depredadores.

Experimento 1: Los efectos de Luz Artificial de Noche sobre *M. chilensis*

El primer experimento ($n = 36$ individuos) tuvo como objetivo evaluar los potenciales impactos de LAN sobre el ciclo de actividad de las valvas, el proceso de formación de bisos, y sobre el índice de condición de *M. chilensis*. Los potenciales efectos de LAN fueron evaluados utilizando un diseño experimental de dos factores (Gotelli & Ellison 2013). Para este experimento fueron considerados dos factores, la luz artificial de noche conformado por tres niveles de intensidad (0, 15, 30 lux, respectivamente) y el tiempo de exposición a LAN. El tiempo de exposición a LAN estuvo representado por los días en que fueron realizadas las mediciones de las variables respuestas. Los niveles de LAN fueron recreados en tres bandejas (i.e. un tratamiento o un nivel de LAN por bandeja (Figura 1).

- (1) Tratamiento 1: Día (2700 lux) / Luz artificial de Noche (0 lux)
- (2) Tratamiento 2: Día (2700 lux) / Luz artificial de Noche (10 lux)
- (3) Tratamiento 3: Día (2700 lux) / Luz artificial de Noche (30 lux)

Experimento 2: Los efectos de la señal del depredador *M. gelatinosus* en escenarios de LAN

El segundo experimento ($n = 48$ individuos) tuvo como objetivo evaluar los potenciales impactos de LAN sobre la interacción entre *M. chilensis* y la señal del depredador *M. gelatinosus*. Los potenciales efectos

de SD y LAN fueron evaluados utilizando un diseño experimental cruzado de dos factores (Gotelli & Ellison 2013). Para este experimento los factores correspondieron a SD, LAN y el tiempo de exposición a LAN. LAN y SD fueron representados por dos niveles. Los niveles de SD fueron presencia o ausencia de señal mientras que los niveles de LAN estuvieron representados por intensidades de 0 y 30 lux. Por otro lado el tiempo de exposición a LAN estuvo representado por los días en que fueron realizadas las mediciones de las variables respuestas (Figura 1).

- (1) Tratamiento 1: Día (2700 lux) / Luz artificial de Noche (0 lux) .
- (2) Tratamiento 2: Día (2700 lux) / Luz artificial de Noche (0 lux) + señal de *M. gelatinosus*
- (3) Tratamiento 3: Día (2700 lux) / Luz artificial de Noche (30 lux)
- (4) Tratamiento 4: Día (2700 lux) / Luz artificial de Noche (30 lux) + señal de *M. gelatinosus*.

La señal del depredador *M. gelatinosus* fue escogido para este estudio luego de comprobar que en condiciones de laboratorio se alimentan sobre *M. chilensis*. Durante el segundo experimento la SD suministrada a las unidades experimentales fue obtenida a partir del acuario donde fueron mantenidos los depredadores (100 mL). La SD fue introducida a las UEs utilizando una probeta de 50 mL ($\pm 0,1$ mL). La SD solo fue introducida a las unidades experimentales (UEs) los días en que fueron realizadas las mediciones. La SD fue suministrada a las UEs a las 14:00 horas. Para el conteo de bisos la señal de depredador fue suministrada luego de cortar los bisos de los individuos (ver Variables respuestas).

2.2 Trabajo en terreno

Los individuos de chorito *M. chilensis* (N = 196) fueron obtenidos en un mercado local de Concepción (28 de Julio) provenientes de un centro de cultivo ubicado en el Estero Chope cerca de la localidad de Calbuco, ubicado en la boca del Seno de Reloncaví (41° 48' 31,4"S, 73° 05' 23,2"W) donde fueron cosechados el 26 de Julio. Los individuos de *M. gelatinosus* (n = 2) fueron recolectados en arrecifes rocosos submareales en las cercanías de la localidad de Lengua, Concepción (36° 45' 20,1"S, 73° 10' 15,3"W). Los individuos de *M. chilensis* y los depredadores fueron trasladados hacia la Estación de Biología Marina Abate Juan Ignacio Molina (36° 45' 38,3"S, 73°10' 28,5"W) donde fueron acondicionados para los experimentos posteriores. Durante los experimentos solo fue registrada una mortalidad de 4 individuos (2%) desde el acuario de acondicionamiento.

2.3 Condiciones de Laboratorio

Los experimentos fueron realizados en un laboratorio ($6 \times 4 = 24 \text{ m}^2$) con acceso a agua de mar fresca de la bahía de San Vicente, con fuentes de electricidad, sistema de aireación continuo y bandejas donde fueron montados los experimentos. El laboratorio fue equipado con 7 bandejas ($1 \times 2 \times 0,25 \text{ m} = 0,5 \text{ m}^3$) de fibra de vidrio con capacidad de volumen de 500 L. Las bandejas fueron utilizadas para representar los diferentes tratamientos de luz (i.e. 1 bandeja para cada tratamiento). Las bandejas fueron rellenas con 200 L de agua de mar con el objetivo de evitar potenciales sesgos causados por gradientes de temperatura entre las unidades experimentales ($12,23 \pm 0,62 \text{ }^\circ\text{C}$) dentro de la superficie de cada bandeja. Por otro lado, dentro del laboratorio fue instalado un recipiente azul de polietileno de 200 L para la acumulación de agua fresca de mar la cual fue utilizada posteriormente para el recambio de agua de los acuarios. El agua de mar contenida en este recipiente fue aireada constantemente con piedras difusoras adosadas en el fondo conectadas al sistema de provisión de aire de la Estación de Biología Marina a partir de una bomba de aire industrial. Las dependencias del laboratorio fueron oscurecidas posteriormente con bolsas plásticas negras con el objetivo de impedir la entrada de luz desde el exterior del laboratorio (Figura 1).

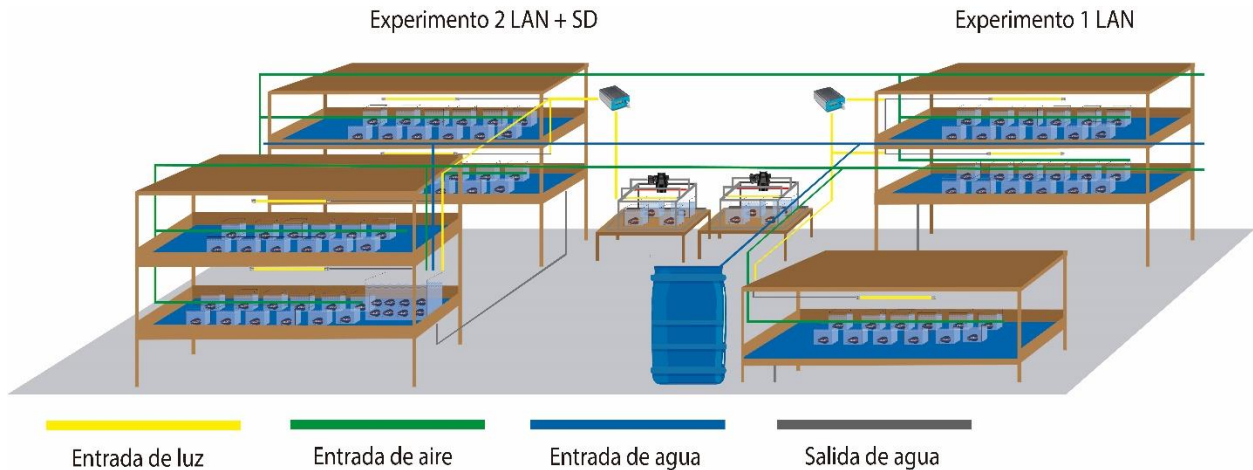


Figura 1. Esquema de la disposición espacial de los experimentos en el laboratorio perteneciente a la Estación de Biología Marina. Los tratamientos fueron dispuestos en distintas bandejas mientras que las cámaras de registro fotográfico y el recipiente de acumulación de agua fueron dispuestos en la parte central del laboratorio. Debido a las limitaciones de espacio el acuario de acondicionamiento fue dispuesto dentro de una bandeja mientras que el acuario de los depredadores fue dispuesto en otro laboratorio.

2.4 Trabajo en laboratorio

Etapa de acondicionamiento

Los ejemplares de *M. chilensis* fueron limpiados cuidadosamente con un cepillo para la remoción de los organismos epibiontes y restos de bisos presentes en las valvas. Posteriormente los ejemplares fueron transferidos a un acuario de polipropileno transparente de 64 L (81 x 40 x 20 cm) relleno con 48 L de agua de mar fresca no filtrada. El tiempo de permanencia de los ejemplares en el acuario de acondicionamiento estuvo ajustado a aspectos logísticos respecto al número de instrumentos disponibles para las mediciones de las variables respuestas. Los individuos fueron acondicionados por un período mínimo de 72 horas y un máximo de 360 horas. El tiempo promedio de permanencia en el acuario de acondicionamiento de los individuos del primer experimento fue $6,5 \pm 3,60$ días mientras que el tiempo de aclimatación promedio de los individuos del segundo experimento fue $8,0 \pm 4,47$ días. El agua de mar del acuario de acondicionamiento fue renovada cada 24 horas con agua de mar fresca obtenida de la bahía de San Vicente.

Durante el desarrollo de los experimentos los ejemplares de *M. gelatinosus* ($n = 2$) fueron mantenidos en un recipiente de polietileno de alta densidad azul de 200 L relleno con 120 L de agua de mar fresca filtrada ($0,45 \mu\text{m}$). El recipiente de los depredadores fue mantenido con aireación constante. Los depredadores no fueron alimentados durante el desarrollo de los experimentos para evitar una respuesta asociada a señales generadas por daños de conespecíficos (Reimer 1999). El agua de mar contenida en el acuario de acondicionamiento durante los experimentos fue renovada en intervalos de 48 horas con agua de mar fresca filtrada obtenida de la bahía de San Vicente.

Unidad experimental (UE)

Diariamente fueron seleccionados aleatoriamente 8 individuos de *M. chilensis* a partir del acuario de acondicionamiento la elaboración de las unidades experimentales. Los individuos fueron medidos (Longitud total, LT) con un pie de metro análogo ($\pm 0,01$ mm), y pesados (Peso húmedo, PH) utilizando una balanza de precisión modelo GR200 ($\pm 0,01$ g, A&D, China). La longitud total de los individuos consideró la distancia entre el umbo y el borde distal de las valvas. Los individuos fueron introducidos individualmente en acuarios de polipropileno transparente de 3 litros (20 x 12 x 13 cm) dentro de vasos de poliestireno transparentes. Los vasos transparentes fueron utilizados para disponer a los ejemplares con la zona dorsal orientada hacia la superficie del agua con el objetivo de facilitar los registros de las

distancias de apertura de valvas (ver variables respuestas). Los acuarios fueron rellenados con 2 L de agua de mar fresca filtrada (0,45 μm).

Realizadas las 8 unidades experimentales (UE), una serie de 4 UE fue ingresada diariamente a cada experimento hasta alcanzar un total de 3 series (i.e. 12 UEs) por cada tratamiento. La secuencia de ingreso de las UEs a la fase de experimentación estuvo condicionado al número de cámaras fotográficas disponibles para registrar el ciclo de actividad diario de los individuos (Figura 1, ver Descripción de los experimentos). Durante los experimentos los ejemplares de las UEs fueron alimentados una vez al día con 1 mL de microalgas Phytogold S, Brightwell Aquatics, Estados Unidos) (Castillo et al. 2017) para alcanzar una concentración de 100000 células mL^{-1} por acuario correspondiente al 2% del peso seco de los individuos. El horario de alimentación fue elegido aleatoriamente dentro del intervalo de tiempo comprendido entre las 12:00 y 18:00 horas. Las microalgas fueron suministradas utilizando una micropipeta ($\pm 0,01 \mu\text{L}$). Las UEs fueron aireadas continuamente durante los experimentos con piedras difusoras conectadas al sistema de provisión de aire industrial de la Estación de Biología Marina. Por otro lado, con el objeto de evitar la acumulación de desechos metabólicos el agua de las UEs fue renovada cada 72 horas. Durante los experimentos las UEs estuvieron expuestas a los ciclos de luz diarios y LAN por un tiempo total de 16 días consecutivos.

Sistemas de iluminación, ciclos de luz y luz artificial de noche (LAN).

Los escenarios de LAN y los ciclos de luz diario de cada experimento fueron recreados con un sistema de iluminación conformado a partir de luces LED, reguladores y fuentes de energía. Los ciclos de luz diarios fueron recreados utilizando luces de emisión de diodos (LED) de color blanco de amplio espectro modelo eco+ SKY 6500K (400-700 nm, máximo 450 nm, 80 cm, 25 W, LEDaquaristik, Alemania). Las intensidades de luz de los ciclos diarios de luz, el período de LAN, y los horarios de encendido y apagado entre los períodos de luz y oscuridad fueron configurados utilizando un regulador de intensidad modelo Sunriser 4+ (180 W, LEDaquaristik, Alemania). Los sistemas de iluminación fueron alimentados con dos fuentes de energía de 12 V (35 W, LEDaquaristik, Alemania) (Figura 1). Durante este estudio se utilizó el lux como unidad de medida para LAN y los ciclos de luz, el lux es definido como el flujo luminoso que es recibido por un área determinada (Gaston et al. 2017).

Las luces fueron instaladas a 35 cm por sobre la superficie del agua de las bandejas (i.e., 1 luz = 1 bandeja = 1 tratamiento). La condición de día fue simulada utilizando el máximo nivel de intensidad de luz de cada LED. El máximo nivel de intensidad de luz estuvo determinado por la máxima capacidad de luminosidad

(ca. 2700 lux). Los intervalos de tiempo (i.e. horas) con relación a los períodos de día y noche estuvieron determinados por los horarios locales de salida y puesta de Sol del sitio de estudio y en concordancia con el fotoperíodo de invierno austral (UTC-4). Por lo anterior, el intervalo de tiempo correspondiente al período de día estuvo comprendido entre las 08:00 y 18:00 horas (10 horas) mientras que el horario asociado al período de noche ocurrió en el intervalo de tiempo ocurrido entre las 18:00 y 08:00 horas (14 horas). Los niveles de intensidad de luz emitidos por las luces fueron monitoreados durante los experimentos con sensores de luz y temperatura modelo HOBO Pendant MX ($\pm 10\%$, Onset Company, Estados Unidos). De la misma manera en el exterior de la Estación de Biología Marina ($36^{\circ} 45' 38,5''S$, $73^{\circ}10' 27,4''W$) fue instalado un sensor HOBO Pendant MX con el objetivo de medir los niveles de intensidad de los ciclos diarios de luz y las variaciones de temperatura de la bahía de San Vicente durante el desarrollo de los experimentos. Los sensores HOBO fueron configurados previamente para obtener registros cada 10 minutos.

Variabes respuestas

Las variables respuestas consideradas para evaluar los impactos de LAN sobre el ciclo de actividad diario de las valvas y la formación de bisos de *M. chilensis*, y sus potenciales consecuencias sobre las interacciones con la señal del depredador *M. gelatinosus* correspondieron a (1) distancia de apertura de valvas (DAV %), (2) producción de bisos (número de bisos $\text{ind}^{-1} \text{ día}^{-1}$), (3) resistencia de bisos (Newton/número de bisos) y el (4) índice de condición (%) (Freeman 1974).

(1) La distancia de apertura de valvas (DAV) fue utilizada como proxy del ciclo de actividad diario de *M. chilensis*. La DAV de los individuos fueron medidas durante los días de exposición a LAN 1 y 14. La DAV fue obtenida a mediante un registro fotográfico por un período de 24 horas. Las fotografías de las distancias de las valvas de los individuos fueron registradas utilizando una cámara digital Lumix FZ3300 (Panasonic, Japón). Las fotografías fueron realizadas cada 15 minutos obteniéndose un total de 96 fotos por individuo (i.e. UE). Los registros fotográficos comenzaron a las 12:00 horas finalizando a las 12:00 horas del día siguiente. Las fotografías de los individuos expuestos a 0 lux durante la noche fueron obtenidas con una luz roja modelo eco+ LED 620 nm (580-680 nm, máximo 625 nm, 15 W, 50 cm, LEDaquaristik, Alemania) utilizando una intensidad <10 lux. La DAV fue estimada midiendo la máxima distancia de apertura entre las valvas observada en las fotos utilizando el programa ImageJ versión 1.53 (<https://imagej.nih.gov/ij/>). Las mediciones de DAV de los individuos fueron transformadas a porcentajes (DAV %). La máxima distancia de apertura de valvas por individuo correspondió al 100% de su apertura máxima expresadas

como porcentaje de la apertura mayor registrada para cada individuo. La distancia de apertura de valvas de los individuos del tratamiento control fueron utilizadas para describir en condiciones de laboratorio el ciclo de actividad diario de *M. chilensis*.

(2) La producción de bisos (número de bisos $\text{ind}^{-1} \text{ día}^{-1}$) fue obtenido a partir del número de bisos que fueron producidos por cada individuo luego de un período de 24 horas. El número de bisos producidos fue contabilizado durante el tercer día, el séptimo día y el día 14 de exposición a LAN. Los bisos de los individuos fueron removidos con tijeras cuidadosamente evitando generar posibles daños en el pie y en la glándula secretora de bisos (i.e 24 horas antes de cada medición). Los bisos fueron removidos y/o contabilizados a las 13:00 horas. (3) La resistencia de los bisos fue evaluada a partir de la relación Newton/número de bisos luego de 16 días de exposición a LAN. Para esto, los ejemplares de las UEs fueron desprendidos desde el fondo de cada acuario aplicando una fuerza perpendicular ascendente en relación con el fondo del acuario (Reimer & Tedengren 1997, Reimer & Harms-Ringdahl 2001). La magnitud de la fuerza (i.e., Newton) que fue requerida para desprender cada individuo de su acuario fue registrada utilizando un dinamómetro análogo. Por último, (4) el índice de condición (%) de *M. chilensis* fue obtenido luego de finalizar los experimentos mediante la fórmula: $IC = \text{PSB} / \text{PSV} * 100$, en donde PSB = peso seco de la biomasa, PSV = peso seco de las valvas (Freeman 1974, Padín et al. 2021). Los valores de PSB y PSV de los individuos fueron obtenidos mediante una horno modelo JSMF (JS Research Inc., Corea del Sur) donde permanecieron por un tiempo continuo de 48 horas a una temperatura constante de $70 \pm 3 \text{ } ^\circ\text{C}$.

Condiciones ambientales del sitio de estudio y del laboratorio

Durante el desarrollo de los experimentos fueron monitoreadas diariamente las condiciones de temperatura ($\pm 0,1^\circ\text{C}$), oxígeno disuelto ($\pm 0,01 \text{ mg L}^{-1}$) y niveles de salinidad ($\pm 0,01 \text{ UPS}$) del agua de mar de la bahía de San Vicente, de las unidades experimentales, y de los acuarios de acondicionamiento y depredadores con un sensor multiparamétrico modelo HI98195 (Hanna Instruments, Estados Unidos) y un sensor de oxígeno modelo WTW Oxi 3310 (Xylem Analytics, Estados Unidos). Las mediciones de las condiciones ambientales fueron realizadas diariamente en el horario correspondiente al intervalo de tiempo comprendido entre las 11:00 y 12:00 horas.

2.5 Análisis estadísticos

Ciclo de actividad diario de *M. chilensis*

El ciclo de actividad diario a partir de la DAV (%) fue comparado con pruebas *t* pareadas donde las distancias de las valvas de los individuos fueron contrastadas comparando la actividad de las valvas entre al período de día (08:00 - 18:00 horas) y el período de noche (18:00 - 08:00 horas). El ciclo de actividad diario de *M. chilensis* obtenido a partir de la DAV (%) fue evaluado a partir de las respuestas presentadas por UEs que no fueron expuestas a intensidades de LAN, es decir en condiciones de 0 lux de durante la noche.

Experimento 1: Los efectos de Luz Artificial de Noche sobre *M. chilensis*

La distancia de apertura de valvas (DAV %) y el número de bisos producidos por los individuos expuestos a distintas intensidades de LAN fueron comparadas separadamente utilizando un ANOVA de una-vía o Kruskal-Wallis. Las medidas repetidas en el tiempo correspondiente a las DAV (%) de los individuos expuestos a distintos niveles de LAN fueron comparadas utilizando modelos lineales mixtos (MLM). Las medidas repetidas relacionadas a la producción de bisos fueron comparadas utilizando modelos lineales generalizados mixtos (GLMM) (Bolker et al. 2019). Para cada modelo la respuesta de cada uno de los individuos fue considerado como un factor de efecto aleatorio. La resistencia de los bisos, el peso seco de la biomasa, el peso seco de valvas y el índice de condición (%) fueron contrastados separadamente utilizando modelos lineales generalizados (GLM). En cada uno de los modelos LAN correspondió a un factor de efecto fijo conformado por tres niveles de intensidad de LAN (0, 10 y 30 lux, respectivamente) mientras que el tiempo de exposición a LAN (i.e. factor de efecto fijo) estuvo representado por los días en que fueron evaluadas las variables respuestas. (Tabla 1).

Experimento 2: Los efectos de LAN sobre la interacción entre *M. chilensis* y la señal del depredador *M. gelatinosus*

La distancia de apertura de valvas (DAV%) y el índice de condición (%) de los individuos expuestos a SD y LAN fueron comparados utilizando un ANOVA de dos-vías o Kruskal-Wallis. Las medidas repetidas en el tiempo correspondiente a las DAV (%) de los individuos expuestos a distintos niveles de SD y LAN fueron comparadas utilizando modelos lineales mixtos (MLM). Las medidas repetidas de la producción de bisco de los individuos fueron comparadas con modelos lineales generalizados mixtos (GLMM) (Bolker et al.

2019). Para cada modelo la respuesta de cada individuo fue considerada como un factor de efecto aleatorio. Por último, la resistencia de los bisos, el peso seco de la biomasa y el peso seco de las valvas fueron comparados separadamente con modelos lineales generalizados (GLM); por otra parte, el índice de condición de *M. chilensis* fue comparado con ANOVA de dos-vías. En cada uno de los modelos SD y LAN fueron considerados factores de efecto fijo con dos niveles (LAN: 0 - 30 lux, SD: presencia - ausencia) mientras que el tiempo de exposición a LAN (i.e. factor de efecto fijo) estuvo representado por los días en que fueron evaluadas las variables respuestas (Tabla 1).

Relaciones morfométricas

Las variables de longitud total (LT) y peso húmedo (PH) de los individuos, previo al inicio y luego de finalizado los experimentos fueron comparados utilizando una prueba pareada de *t*. El grado o fuerza de relación entre las variables LT y el PH fue estimado mediante correlaciones de Pearson o Spearman. Posteriormente se ajustaron modelos de regresión lineal entre ambas variables. El supuesto de normalidad de cada variable fue evaluado mediante la prueba de Shapiro-Wilk mientras que el supuesto de homocedasticidad de varianza fue evaluado a través de la prueba de Fligner-Killeen.

Condiciones ambientales del sitio de estudio y del laboratorio

El grado o fuerza de relación entre las variables intensidad de luz (lux) y la temperatura (°C) registradas en el exterior de la Estación de Biología Marina fue estimado mediante correlaciones de Spearman. Las condiciones ambientales de temperatura ($\pm 0,1^{\circ}\text{C}$), oxígeno disuelto ($\pm 0,01 \text{ mg L}^{-1}$) y niveles de salinidad ($\pm 0,01 \text{ UPS}$) del agua de mar de la bahía de San Vicente (BSV), de las unidades experimentales (UEs), y también de los acuarios de acondicionamiento (AA) y depredadores (AD) fueron contrastados utilizando modelos lineales generalizados (GLM). En estos modelos los factores fijos considerados correspondieron al sitio de medición representado por 4 niveles (i.e. BSV, UEs, AA y AD) y el tiempo de duración de los experimentos representado por 4 niveles correspondiente al número de semanas en que los individuos estuvieron en el laboratorio.

Tabla 1. Descripción del diseño experimental, factores, niveles, variables respuestas y modelos estadísticos utilizados para evaluar el efecto de la luz artificial de noche (LAN) sobre *M. chilensis* en respuesta a la señal del depredador *M. gelatinosus*.

Tiempo de exposición		16 Días	
Diseño Experimental		Análisis estadísticos	
	Factores (niveles)	Variables repuestas	Modelos
Experimento 1 Luz Artificial de Noche	Intensidad de LAN (0, 10, 30 lux)	Distancia entre valvas ¹	Modelos Lineales mixtos ¹
		Producción de bisos ²	Modelos Lineales Generalizados Mixtos ²
		Resistencia de bisos ³	Modelos Lineales Generalizados ³
		Índice de condición ³	
Experimento 2 Señal de <i>M. gelatinosus</i> Luz Artificial de Noche	Señal (ausencia, presencia)	Distancia entre valvas ¹	Modelos Lineales mixtos ¹
		Producción de bisos ²	Modelos Lineales Generalizados Mixtos ²
	Intensidad de LAN (0, 30 lux)	Resistencia de bisos ³	Modelos Lineales Generalizados ³
		Índice de condición ⁴	ANOVA de dos-vías ⁴

RESULTADOS

Los resultados de este estudio demostraron que la luz artificial de noche (LAN) disminuyó la producción de bisos de *M. chilensis* en un 30%, mientras que la interacción producida entre la señal del depredador *M. gelatinosus*, la exposición a LAN, y el tiempo de exposición a LAN alteró el ciclo de actividad diario de *M. chilensis*. A nivel global los resultados de los experimentos GAME son relevantes ya que demostraron que LAN tiene un efecto sobre la producción de bisos de los mitílidos estudiados considerando las observaciones obtenidas para *M. edulis* en Islandia, *M. galloprovincialis* en España, *Mytilus* sp. en Japón, *P. viridis* en Malasia y *M. chilensis*. Durante los experimentos no se observaron diferencias significativas para la resistencia de bisos y el índice de condición de *M. chilensis* demostrando que la exposición a LAN y la presencia de la señal del depredador *M. gelatinosus* no fue relevante en ambas variables. No obstante, solo en el caso de *M. galloprovincialis* se observó un efecto de LAN sobre la resistencia de bisos la cual disminuyó en un 30%.

Sobre el ciclo de actividad diario de *M. chilensis*

Durante el inicio de los experimentos no se encontraron diferencias significativas cuando fueron comparados las distancias de apertura de valvas (DAV %) de los individuos entre los períodos de día y noche ($t = 0,867$, $GL = 1$, $P = 0,395$) demostrando que la DAV (%) de *M. chilensis* fue similar entre el período de día ($48,0 \pm 21,4\%$) y el período de noche ($43,6 \pm 19,7\%$). La DAV (%) durante el inicio de los experimentos estuvo entre 16,6 y 76,6% durante el período de día y entre 0,0 y 77,4% durante el período de noche (Figura 2, Tabla 2).

Sin embargo, durante el final de los experimentos se encontraron diferencias significativas en la DAV (%) de los individuos entre los períodos de día y de noche ($t = 5,244$, $GL = 1$, $P < 0,01$). La DAV (%) durante el final de los experimentos fue mayor en el período de día (44,2%) en comparación con el período la noche (19,5%). Durante el período de día la DAV (%) de los individuos estuvo entre 9,8% hasta 78,5% mientras que durante el período de noche la DAV (%) estuvo entre 0,0 hasta 55,3%. Los resultados obtenidos durante ambos experimentos a partir de la DAV (%) demostraron que *M. chilensis* es una especie que en condiciones de laboratorio se encuentra principalmente activa durante el período de día (08:00 – 18:00 horas).

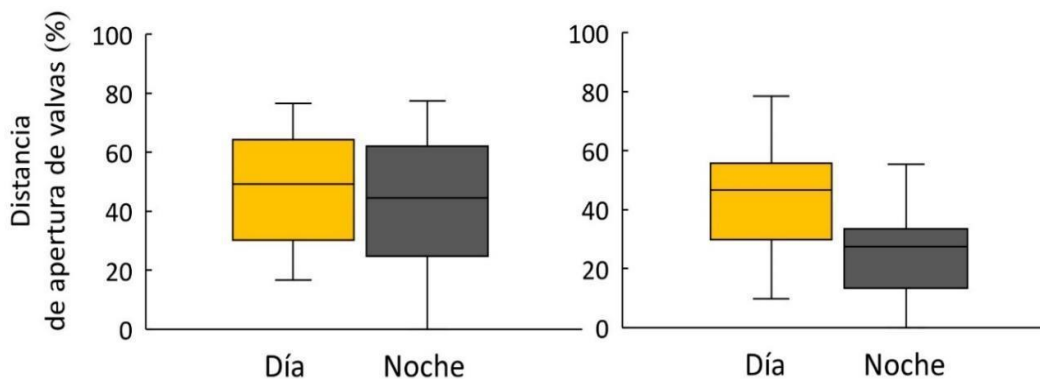


Figura 2. Distancia apertura de valvas de *M. chilensis* obtenida a partir de los individuos del tratamiento control. Las distancias de apertura de valvas fueron monitoreadas cada 15 minutos por un período de 24 horas durante el día 1 (izquierda) y el día 14 (derecha).

Tabla 2. Distancia de apertura de valvas de *M. chilensis* registradas para el tratamiento control de ambos experimentos. La distancia de apertura de valvas de los individuos fue evaluada con individuos expuestos durante la noche a 0 lux. DE = desviación estándar, IC = intervalo de confianza (95%).

	Período	DAV (%)	Media	DE	IC
Día 1	Día	16,6 – 76,6	48,0	19,7	7,9
	Noche	0,0 – 77,4	43,6	21,4	8,6
Día 14	Día	9,8 – 78,5	40,5	19,9	8,0
	Noche	0,0 – 55,3	19,5	16,8	8,0

Experimento 1: LAN en el ciclo de actividad diario de *M. chilensis*

Durante el primer experimento no se encontraron diferencias significativas para el ciclo de actividad diario cuando fueron comparadas las respuestas de los individuos expuestos a distintas intensidades de LAN ($\chi^2 = 0,061$, $P = 0,815$). Del mismo modo no se encontró un efecto significativo de la interacción entre LAN y el tiempo sobre el ciclo de actividad diario ($\chi^2 = 0,0004$, $P = 0,984$). De forma muy interesante se encontró un efecto del tiempo sobre el ciclo de actividad diario de *M. chilensis* cuando fueron comparadas las respuestas de los individuos entre el inicio y el final del experimento. ($\chi^2 = 27,722$, $P < 0,01$) (Figura 3, Tabla 3).

Durante el inicio del primer experimento no se encontraron diferencias significativas en la DAV (%) de los individuos que fueron expuestos a distintas intensidades de LAN ($F_{\text{día 1}} = 0,101$, $P = 0,905$). De igual manera durante el final del primer experimento no se encontraron diferencias significativas en la DAV (%) entre

los individuos que fueron expuestos a distintas intensidades de LAN ($F_{\text{día 14}} = 0,572$, $P = 0,573$) (Figura 3, Tabla 3).

Tabla 3. Modelos Lineales Mixtos (MLM) para el ciclo de actividad diario de *M. chilensis* durante el primer experimento. La distancia de apertura de valvas de los individuos fue evaluada durante el día 1 y el día 14 de exposición a LAN.

MLM	Chi ²	GL	Pr(> Chi ²)
Luz artificial de noche	0,061	1	0,805
Días	27,722	1	< 0,01
LAN * Días	0,0004	1	0,984

Durante el inicio del primer experimento se observó una menor variabilidad de DAV (%) sobre los individuos expuestos a 30 lux en comparación con los individuos expuestos a intensidades de 0 lux y 10 lux (Figura 4, Tabla 4). Durante el inicio del primer experimento se observó un patrón de actividad similar entre los individuos que fueron expuestos a distintas intensidades de LAN. Se observaron dos períodos de mayor actividad o distancia de apertura de valvas, el primero período ocurrió luego del atardecer entre las 18:00 y 22:00 horas y el segundo período posterior al amanecer entre las 08:00 y 10:00 horas. El período de menor actividad relacionado a una menor DAV fue observado en todos los niveles de intensidad de LAN durante el intervalo de tiempo comprendido entre las 04:00 hasta las 08:00 horas (Figura 4, Figura 5).

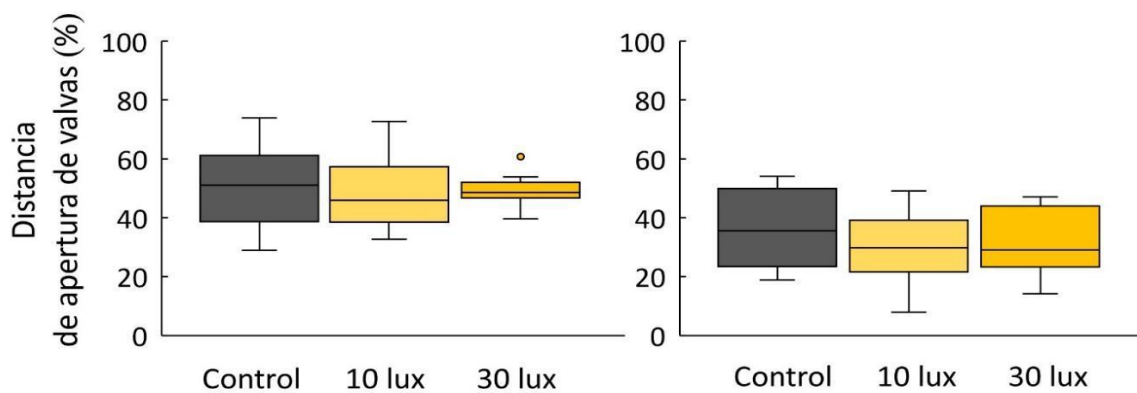


Figura 3. Distancia de apertura de valvas de *M. chilensis* durante el primer experimento. Las distancias de apertura de valvas fueron monitoreadas cada 15 minutos por un período de 24 horas durante el día 1 (izquierda) y el día 14 (derecha) de exposición a LAN. El círculo de color amarillo indica la presencia de valores atípicos.

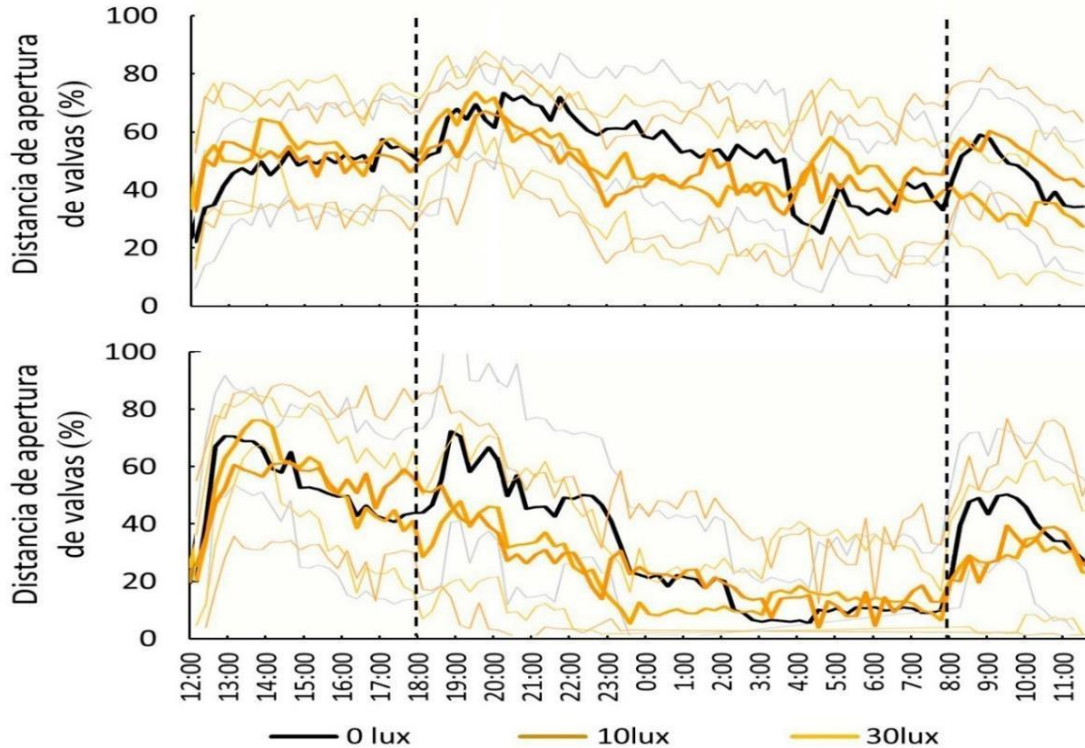


Figura 4. Ciclo de actividad diario de *M. chilensis* observado durante el primer experimento. El ciclo de actividad diario fue monitoreado durante el día 1 (arriba) y el día 14 (abajo) de exposición a LAN. Las líneas de colores suaves corresponden al intervalo de confianza del 95% representado para cada nivel de intensidad de LAN. Las líneas punteadas negras verticales indican el momento del anochecer (18:00 horas) y el amanecer (08:00 horas) según el horario local (UTC-4).

Tabla 4. Mediciones de la distancia de apertura de valvas de *M. chilensis* durante el primer experimento. La distancia de apertura de valvas fue registrada durante el día 1 y durante el día 14 de exposición a LAN. DE = desviación estándar, IC = intervalo de confianza (95%).

	Tratamientos	Período	DAV (%)	Media	DE	CI
Día 1	0	Día	23,7 – 58,9	46,8	19,1	10,8
		Noche	26,5 – 72,6	52,8	15,7	8,9
	10	Día	28,8 – 64,0	46,3	10,7	7,1
		Noche	35,3 – 72,7	49,9	17,4	9,8
	30	Día	33,8 – 60,1	51,1	15,1	8,6
		Noche	32,7 – 66,6	47,3	8,7	4,9
Día 14	0	Día	19,8 – 71,0	47,3	15,8	8,9
		Noche	5,0 – 72,7	28,0	14,3	8,1
	10	Día	19,8 – 76,7	43,6	18,4	10,4
		Noche	4,9 – 48,0	20,21	18,5	10,5
	30	Día	19,4 – 61,5	44,5	14,2	7,8
		Noche	3,4 – 53,6	22,6	15,0	8,5

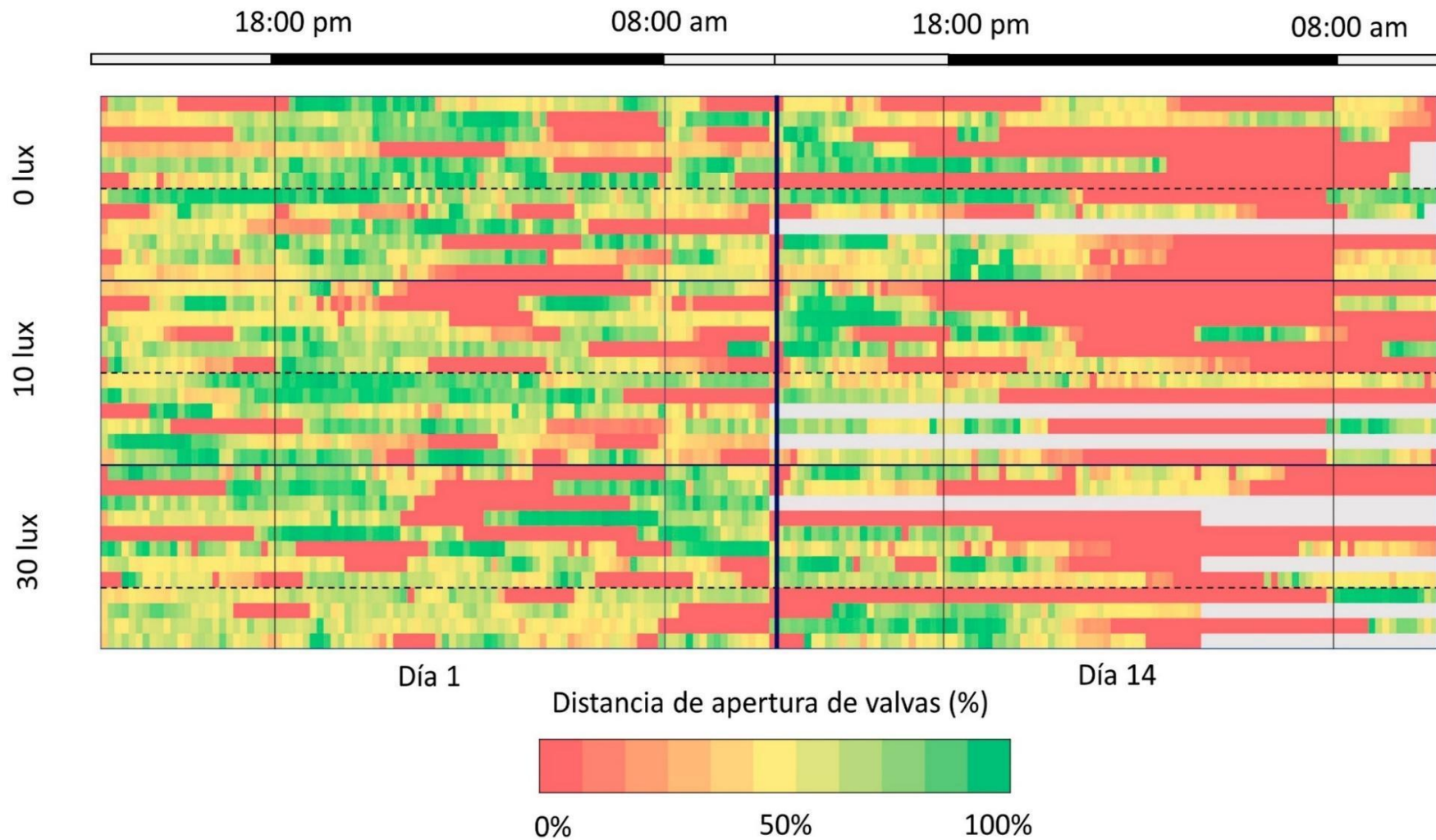


Figura 5. Mapa de calor para el ciclo de actividad diario obtenido partir de la distancia de apertura de las valvas (%) de *M. chilensis* durante el primer experimento. Los individuos de cada tratamiento fueron ordenados según su tamaño de arriba hacia abajo considerando desde el individuo más pequeño hasta el individuo más grande. Las líneas punteadas horizontales separan a los individuos menores o mayores a 60 mm.

Experimento 2: SD y LAN en el ciclo de actividad de *M. chilensis*

Durante el segundo experimento no se encontraron diferencias significativas para el ciclo de actividad diario cuando fueron comparadas las respuestas de los individuos que fueron expuestos a la señal de *M. gelatinosus* ($\chi^2 = 1,568$, $P = 0,210$). Similar a lo observado durante el primer experimento no se encontró un efecto significativo de LAN sobre el ciclo de actividad diario ($\chi^2 = 0,314$, $P = 0,573$), sin embargo, fue observado un efecto del tiempo cuando fueron comparadas las respuestas de los individuos entre el inicio y el final del experimento ($\chi^2 = 7,419$, $P < 0,01$). Durante el segundo experimento no se observó un efecto significativo a partir de las interacciones de primer orden entre SD y LAN y entre SD y el tiempo ($\chi^2 = 0,045$, $P = 0,832$). En el segundo experimento se encontró un efecto significativo sobre el ciclo de actividad diario producido por la interacción entre LAN y el tiempo ($\chi^2 = 4,217$, $P = 0,040$). De manera muy interesante se observó un efecto significativo marginal sobre el ciclo de actividad diario de *M. chilensis* producido por la interacción entre SD, LAN y el tiempo de exposición a LAN ($\chi^2 = 4,071$, $P = 0,044$) (Tabla 5).

Durante el inicio del segundo experimento no se encontraron diferencias significativas en la DAV (%) cuando fueron comparadas las respuestas de los individuos a los distintos tratamientos ($F = 2,483$, $P = 0,077$). De manera similar no se encontraron diferencias significativas en la DAV (%) cuando fueron comparadas las respuestas de los individuos al término del segundo experimento ($\chi^2 = 3,636$, $P = 0,304$) (Figura 5).

Tabla 5. Modelos Lineales Mixtos (MLM) para el ciclo de actividad diario de *M. chilensis* durante el segundo experimento. La distancia de apertura de valvas de los individuos fue evaluada durante el día 1 y durante el día 14 de exposición a SD y LAN.

MLM	Chi ²	GL	Pr(> Chi ²)
Señal de depredador	1,568	1	0,210
Luz artificial de noche	0,314	1	0,573
Días	7,419	1	< 0,01
SD * LAN	0,506	1	0,477
SD * Días	0,045	1	0,832
LAN * Días	4,217	1	0,040
SD * LAN * Días	4,071	1	0,044

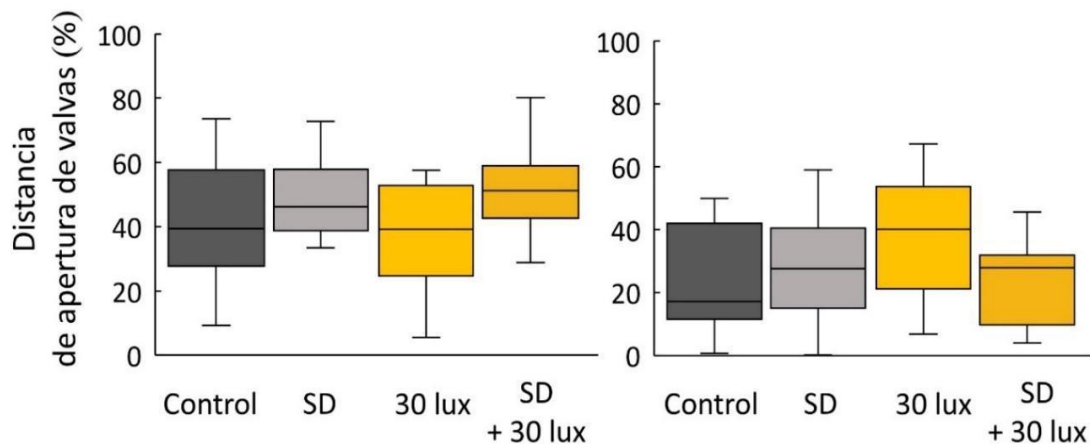


Figura 6. Distancia de apertura de valvas de *M. chilensis* durante el segundo experimento. Las distancias de apertura de valvas fueron monitoreadas cada 15 minutos por un período de 24 horas durante el día 1 (izquierda) y el día 14 (derecha) de exposición a SD y LAN.

En el inicio del segundo experimento se observó un patrón de actividad similar entre la DAV (%) de los individuos cuando fueron comparadas las respuestas a los distintos tratamientos. Durante este período se observó una mayor DAV (%) en los individuos expuestos a SD en el período de tiempo comprendido entre las 15:00 y 21:00 horas. La DAV (%) fue sutilmente mayor en los individuos expuestos a SD y LAN entre las 00:00 y 08:00 horas. La menor DAV (%) fue observada en los individuos que no fueron expuestos a SD durante el período de tiempo comprendido entre las 03:00 - 08:00 horas. Por último, se observó un aumento de la DAV (%) en los individuos que fueron expuestos a SD en el horario comprendido entre las 03:00 y las 06:00 horas (Figura 6).

Durante el final del segundo experimento se observó una mayor DAV (%) en los individuos expuestos a LAN mostraron una mayor DAV(%) para el período de tiempo comprendido entre las 13:00 y 00:00 horas. A partir de las 13:00 horas los individuos de todos los tratamientos disminuyeron la DAV (%) hasta alcanzar un mínimo cerca de medianoche. En términos generales el patrón presentado por los individuos del tratamiento control fue similar al de los individuos expuestos a SD. Los individuos del tratamiento control mostraron tres períodos de mayor actividad de valvas, el primero entre las 13:00 y 15:00 horas, el segundo entre las 19:00 y 21:00 horas, y el tercero posterior al amanecer entre las 09:00 - 10:00 horas (Figura 7, 8, Tabla 6).

De manera interesante durante el final del segundo experimento se observó cambio de actividad cerca de media noche en los individuos expuestos a SD y LAN desde un período de menor a un período de mayor actividad entre las 23:00 y las 02:00 horas. Posteriormente se observó un aumento de actividad en

aquellos individuos expuestos a SD en el período de tiempo comprendido entre las 03:00 y las 07:00 horas. Finalmente la actividad de los mitílidos durante la noche fue relativamente estable hasta el amanecer, posteriormente se observó un leve incremento de la actividad de las valvas. Los ciclos de actividad diario de los individuos de *M. chilensis* fueron similares a los observados al finalizar el primer experimento (Figura 7, 8, Tabla 6).

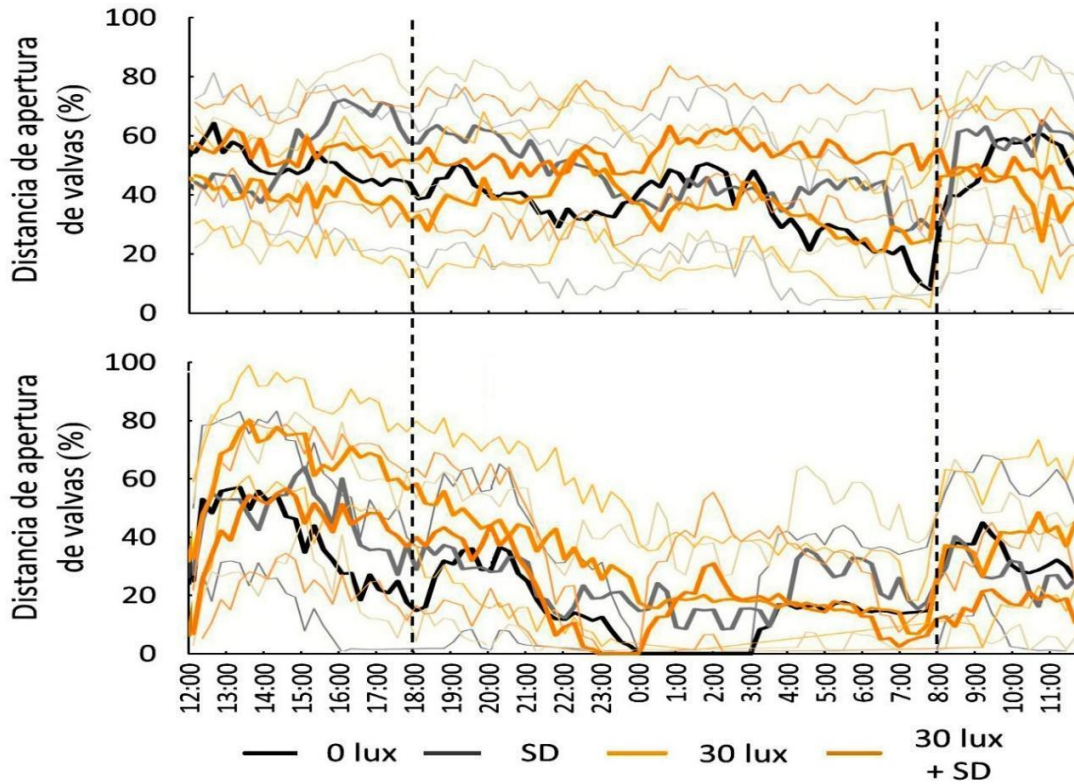


Figura 7. Ciclo de actividad diario de *M. chilensis* observado durante el segundo experimento. El ciclo de actividad diario fue monitoreado durante el día 1 (arriba) y el día 14 (abajo) de exposición a SD y LAN. Las líneas de colores suaves corresponden al intervalo de confianza del 95% representado para cada nivel de SD y LAN. Las líneas punteadas negras verticales indican el momento del anochecer (18:00 horas) y el amanecer (08:00 horas) según el horario local (UTC-4).

Tabla 6. Mediciones de la distancia de apertura de valvas de *M. chilensis* durante el segundo experimento. La distancia de apertura de valvas fue monitoreada durante el día 1 y el día 14 de exposición a SD y LAN. DE = desviación estándar, IC = intervalo de confianza (95%).

	Tratamientos	Período	DAV (%)	Media	DE	IC
Día 1	0	Día	28,6 – 63,1	49,2	21,7	11,9
		Noche	7,0 – 49,6	34,4	23,0	13,0
	SD	Día	28,8 – 71,15	55,0	14,7	8,3
		Noche	26,5 – 62,4	44,4	12,2	6,9
	30	Día	23,2 – 48,2	40,0	17,4	9,6
		Noche	19,8 – 54,0	34,7	19,6	11,1
	SD + 30	Día	40,3 – 61,2	50,7	20,3	11,5
		Noche	44,6 – 62,2	52,5	14,4	8,1
Día 14	0	Día	17,1 – 55,9	35,7	21,8	13,5
		Noche	0,0 – 35,7	13,4	16,3	10,1
	SD	Día	15,7 – 62,7	38,3	19,1	11,3
		Noche	8,0 – 36,5	21,9	22,5	13,3
	30	Día	23,1 – 78,4	53,8	19,5	11,5
		Noche	6,5 – 53,3	26,0	26,1	15,4
	SD + 30	Día	6,6 – 55,4	32,5	13,5	8,0
		Noche	0,0 – 43,0	18,1	16,2	9,6

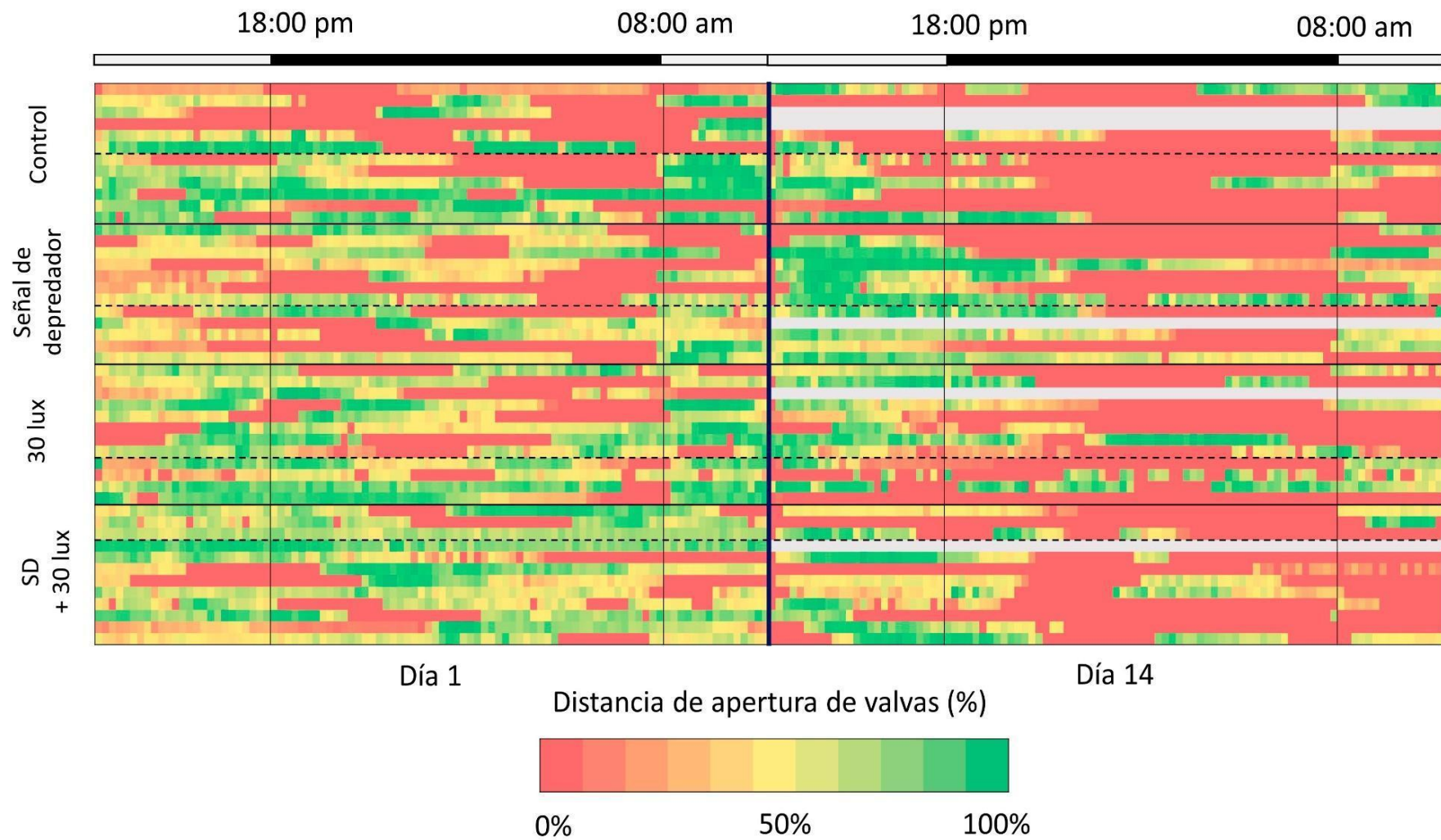


Figura 8. Mapa de calor para el ciclo de actividad diario obtenido partir de la distancia de apertura de las valvas (%) de *M. chilensis* durante el segundo experimento. Los individuos de cada tratamiento fueron ordenados según su tamaño de arriba hacia abajo considerando desde el individuo más pequeño hasta el individuo más grande. Las líneas punteadas horizontales separan a los individuos menores o mayores a 60 mm.

Experimento 1: LAN en la producción de bisos de *M. chilensis*

Durante el primer experimento se encontraron diferencias significativas en el número de bisos producidos entre los individuos expuestos a distintos niveles de LAN ($\chi^2 = 9,390$, $P = 0,009$). Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas en la producción de bisos entre los días de medición ($\chi^2 = 1,636$, $P = 0,441$). De manera interesante fueron encontradas diferencias significativas para la interacción entre LAN y el tiempo ($\chi^2 = 10,147$, $P = 0,038$) (Tabla 7, Figura 9). Los resultados anteriores demostraron que existe un efecto de LAN sobre la producción de bisos de *Mytilus chilensis*.

Tabla 7. Modelos Lineales Generalizados Mixtos (GLMM) para la producción de bisos de *M. chilensis* durante el primer experimento. La producción de bisos fue evaluada concluido el día 3, el día 7 y el día 14 de exposición a LAN.

GLMM	Chi ²	GL	Pr(> Chi ²)
Luz artificial de noche	9,390	2	0,009
Días	1,636	2	0,441
LAN * Días	10,147	4	0,038

Durante el primer experimento se encontraron diferencias significativas en el número de bisos producidos cuando fueron comparadas las respuestas de los individuos el tercer día ($F_{\text{día3}} = 4,099$, $P = 0,026$) y el catorceavo día de exposición ($F_{\text{día14}} = 4,759$, $P = 0,015$) pero no el séptimo día ($F_{\text{día7}} = 0,517$, $P = 0,601$). En este caso el nivel de intensidad de LAN que tuvo un impacto negativo en la producción de bisos fue la intensidad de 10 lux ($P_{\text{día3}} = 0,021$; $P_{\text{día14}} = 0,011$) (Figura 9, Tabla 8).

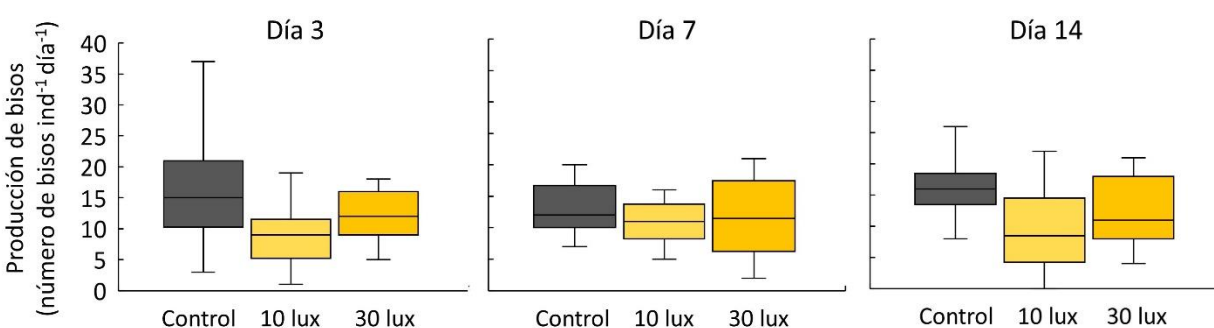


Figura 9. Número de bisos producidos por *M. chilensis* durante el primer experimento. La producción de bisos fue medida durante el día 3, día 7 y día 14 de exposición a LAN.

Tabla 8. Número de bisos producidos por *M. chilensis* durante el primer experimento. La producción de bisos fue registrada durante el día 3, el día 7 y el día 14 de exposición a LAN. DE = desviación estándar, IC = intervalo de confianza (95%).

Tratamientos	Día	Número de bisos (bisos ind ⁻¹ día ⁻¹)	Media	DE	IC
0 lux	3	3 – 37	17,2	10,5	6,0
	7	7 – 20	12,8	4,0	2,3
	14	8 – 26	16,4	5,3	3,0
10 lux	3	1 – 19	8,9	4,7	2,6
	7	5 – 16	10,8	3,2	1,8
	14	0 – 22	9,2	6,3	3,6
30 lux	3	5 – 18	12,1	4,4	2,5
	7	2 – 21	11,5	6,3	3,6
	14	4 – 21	12,3	5,6	3,2

Durante el primer experimento el número de bisos producidos estuvo entre 3 y 37 bisos (media \pm DE; 15,5 \pm 2,3 bisos ind⁻¹ día⁻¹) en los individuos expuestos a 0 lux de LAN, entre 0 y 22 (9,6 \pm 1,0 bisos ind⁻¹ día⁻¹) en los individuos expuestos a 10 lux, y entre 2 y 21 en los individuos expuestos 30 lux (11,0 \pm 0,4 bisos ind⁻¹ día⁻¹) (Tabla 10). Los resultados demostraron que la LAN a una intensidad de 10 lux tiene un impacto negativo en el número de bisos producidos por *M. chilensis* disminuyendo su producción un 29% es decir desde 15.5 hacia 9.6 bisos por día.

Experimento 2: SD y LAN en la producción de bisos de *M. chilensis*

Durante el segundo experimento no se encontraron diferencias significativas sobre el número de bisos producidos por los individuos expuestos a SD ($\chi^2 = 1,219$, $P = 0,270$). Los resultados anteriores demostraron que la señal del depredador no tuvo un efecto directo sobre la producción de bisos de *M. chilensis*. De manera similar no se encontró un efecto directo de la exposición a LAN sobre la producción de individuos expuestos a LAN ($\chi^2 = 0,017$, $P = 0,897$) mientras que, por otra parte, no se encontró un efecto significativo del tiempo de exposición a LAN sobre el número de bisos producidos ($\chi^2 = 5,320$, $P = 0,070$) (Tabla 9, Figura 10).

Sin embargo, durante el segundo experimento se encontraron diferencias significativas en la producción de bisos causado por la interacción de primer orden entre LAN y el tiempo ($\chi^2 = 6,043$, $P = 0,049$). Por último, no se encontraron diferencias significativas en la producción de bisos para la interacción de primer

orden entre SD y LAN ($\chi^2 = 3,093$, $P = 0,079$), entre SD y el tiempo ($\chi^2 = 3,093$, $P = 0,079$), y tampoco se encontró un efecto significativo entre la interacción de segundo orden entre SD, LAN y el tiempo ($\chi^2 = 1,277$, $P = 0,528$) (Tabla 9, Figura 10).

Tabla 9. Modelos Lineales Generalizados Mixtos (GLMM) para la producción de bisos de *M. chilensis* durante el segundo experimento. La producción de bisos fue evaluada concluido el día 3, el día 7 y el día 14 de exposición a SD y LAN.

GLMM	Chi ²	GL	Pr(> Chi ²)
Señal de depredador	1,219	1	0,270
Luz artificial de noche	0,017	1	0,897
Días	5,320	2	0,070
SD * LAN	3,093	1	0,079
SD * Días	0,764	2	0,683
LAN * Días	6,043	2	0,049
SD * LAN * Días	1,277	2	0,528

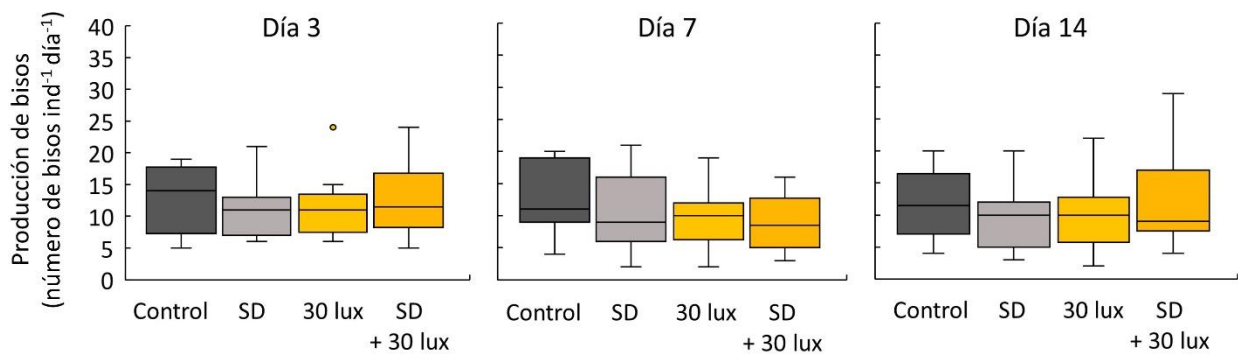


Figura 10. Número de bisos producidos por *M. chilensis* durante el segundo experimento. La producción de bisos fue medida durante el día 3, día 7 y día 14 de exposición a SD y LAN. El círculo de color amarillo indica la presencia de valores atípicos.

El número de bisos producidos durante el segundo experimento estuvo entre 2 y 21 bisos (media \pm DE; $10,3 \pm 0,8$ bisos $\text{ind}^{-1} \text{día}^{-1}$) para los individuos expuestos a SD, entre 2 y 22 ($10,6 \pm 0,9$ bisos $\text{ind}^{-1} \text{día}^{-1}$) en los individuos expuestos a LAN, y entre 3 y 24 ($11,3 \pm 2,1$ bisos $\text{ind}^{-1} \text{día}^{-1}$) en los individuos expuestos a SD y LAN. Por último, la producción de bisos de los individuos del tratamiento control estuvo entre 4 hasta 20 bisos (media \pm DE; $12,3 \pm 0,5$ bisos $\text{ind}^{-1} \text{día}^{-1}$) (Tabla 10). Finalmente, los resultados de ambos experimentos demostraron que LAN tuvo un efecto sobre la producción de bisos de *M. chilensis* luego de estar expuesto por un período continuo de 2 semanas a distintas intensidades de luz artificial de noche (10 y 30 lux).

Tabla 10. Número de bisos producidos por *M. chilensis* durante el segundo experimento. La producción de bisos fue registrada durante el día 3, el día 7 y el día 14 de exposición a SD y LAN. DE = desviación estándar, IC = intervalo de confianza (95%).

Tratamientos	Día	Número de bisos (bisos ind ⁻¹ día ⁻¹)	Media	DE	IC
0 lux	3	5 – 19	12,7	5,2	2,9
	7	4 – 20	12,5	5,3	3,0
	14	4 – 20	11,7	5,2	2,9
SD	3	6 – 21	11,1	4,4	2,6
	7	2 – 21	10,6	6,4	3,8
	14	3 – 20	9,4	5,2	3,1
30 lux	3	6 – 24	11,5	4,9	2,8
	7	2 – 19	9,7	4,7	2,6
	14	2 – 22	10,6	6,1	3,5
SD + 30 lux	3	5 – 24	12,8	5,6	3,2
	7	3 – 16	8,9	4,5	2,5
	14	4 – 29	12,3	7,8	4,4

Experimento 1: LAN en la resistencia de bisos de *M. chilensis*

Durante el primer experimento no se encontraron diferencias significativas sobre la resistencia de los bisos entre los individuos expuestos a distintas intensidades de LAN ($\chi^2 = 4,110$, $P = 0,128$). Los resultados demostraron que la exposición a LAN no fue relevante sobre la resistencia de los bisos de *M. chilensis* (Figura 11, Tabla 11).

La resistencia de los bisos de los individuos del primer experimento estuvo entre 0,071 y 0,417 (media \pm DE; $0,213 \pm 0,099$ Newton/número de bisos) en los individuos del tratamiento control, entre 0,050 y 0,500 ($0,222 \pm 0,133$ Newton/número de bisos) en los individuos expuestos a 10 lux, y entre 0,015 y 1,000 ($0,358 \pm 0,324$ Newton/número de bisos) en los individuos expuestos a 30 lux (Figura 11, Tabla 12).

Tabla 11. Modelo Lineal Generalizado (GLM) para la resistencia de bisos de *M. chilensis* durante el primer experimento. La resistencia de bisos fue evaluada finalizado el último día de exposición a LAN.

GLM	Chi ²	GL	Pr(>Chi ²)
Luz artificial de noche	4,110	2	0,128

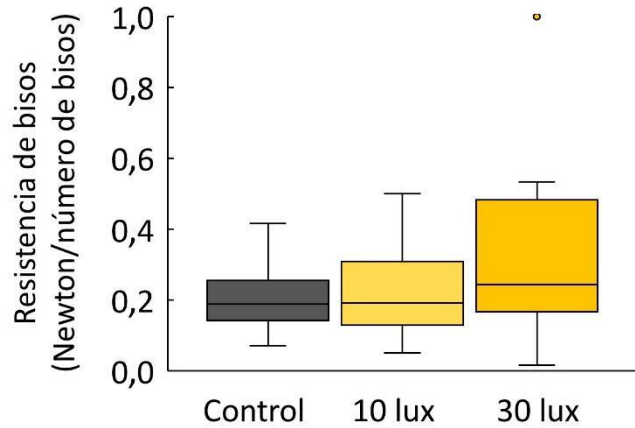


Figura 11. Resistencia de los bisos de *M. chilensis* para el primer experimento. La resistencia de los bisos de los individuos fue evaluada durante el último día de exposición a LAN. El círculo de color amarillo indica la presencia de valores atípicos.

Tabla 12. Mediciones de la resistencia de bisos de *M. chilensis* durante el primer experimento. La resistencia de los bisos fue registrada finalizado el último día de exposición a LAN. DE = desviación estándar, IC = intervalo de confianza (95%).

Tratamientos	Resistencia de los bisos (Newton/número de bisos)	Media	DE	IC
0 lux	0,071 - 0,417	0,213	0,099	0,056
10 lux	0,050 - 0,500	0,222	0,133	0,075
30 lux	0,015 - 1,000	0,358	0,324	0,183

Experimento 2: SD y LAN en la resistencia de los bisos de *M. chilensis*

Durante el segundo experimento no se encontraron diferencias significativas en la resistencia de los bisos de los individuos expuestos a SD ($\chi^2 = 0,817$, $P = 0,366$). De igual manera no se encontraron diferencias significativas en la resistencia de los bisos de los individuos expuestos a LAN ($\chi^2 = 0,0002$, $P = 0,998$). En este experimento no se encontraron efectos significativos en la interacción entre SD y LAN ($\chi^2 = 0,752$, $P = 0,386$) (Figura 12, Tabla 13). Los resultados del segundo experimento demostraron que la señal de depredador no tuvo un efecto sobre la resistencia de los bisos de *M. chilensis*.

La resistencia de los bisos de los individuos del segundo experimento estuvo entre 0,055 y 0,294 (media \pm DE; $0,171 \pm 0,087$ Newton/número de bisos) en los individuos del tratamiento control, entre 0,071 y 0,560 ($0,240 \pm 0,137$ Newton/número de bisos) en los individuos expuestos a SD, otra parte, la resistencia de los bisos estuvo para los individuos expuestos a LAN estuvo entre 0,007 y 0,560 ($0,204 \pm 0,136$

Newton/número de bisos) mientras que la resistencia de los bisos de los individuos expuestos a SD y LAN estuvo entre 0,100 y 0,650 ($0,206 \pm 0,153$ Newton/número de bisos) (Figura 12, Tabla 14).

Tabla 13. Modelos Lineales Generalizados (GLM) para la resistencia de bisos de *M. chilensis* durante el segundo experimento. La resistencia de bisos fue evaluada finalizado el último día de exposición a SD y LAN.

GLM	Chi ²	GL	Pr(>Chi ²)
Señal de depredador	0,817	1	0,366
Luz artificial de noche	0,0002	1	0,998
SD * LAN	0,752	1	0,386

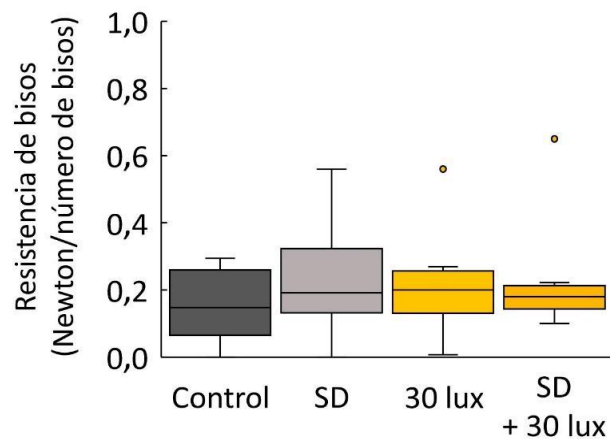


Figura 12. Resistencia de los bisos de *M. chilensis* para el segundo experimento. La resistencia de los bisos de los individuos fue evaluada durante el último día de exposición a SD Y LAN. Los círculos de color amarillo indican la presencia de valores atípicos.

Tabla 14. Mediciones de la resistencia de bisos de *M. chilensis* durante el segundo experimento. La resistencia de bisos fue registrada finalizado el último día de exposición a SD y LAN. DE = desviación estándar, IC = intervalo de confianza (95%).

Tratamientos	Resistencia de los bisos (Newton/número de bisos)	Media	DE	IC
0 lux	0,055 - 0,294	0,171	0,087	0,052
SD	0,071 - 0,560	0,240	0,137	0,081
30 lux	0,007 - 0,560	0,204	0,136	0,077
SD + 30 lux	0,100 - 0,650	0,206	0,153	0,090

Experimento 1: LAN sobre el peso seco de la biomasa (PSB) y el peso seco de las valvas (PSV) de *M. chilensis*.

Durante el primer experimento no se encontraron diferencias significativas en el peso seco de la biomasa ($\chi^2 = 1,164$, $P = 0,559$) de los individuos expuestos a distintos niveles de LAN. De manera similar no se encontraron diferencias significativas para los pesos secos de las valvas ($\chi^2 = 0,382$, $P = 0,826$) en los individuos expuestos a distintos niveles de LAN. Los resultados anteriores demostraron que la exposición a LAN 10 no tuvo un efecto significativo sobre el PSB y el PSV de *M. chilensis* (Figura 13, Tabla 15, Tabla 16).

El peso seco de las biomasa de los individuos finalizado el primer experimento estuvo entre 3,03 y 7,16 g (media \pm DE; $5,09 \pm 1,31$ g) en los individuos del tratamiento control, entre 4,00 y 7,50 g ($5,24 \pm 1,04$ g) en individuos expuestos a 10 lux, y entre 3,62 y 6,55 g ($4,97 \pm 0,84$ g) en los individuos expuestos a 30 lux (Tabla 16).

Tabla 15. Modelo Lineal Generalizado (GLM) para el peso seco de la biomasa de *M. chilensis* durante el primer experimento. El peso seco de la biomasa fue evaluado finalizado el último día de exposición a LAN.

GLM	Chi ²	GL	Pr(>Chi ²)
Luz artificial de noche	1,164	2	0,559

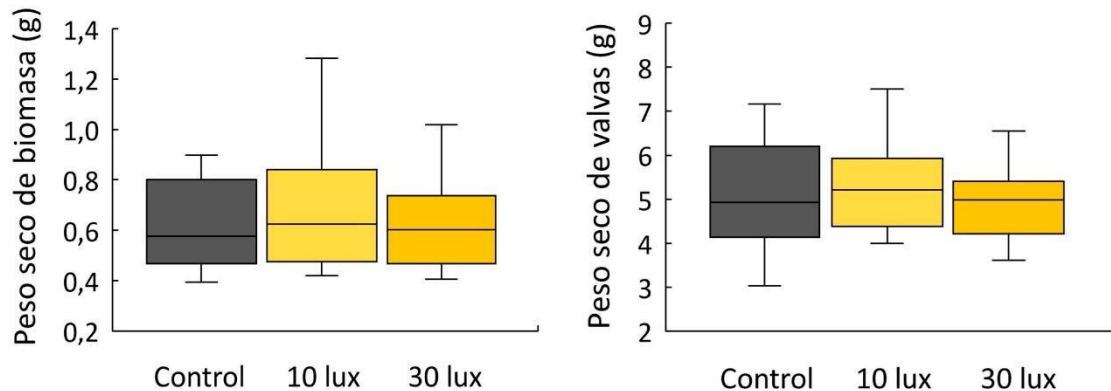


Figura 13. Peso seco de la biomasa (izquierda) y de las valvas (derecha) de *M. chilensis* obtenidos durante el primer experimento. El PSB y el PSV fue medido finalizado el último día de exposición a LAN.

Tabla 16. Modelo Lineal Generalizado (GLM) para el peso seco de las valvas de *M. chilensis* durante el primer experimento. El peso seco de las valvas fue evaluado finalizado el último día de exposición a LAN.

GLM	Chi ²	GL	Pr(>Chi ²)
Luz artificial de noche	0,382	2	0,826

Por otro lado, el peso seco de las valvas durante el primer experimento estuvo entre 3,03 y 7,16 g (media \pm DE; 5,09 \pm 1,31 g) para los individuos del tratamiento control, entre 4,00 y 7,50 g (5,24 \pm 1,04 g) en los individuos que fueron expuestos a 10 lux, y entre 4,00 y 7,50 g (5,24 \pm 1,04 g) para los individuos expuestos a 30 lux (Tabla 17).

Tabla 17. Mediciones para el peso seco de la biomasa (PSB) y peso seco de valvas (PSV) de *M. chilensis* durante el primer experimento. El peso seco de cada variable fue registrado el último día de exposición a LAN. DE = desviación estándar.

Tratamientos	PSB (g)	Media	DE	PSV (g)	Media	DE
0	0,39 - 0,89	0,62	0,17	3,03 - 7,16	5,09	1,31
10	0,42 - 1,28	0,70	0,26	4,00 - 7,50	5,24	1,04
30	0,40 - 1,01	0,62	0,19	3,62 - 6,55	4,97	0,84

Experimento 2: SD y LAN el peso seco de la biomasa (PSB) y el peso seco de las valvas (PSV) de *M. chilensis*

Durante el segundo experimento no se encontraron diferencias significativas en el peso seco de la biomasa ($\chi^2 = 0,466$, $P = 0,495$) de los individuos que fueron expuestos a SD. Similar a lo observado en el primer experimento no se encontraron diferencias significativas en el PSB ($\chi^2 = 0,004$, $P = 0,951$) sobre los individuos expuestos a LAN. Durante este experimento no se encontraron diferencias significativas sobre la interacción de primer orden entre ambos factores ($\chi^2 = 0,005$, $P = 0,941$) (Figura 14, Tabla 18). Los resultados del segundo experimento demostraron que la señal de depredador *M. gelatinosus* no tuvo un efecto sobre el PSB de *M. chilensis*

El PSB de los individuos del segundo experimento estuvo entre 0,43 y 0,90 g (media \pm DE; 0,63 \pm 0,16 g) en los individuos del tratamiento control, entre 0,37 y 1,05 g (0,67 \pm 0,21 g) en los individuos expuestos a SD, por otra parte, el PSB para los individuos expuestos a LAN estuvo entre 0,34 y 1,07 g (0,63 \pm 0,24 g) mientras que el PSB de los individuos expuestos a SD y LAN estuvo entre 0,35 y 1,01 g (0,67 \pm 0,17 g) (Figura 14, Tabla 19).

Tabla 18. Modelos Lineales Generalizados (GLM) para el peso seco de la biomasa de *M. chilensis* durante el segundo experimento. El peso seco de las biomasa fue evaluado finalizado el último día de exposición a SD y LAN.

GLM	Chi ²	GL	Pr(>Chi ²)
Señal de depredador	0,466	1	0,495
Luz artificial de noche	0,004	1	0,951
SD * LAN	0,005	1	0,941

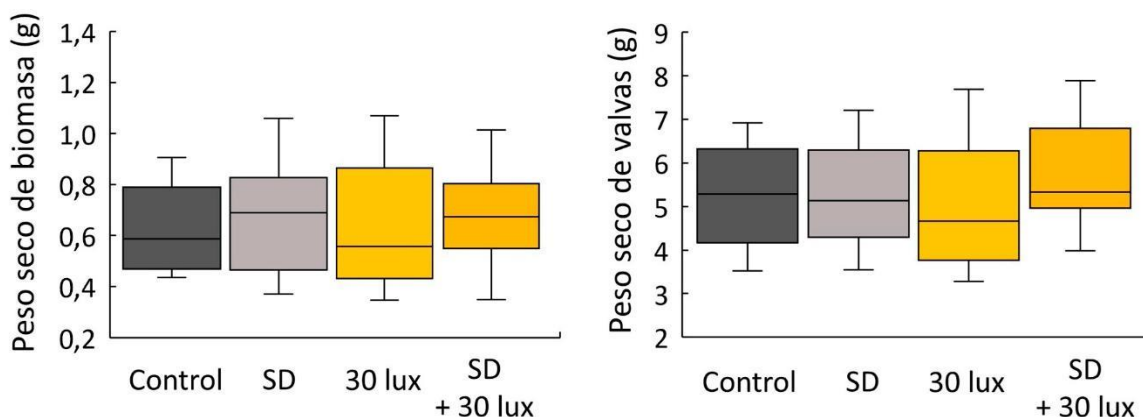


Figura 14. Peso seco de la biomasa (izquierda) y de las valvas (derecha) de *M. chilensis* obtenidos durante el segundo experimento. El PSB y el PSV fue medido finalizado el último día de exposición a SD y LAN.

Durante el segundo experimento no se encontraron diferencias significativas en el peso seco de las valvas (PSV) de los individuos expuestos a SD ($\chi^2 = 1,140$, $P = 0,286$). De manera similar no se encontraron diferencias significativas en el PSV de los individuos expuestos a LAN ($\chi^2 = 0,070$, $P = 0,794$), y en la interacción entre SD y LAN ($\chi^2 = 0,808$, $P = 0,379$) (Figura 14, Tabla 19).

Tabla 19. Modelos Lineales Generalizados (GLM) para el peso seco de valvas de *M. chilensis* durante el segundo experimento. El peso seco de las valvas fue evaluado finalizado el último día de exposición a SD y LAN.

GLM	Chi ²	GL	Pr(>Chi ²)
Señal de depredador	1,140	1	0,286
Luz artificial de noche	0,070	1	0,794
SD * LAN	0,808	1	0,379

El PSV de los individuos del segundo experimento estuvo entre 3,53 y 6,91 g (media \pm DE; $5,25 \pm 1,17$ g) en los individuos del tratamiento control, entre 3,55 y 7,20 g ($5,31 \pm 1,18$ g) en los individuos expuestos a SD, por otra parte, el PSV de los individuos expuestos a LAN estuvo entre 3,29 y 7,69 g ($5,02 \pm 1,42$ g) mientras que el PSV de los individuos expuestos a SD y LAN estuvo entre 3,99 y 7,89 g ($5,73 \pm 1,16$ g) (Figura 14, Tabla 20).

Tabla 20. Mediciones para el peso seco de la biomasa (PSB) y peso seco de valvas (PSV) de *M. chilensis* durante el segundo experimento. El peso seco de cada variable fue registrado finalizado el último día de exposición a SD y LAN. DE = desviación estándar.

Tratamientos	PSB (g)	Media	DE	PSV (g)	Media	DE
0	0,43 - 0,90	0,63	0,16	3,53 - 6,91	5,25	1,17
SD	0,37 - 1,05	0,67	0,21	3,55 - 7,20	5,31	1,18
30	0,34 - 1,07	0,63	0,24	3,29 - 7,69	5,02	1,42
SD + 30	0,35 - 1,01	0,67	0,17	3,99 - 7,89	5,73	1,16

Experimento 1: LAN sobre el índice de condición de *M. chilensis*

Durante el primer experimento no se encontraron diferencias significativas en el índice de condición (%) de los individuos expuestos a distintos niveles de LAN ($\chi^2 = 0,281$, $P = 0,900$). Los resultados anteriores demostraron que finalizado el experimento la exposición a distintos niveles de LAN no tuvo un efecto significativo sobre el índice de condición de *M. chilensis* (Figura 15, Tabla 21).

El índice de condición de los individuos finalizado el primer experimento estuvo entre 11,32 y 48,44 % (media \pm DE; $28,66 \pm 3,35$ %) en los individuos del tratamiento control, entre 16,99 y 83,83 % ($34,37 \pm 5,54$ %) en individuos expuestos a 10 lux, y entre 16,60 y 51,42 % ($30,34 \pm 3,52$ %) en los individuos expuestos a 30 lux (Tabla 22).

Tabla 21. Modelo Lineal Generalizado (GLM) para el índice de condición de *M. chilensis* durante el primer experimento. El índice de condición fue evaluado durante el último día de exposición a LAN.

GLM	Chi ²	GL	Pr(>Chi ²)
Luz artificial de noche	0,281	2	0,900

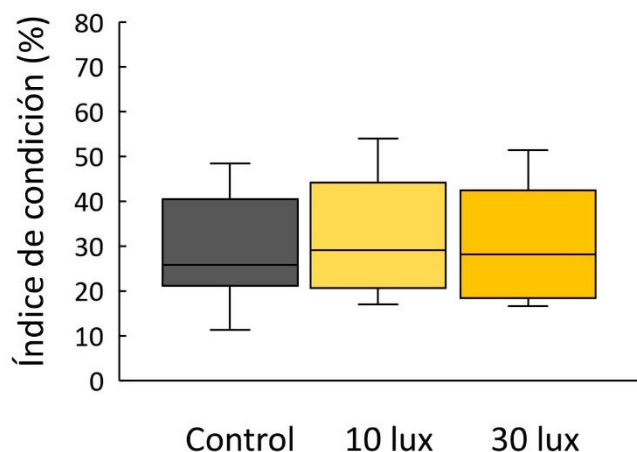


Figura 17. Índice de condición (%) de *M. chilensis* para el primer experimento. El índice de condición fue estimado a partir del peso seco de la biomasa y el peso seco de las valvas de los individuos expuestos a LAN.

Tabla 22. Mediciones del índice de condición (%) de *M. chilensis* durante el primer experimento. El índice de condición fue estimado a partir del peso seco de la biomasa (PSB) y el peso seco de las valvas (PSV) de los individuos expuestos a LAN. DE = desviación estándar.

Tratamientos	Índice de condición (%)	Media	DE
0	11,32 - 48,44	28,66	3,35
10	16,99 - 83,83	34,37	5,54
30	16,60 - 51,42	30,34	3,52

Experimento 2: SD y LAN sobre el índice de condición de *M. chilensis*

Durante el segundo experimento no se encontraron diferencias significativas en el índice de condición (%) de los individuos expuestos a SD ($F = 0,100$, $P = 0,753$). De manera similar no se encontraron diferencias significativas en el índice de condición de los individuos expuestos a LAN ($F = 0,195$, $P = 0,661$) y en la interacción de primer orden entre SD y LAN ($F = 0,406$, $P = 0,527$) (Figura 16, Tabla 23). De igual manera a lo observado en el primer experimento los resultados del segundo experimento demostraron que la exposición a LAN no tuvo un efecto sobre el índice de condición de *M. chilensis*.

El índice de condición de los individuos del segundo experimento estuvo entre 18,67 y 39,06 % (media \pm DE; 30,10 \pm 1,98 %) en los individuos del tratamiento control, entre 23,64 y 43,51 % (32,10 \pm 1,71 %) en los individuos expuestos a SD, por otra parte, el índice de condición de los individuos expuestos a LAN estuvo entre 22,82 y 38,03 % (29,76 \pm 1,54 %) mientras que el índice de condición de los individuos expuestos a SD y LAN estuvo entre 20,23 y 38,71 % (29,76 \pm 1,74 %) (Figura 16, Tabla 24).

Tabla 23. Modelos de análisis de varianza (ANOVA de dos-vías) para el índice de condición de *M. chilensis* durante el segundo experimento. El índice de condición de los individuos fue evaluado durante el último día de exposición a SD y LAN.

ANOVA	GL	SC	MC	F	P
Señal de depredador	1	0,65	0,645	0,100	0,753
Luz artificial de noche	1	1,26	1,255	0,195	0,661
SD * LAN	1	2,61	2,607	0,406	0,527
Residuos	44	282,76	6,426		

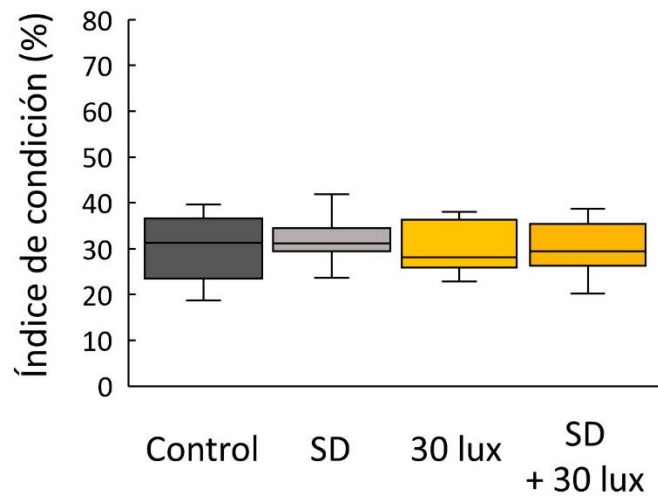


Figura 16. Índice de condición (%) de *M. chilensis* para el segundo experimento. El índice de condición fue estimado a partir del peso seco de la biomasa y el peso seco de las valvas de los individuos expuestos a SD y LAN.

Tabla 24. Mediciones del índice de condición (%) de *M. chilensis* durante el segundo experimento. El índice de condición fue estimado a partir del peso seco de la biomasa (PSB) y el peso seco de las valvas (PSV) de los individuos expuestos a SD y LAN. DE = desviación estándar.

Tratamientos	Índice de condición (%)	Media	DE
0	18,67 - 39,06	30,10	1,98
SD	23,64 - 43,51	32,10	1,71
30	22,82 - 38,03	29,76	1,56
SD + 30	20,23 - 38,71	29,76	1,74

Finalmente los resultados de ambos experimentos demostraron que no hubo un efecto de SD y LAN sobre el PSB, el PSV y sobre el índice de condición de *M. chilensis*. Por último no se encontraron diferencias significativas para el PSB cuando fueron comparados los valores de los individuos de ambos experimentos (Mann-Whitney U = 835, P = 0,791). Estos resultados demostraron que concluido los experimentos el PSB,

PSV y el IC de los individuos utilizados en ambos experimentos fueron similares entre los distintos tratamientos.

Relaciones morfométricas

No se encontraron diferencias significativas para el largo total (LT) de los individuos que fueron utilizados en el primer y segundo experimento ($t = 0,026$; $GL = 1$, $P = 0,978$). El rango de LT de los individuos antes de realizar el primer experimento estuvo entre 50 mm y 70,9 mm (media \pm DE, mediana $59,07 \pm 0,53$; 59,7 mm), por otra parte, el rango de LT de los individuos antes de realizar el segundo experimento fue desde 50,1 mm hasta 70,8 mm ($59,68 \pm 24,38$; 60 mm).

No se encontraron diferencias significativas para el peso húmedo (PH) de los individuos que fueron utilizados en el primer y segundo experimento ($t = 0,830$, $GL = 1$, $P = 0,408$). El rango de PH de los individuos antes de realizar el primer experimento estuvo entre 10,89 y 25,49 ($16,48 \pm 3,51$, 15,4 g). Por otro lado el rango de PH de los individuos antes de realizar el segundo experimento estuvo entre 10,77 hasta 24,99 g ($17,15 \pm 3,74$; 17,6 g). Los resultados anteriores demostraron que los individuos presentaron LT y PH similares al momento de iniciar los experimentos (Tabla 25).

Tabla 25. Longitud total (LT, mm) y peso húmedo (PH, g) de los ejemplares de *M. chilensis* evaluados durante el primer y el segundo experimento. DE = desviación estándar.

	Tratamientos	Longitud total (mm)	Media	DE	Peso húmedo (g)	Media	DE
Exp. 1	0	54,7 - 62,3	59,34	2,81	12,3 - 21,0	16,13	2,84
	10	50 - 70,9	59,73	6,73	10,9 - 25,5	16,39	4,46
	30	53 - 69,4	60,08	5,19	11,8 - 22,3	16,93	3,33
Exp. 2	0	51,4 - 66,3	59,93	4,61	11,5 - 22,0	17,02	3,56
	30	50,1 - 70,8	58,37	6,27	10,8 - 24,1	16,23	4,53
	0 + SD	52,2 - 69,9	59,15	5,43	11,5 - 25,0	17,08	4,11
	30 + SD	55,8 - 64,9	61,30	2,99	13,1 - 22,8	18,27	2,74

Se encontraron correlaciones significativas y positivas entre la LT y el PH de los individuos utilizados tanto en el primer experimento ($r = 0,892$, $P < 0,01$) como en el segundo experimento ($r = 0,957$, $P < 0,01$). En el primer y segundo experimento las regresiones lineales ajustadas fueron significativas demostrando que un 79,7% y un 91,6% de la variabilidad del PH fue explicada por la LT de los mitílidos ($P < 0,01$) (Figura 18, Tabla 26).

Tabla 26. Regresiones lineales de mínimos cuadrados entre las variables de longitud total (LT) y peso húmedo (PH) obtenidos a partir de individuos de *M. chilensis* utilizados durante el primer y segundo experimento.

	Intercepto	ES	Pendiente	ES	r^2	P
Luz artificial de noche	-20,85	3,24	0,63	0,05	0,80	$P < 0,01$
SD + LAN	-26,16	1,94	0,73	0,03	0,92	$P < 0,01$

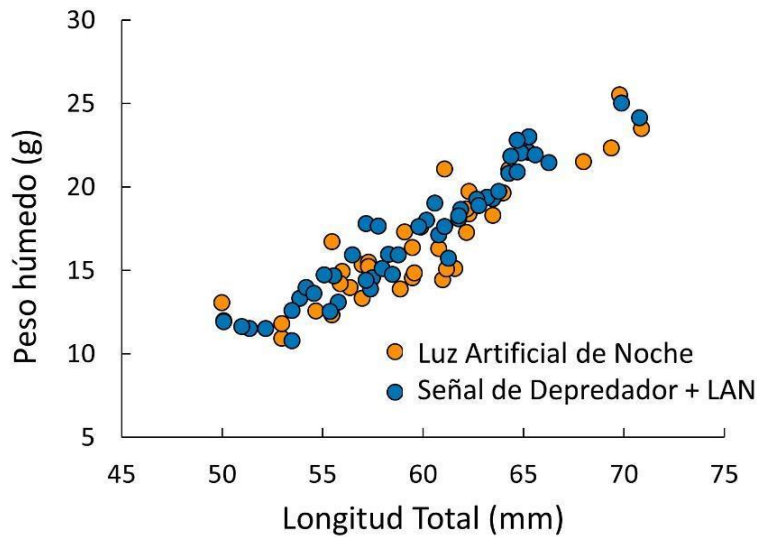


Figura 17. Relación entre las variables morfométricas longitud total (LT, mm) y peso húmedo (PH, g) de *M. chilensis* durante el primer experimento (círculos amarillos) y durante el segundo experimento (círculos azules).

Ciclos de luz natural en el sitio de estudio

La intensidad de luz (lux) durante el período de día fue disminuyendo gradualmente durante la primera semana hasta alcanzar un mínimo de intensidad de luz el 6 de agosto (10677 lux). Durante la segunda semana la intensidad de luz se mantuvo constante durante los períodos de día alcanzando un máximo de intensidad el 13 de agosto (57867 lux). Durante la tercera semana se observó un segundo mínimo de intensidad de luz el 16 de agosto (55111 lux), sin embargo, durante los días posteriores la intensidad de luz incrementó manteniéndose constante entre el 17 y el 23 de agosto. Durante la cuarta semana se observó un segundo máximo de intensidad de luz el 24 de agosto (55111 lux). No obstante, los días posteriores se observó una disminución de la intensidad de luz que se extendió hasta el final de los experimentos (Tabla 27, Figura 18).

La temperatura (°C) durante el desarrollo de los experimentos varió entre 3,15 y 26,56 (media \pm DE, mediana $10,74 \pm 3,42$; $10,35$ °C). Durante el final de la primera semana (5 y 6 de agosto) y el inicio de la tercera semana (15 y 16 de agosto) se observaron períodos de tiempo con menor variación de temperatura posiblemente relacionado a períodos con menores intensidades de luz (Tabla 27, Figura 18). Por un lado, las menores temperaturas fueron alcanzadas durante la primera semana en los momentos previos y posteriores al amanecer principalmente el período de tiempo comprendido entre las 06:45 y las 08:15 horas, mientras que, por otro lado, las mayores temperaturas fueron observadas durante el final de la tercera semana y el inicio de la cuarta semana (28 y 29 de agosto) en el horario comprendido entre las 10:30 y las 14:30 horas. Por último, se encontró una correlación positiva y significativa entre la intensidad de luz (lux) y la temperatura (°C) durante el período de tiempo en que fueron desarrollados los experimentos ($r = 0,650$, $P < 0,01$) (Tabla 27, Figura 18).

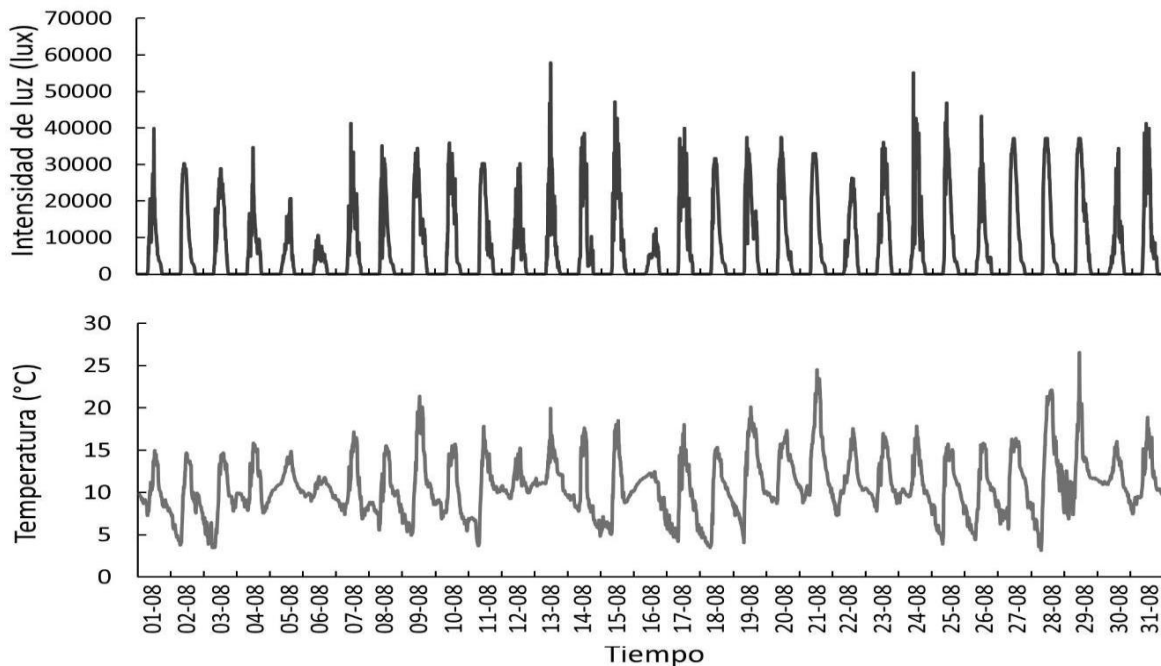


Figura 18. Series de tiempo para los ciclos diarios de luz (lux) (arriba) y temperatura (°C) (abajo) registradas durante el mes de agosto mediante los registros de un sensor HOBO que fue instalado en las instalaciones de la Estación de Biología Marina ($36^{\circ} 45' 38,3''S$, $73^{\circ}10' 28,5''W$).

Tabla 27. Condiciones ambientales para los ciclos diarios de luz (lux) y temperatura (°C) registradas durante el mes de agosto en las instalaciones de la Estación de sensor . DE = desviación estándar.

Semana	Período	Intensidad de luz (lux)			Temperatura (°C)		
		Rango	Media	DE	Rango	Media	DE
1	Día	10,8 - 41333,6	10316,9	8898,6	3,47 - 17,19	11,55	2,64
	Noche				3,47 - 11,33	8,57	1,74
2	Día	21,5 - 57867	13488,9	11106,2	3,79 - 21,38	12,54	3,13
	Noche				3,68 - 12,21	8,68	1,90
3	Día	10,8 - 46844,8	14137,8	11794,8	3,47 - 24,55	13,52	3,82
	Noche				3,58 - 13,37	8,59	2,42
4	Día	10,8 - 55111,5	15135,4	12625,4	3,16 - 22,14	13,33	3,49
	Noche				3,58 - 13,84	8,71	1,94
5	Día	10,8 - 41333,6	15039,3	12546,1	9,07 - 26,59	13,91	2,88
	Noche				6,88 - 12,59	10,21	1,28

Condiciones ambientales del sitio de estudio y laboratorio

Se encontraron diferencias significativas para las condiciones de temperatura ($\chi^2 = 36,325$, $P < 0,01$), oxígeno disuelto ($\chi^2 = 17,469$ $P < 0,01$) y niveles de salinidad ($\chi^2 = 8,224$, $P = 0,041$) cuando fueron comparadas las condiciones del agua de la bahía de San Vicente con las condiciones de los acuarios del laboratorio (i.e. UEs, AA, AD) De manera similar durante los experimentos la salinidad presentó una variación significativa a través del tiempo ($\chi^2 = 36,657$, $P < 0,01$). Por el contrario durante el desarrollo de los experimentos las condiciones de temperatura y oxígeno disuelto no presentaron diferencias significativas a través del tiempo ($\chi^2_{temp} = 3,704$, $P = 0,295$, $\chi^2_{od} = 1,901$, $P = 0,574$). Durante los experimentos no se encontró un efecto significativo causado por la interacción entre las condiciones del agua de la bahía y los acuarios y el tiempo de duración de los experimentos sobre la temperatura ($\chi^2 = 7,384$, $P = 0,597$), el oxígeno disuelto ($\chi^2 = 7,146$, $P = 0,622$) y los niveles de salinidad ($\chi^2 = 8,555$, $P = 0,479$) (Tabla 28, Figura 19 y 20).

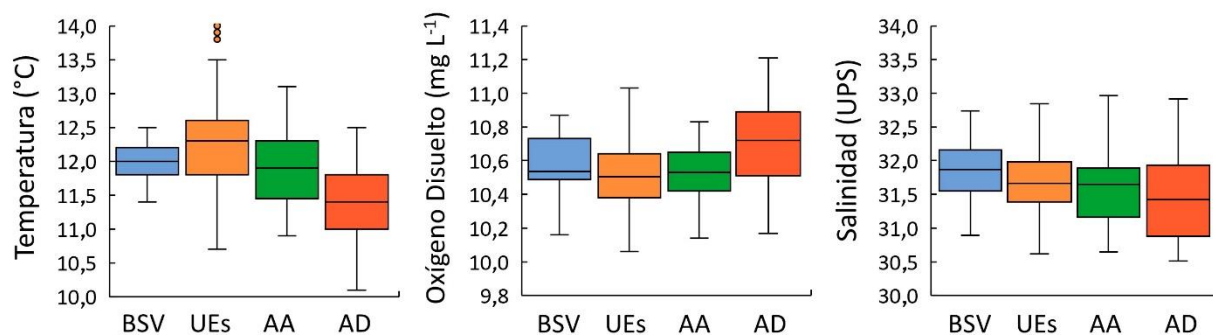


Figura 19. Condiciones ambientales de temperatura ($^{\circ}\text{C}$), oxígeno disuelto (mg L^{-1}) y salinidad (UPS) para el agua de la bahía de San Vicente (BSV), las unidades experimentales (UEs), el acuario de acondicionamiento (AA) y el acuario de los depredadores (AD) monitoreados diariamente durante el desarrollo de los experimentos.

Durante el inicio del experimento (i.e. período de acondicionamiento) se observaron temperaturas más bajas y menores niveles de oxígeno disuelto en el AA y en el AD comparado con las condiciones del agua de la bahía de San Vicente. Sin embargo desde el momento de ingreso de las primeras UEs hasta el final de los experimentos el patrón de las condiciones temperatura y oxígeno disuelto de los acuarios del laboratorio (i.e. UEs, AA y AD) fue relativamente similar con respecto a las condiciones de la BSV aunque con mayor variación levemente mayor. La del AD presentó una temperatura menor en comparación con las condiciones del agua de la BSV (Figura 20).

Tabla 28. Modelos Lineales Generalizados (GLM) de las condiciones ambientales registradas para el agua de la bahía de San Vicente y para los distintos acuarios mantenidos durante el desarrollo de los experimentos (i.e. UEs, AA, AD).

Temperatura			
GLM	Chi ²	GL	Pr(>Chi ²)
Sitio	36,325	3	< 0,01
Semana	3,704	3	0,295
Sitios * Semana	7,384	9	0,597
Oxígeno Disuelto			
GLM	Chi ²	GL	Pr(>Chi ²)
Sitio	17,469	3	< 0,01
Semana	1,901	3	0,574
Sitios * Semana	7,146	9	0,622
Salinidad			
GLM	Chi ²	GL	Pr(>Chi ²)
Sitio	8,224	3	0,041
Semana	36,657	3	< 0,01
Sitios * Semana	8,143	9	0,519

Los niveles de salinidad del AA y el AD y del agua de mar de la BSV fueron similares durante el período de acondicionamiento en comparación con los días posteriores al ingreso de las unidades experimentales a los tratamientos. Durante los experimentos los niveles de salinidad de las unidades experimentales fueron similares a las condiciones presentadas para la BSV. Sin embargo, durante la segunda semana el agua de mar del AA y AD presento menores niveles de salinidad comparado con las condiciones del agua de mar de las UEs y de la BSV. Luego de la segunda semana los niveles de salinidad fueron similares entre la bahía de San Vicente y las condiciones de los acuarios de laboratorio (Figura 20).

Los resultados anteriores demostraron las condiciones ambientales del agua de mar en condiciones del laboratorio presentaron un patrón temporal similar, aunque con mayor variación con respecto a las condiciones de la bahía de San Vicente. Por otro lado, las condiciones ambientales de temperatura y oxígeno disuelto fueron relativamente estables durante el desarrollo de los experimentos, exceptuando que los niveles de salinidad presentaron una mayor variación a través del tiempo.

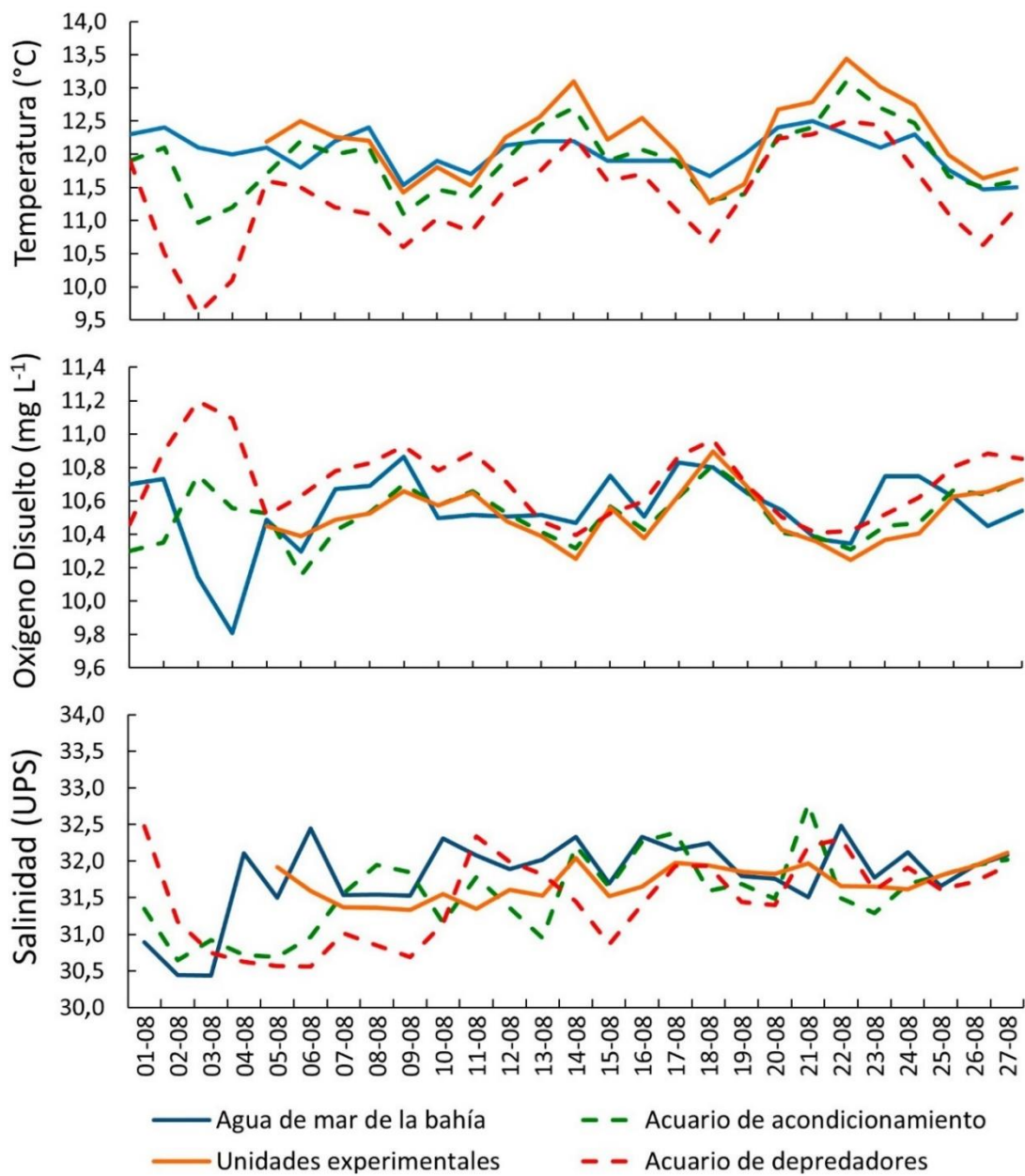


Figura 20. Serie de tiempo para las condiciones de temperatura (°C), oxígeno disuelto (mg L⁻¹) y salinidad (UPS) registrada diariamente para la bahía de San Vicente y para los distintos acuarios (i.e. UEs, AA, AD) mantenidos durante el desarrollo de los experimentos.

Tabla 29. Mediciones de las condiciones ambientales de temperatura (°C), oxígeno disuelto (mg L⁻¹) y salinidad (UPS) durante el desarrollo de los experimentos DE = desviación estándar, IC = intervalo de confianza (95%).

Agua de mar bahía de San Vicente (BSV)				
	Rango	Media	DE	IC
Temperatura	11,40 - 12,50	12,01	0,29	0,06
Oxígeno Disuelto	9,76 - 10,87	10,54	0,23	0,05
Saturación de oxígeno	89,70 - 100	97,31	2,12	0,47
Salinidad	30,37 - 33,07	31,85	0,49	0,11
Acuario de acondicionamiento (AA)				
	Rango	Media	DE	IC
Temperatura	10,90 - 13,10	11,90	0,54	0,12
Oxígeno Disuelto	10,14 - 10,83	10,53	0,16	0,04
Saturación de oxígeno	94,96 - 98,00	96,98	0,82	0,18
Salinidad	30,64 - 32,96	31,59	0,54	0,02
Unidades experimentales (UEs)				
	Rango	Media	DE	IC
Temperatura	10,07 - 14,00	12,23	0,62	0,04
Oxígeno Disuelto	10,06 - 11,04	10,51	0,18	0,01
Saturación de oxígeno	94,10 - 98,80	97,65	0,48	0,03
Salinidad	30,47 - 33,23	31,67	0,45	0,12
Acuario de depredadores (AD)				
	Rango	Media	DE	IC
Temperatura	9,60 - 12,50	11,32	0,71	0,16
Oxígeno Disuelto	10,17 - 11,21	10,72	0,22	0,05
Saturación de oxígeno	96,10 - 98,70	97,65	0,37	0,08
Salinidad	30,41 - 32,91	31,44	0,62	0,13

DISCUSIÓN

Durante este estudio se evaluaron los efectos de la luz artificial de noche (LAN) sobre la interacción entre el chorito endémico y de importancia comercial *Mytilus chilensis* y las señales producidas por el depredador *Meyenaster gelatinosus* en condiciones de laboratorio. Los resultados mostraron que LAN tuvo un efecto en la producción de bisos de *M. chilensis* disminuyendo significativamente el número de bisos producidos en aquellos individuos que fueron expuestos a una intensidad de 10 lux. Por otra parte, la interacción generada por la señal de *M. gelatinosus*, la exposición a LAN (30 lux) y el tiempo exposición a LAN mostró un efecto significativo sobre el ciclo de actividad diario de *M. chilensis*. De manera interesante los resultados de este estudio demostraron que la presencia de LAN y/o la exposición a SD de *M. gelatinosus* no tuvo un efecto significativo sobre la resistencia de los bisos y sobre el índice de condición de *M. chilensis*. En términos generales, este estudio sugiere que LAN es una potencial amenaza para el estabilidad a través de tiempo de las estructuras conformadas por el mitílido endémico y de importancia comercial *M. chilensis* debido a que disminuye la producción de bisos y altera el ciclo de actividad diario en respuesta a la señal del depredador *M. gelatinosus*.

Ciclo de actividad diario de *M. chilensis*

Los resultados de este estudio demostraron que *M. chilensis* es una especie principalmente diurna que se encuentra mayormente activa durante el intervalo de tiempo comprendido entre el amanecer (08:00 horas) y el anochecer (18:00 horas). Estudios anteriores han demostrado que la actividad de las valvas es un comportamiento altamente sincronizado cuando los bivalvos son mantenidos en condiciones de laboratorio (Ballesta-Artero et al. 2017). De manera similar *M. chilensis* presentó patrones de actividad de valvas similares entre los distintos individuos mostrando mayor actividad de las valvas durante el día y menor actividad durante la noche. Los resultados de este estudio son diferentes a los descritos previamente para *M. galloprovincialis*, especie que se encuentra mayormente activa durante la noche (Gnyubkin 2010, Comeau et al. 2018). De manera similar los resultados preliminares de los experimentos GAME mostraron que las especies estudiadas alrededor del mundo estuvieron mayormente activas durante el período de noche, especialmente para los casos de *M. galloprovincialis* en España, *M. edulis* en Islandia, *Mytilus* spp. en Japón y *P. viridis* en Malasia.

De manera interesante durante los experimentos se observó en algunos individuos marcados cambios de actividad de valvas los cuales ocurrieron en los momentos previos o posteriores a los cambios de intensidad de luz entre los períodos de día y noche. Los cambios en el comportamiento de las valvas de

M. chilensis podrían estar influenciados por períodos caracterizados por cambios repentinos de intensidad de luz (e.g. crepúsculo), intervalos de tiempo donde pueden ocurrir variaciones de intensidad de hasta un 50% en pocos minutos (McFarland 1986). No obstante, debido a limitaciones logísticas durante los experimentos no fue posible simular los cambios de intensidades de luz asociados a los períodos de amanecer y atardecer.

Los impactos de SD y LAN en el ciclo actividad diario de *M. chilensis*

Durante el ciclo de vida de los mitílidos la depredación es la principal causa de mortalidad (Suchanek 1985, Seed & Suchanek 1992, Christensen et al. 2012, Gosling 2021) mientras que la percepción de las señales químicas es uno de los primeros estímulos para determinar la presencia de depredadores (Reimer et al 1995). Los mitílidos son organismos capaces de detectar las señales químicas de los depredadores las cuales pueden generar modificaciones en el comportamiento, en la fisiología, en la morfología y en el crecimiento de las especies de mitílidos (Reimer et al. 1995, Reimer & Tedengren 1996, 1997, Rovero et al. 1999, Leonard et al. 1999, Reimer 1999, Freeman et al. 2007, Nicastro et al. 2007, Garner & Litvaitis 2013). Por ejemplo, *M. edulis* presenta un cierre repentino de sus valvas lo que permite evadir a sus depredadores visuales (Robson et al. 2010) además de disminuir la probabilidad de propagar señales químicas propias que podrían ser detectadas por otros depredadores (Ishida & Iwasaki 2003).

Durante este estudio fue evidenciado un efecto causado por la interacción entre SD, LAN (30 lux) y el tiempo de exposición a LAN sobre el ciclo de actividad diario de *M. chilensis*. Hasta el momento solo se ha publicado un estudio realizado en condiciones de laboratorio donde se han evaluado los efectos de SD en escenarios de LAN. En este caso la exposición a LAN provocó un incremento de los metabolitos sobre los tejidos (e.g hígado, cerebro y músculos) del pez pomacéntrido *Chromis viridis* (48-74 mm). No obstante la presencia de la SD del pez halcón *Paracirrhites arcatus* provocó una atenuación de los impactos negativos sobre los procesos de comunicación celular, y sobre la respuesta al estrés oxidativo solo en los tejidos del hígado y del cerebro (Hillyer et al., 2021). Sin embargo, de manera interesante los resultados del presente estudio no evidenciaron un efecto directo de la exposición a la señal de *M. gelatinosus* sobre el ciclo de actividad diario de *M. chilensis*. La depredación es un aspecto importante del ciclo de vida de los mitílidos, por ejemplo en los sistemas de cultivo de la costa sureste del Reino Unido el cangrejo *Carcinus maenas* es responsable del consumo del 10% de las semillas de la industria de *M. edulis* (Murray et al. 2007). Los resultados aquí obtenidos fueron similares a los descritos previamente para *M. edulis* donde la presencia de señales de los depredadores *Asterias rubens*, *C. maenas* y *C. irroratus* no mostraron un efecto

significativo sobre el comportamiento o el ciclo de actividad de las valvas (Freeman et al. 2009). No obstante, los resultados de este estudio fueron distintos a los descritos por Reimer et al. (1995) donde la señal producida por *A. rubens* sí generó una disminución de la actividad de las valvas (15%) en *M. edulis*, pero solo en condiciones de bajas concentraciones de alimento, además de una disminución de la respiración (17%), la excreción (47%) y el crecimiento (54%) (Reimer et al. 1995).

Durante este estudio no se encontró un efecto directo de LAN sobre el ciclo de actividad diario de *M. chilensis*. Los resultados de este estudio fueron diferentes a los descritos recientemente para *M. edulis* donde fue estimado el efecto de LAN sobre el ciclo de actividad de las valvas y sobre el consumo de fitoplancton mediante el uso de luces con diferentes espectros de colores durante 2 semanas. Los resultados demostraron que las luces de color verde (505-586 nm, máximo 536 nm) generaron un aumento de la frecuencia de la apertura y cierre de las valvas, junto con una disminución del consumo de fitoplancton; de manera contraria, las luces blancas cálidas (503-620nm, máximo 558 nm) provocaron una disminución de la frecuencia de apertura y cierre de valvas y un aumento del consumo de fitoplancton (20 lux, Christoforou et al. 2023). Sin embargo, las mediciones realizadas por Christoforou et al. (2023) sobre la actividad de las valvas fueron realizada en una escala más corta de tiempo (i.e. intervalos de segundos). En el presente estudio fueron utilizadas luces de emisión de diodos blancas frías (400-700 nm, máximo 480 nm) mientras que la actividad de las valvas fue registrada en intervalos de 15 minutos lo que no permite evaluar las respuestas de *M. chilensis* a la exposición a LAN o incluso SD en escalas de tiempo más cortas.

Durante este estudio se observaron cambios sobre el ciclo de actividad diario de *M. chilensis* luego de 14 días de exposición a ciclos diarios de luz, las alteraciones en el ciclo de actividad diario posiblemente podrían haber sido influenciados por cambios en las condiciones ambientales o por el tiempo de permanencia de los individuos en el laboratorio. Los cambios asociados al ciclo de actividad diario observado durante el inicio y durante el final del estudio fueron similares para ambos experimentos mostrando una respuesta similar de *M. chilensis* en todos los tratamientos. No obstante es probable que los cambios sobre el ciclo de actividad de las valvas podrían haber sido influenciados por componentes ambientales relacionados con cambios naturales de la extensión del fotoperíodo característico de regiones templadas y altas latitudes (Ballesta-Artero et al. 2017, Tran et al. 2020). Por ejemplo, un estudio en el norte de Noruega demostró que la actividad de las valvas de la almeja *Arctica islandica* posee un ciclo anual de actividad relacionado con períodos de crecimiento de las valvas, en este caso el período de mayor actividad ocurre entre primavera y fines del verano (i.e. febrero a septiembre) mientras que el

período de menor actividad ocurre durante los meses fríos de otoño e invierno (i.e. octubre a enero) (Ballesta-Artero et al. 2017). Por otra parte, la actividad de las valvas de *M. edulis* (56.3 ± 3.7 mm) está relacionada con los cambios en el fotoperíodo los cuales producen un incremento de la actividad y un mayor crecimiento de las valvas durante los meses de primavera y verano (i.e. mayo a septiembre) (Tran et al. 2020). De manera similar, Bertolini et al. 2021 encontró que *M. galloprovincialis* presentó períodos prolongados de cierre de valvas en los meses de otoño e invierno (i.e. septiembre a diciembre) mostrando mayor actividad a las 05:00 y las 18:00 horas. Durante el presente estudio los períodos de mayor actividad de *M. chilensis* luego de 14 días en condiciones de laboratorio fueron entre las 08:00 a 09:00 horas y entre las 18:00 a 19:00 horas.

Durante el presente estudio los experimentos fueron realizados durante el mes de agosto correspondiente al invierno austral, en este escenario no se observó un incremento significativo de la longitud total de las valvas de *M. chilensis* luego de concluir ambos experimentos. Los resultados anteriores demostraron que no hubo un crecimiento de las valvas en los individuos de *M. chilensis* luego de haber estado por un período de tiempo de 4 semanas en condiciones de laboratorio.

Los impactos de LAN en la producción de bisos de *M. chilensis*

La producción de bisos (i.e. bisogénesis) es un proceso coordinado que envuelve respuestas sensoriales, musculares y exocrinas los cuales son elaborados por glándulas especializadas que están localizadas en el órgano del pie (Waite 1992, Silverman & Roberto 2010). La producción de bisos es fundamental durante el ciclo de vida de los mitílidos ya que a nivel individual condiciona el crecimiento, la reproducción y la supervivencia de los organismos mientras que a nivel poblacional favorece la integridad y la estabilidad a las estructuras que forman las agregaciones. Por otra parte la elaboración de bisos es un aspecto esencial a nivel ecosistémico porque favorece la productividad y el funcionamiento de los ecosistemas marinos costeros además de proporcionar una barrera natural frente a los desastres naturales y a la erosión generada por el movimiento del agua (Meadows et al. 1998, O'Donnell 2008, Dame 2011, Ysebaert et al. 2018, González et al. 2021).

Durante este estudio se encontró un efecto de LAN sobre la producción de bisos por *M. chilensis* representado en una disminución del número de bisos diarios producidos. A través de este estudio se observó una disminución significativa de la producción de bisos (30%) de *M. chilensis* en los individuos que estuvieron expuestos a intensidades de LAN de 10 y 30 lux. De manera interesante los resultados preliminares de GAME demostraron que hubo un efecto de LAN a nivel global sobre la producción de bisos

considerando los casos de los mitílidos estudiados *M. galloprovincialis* en España, *Mytilus* spp. en Japón, *P. viridis* en Malasia, y *M. edulis* en Islandia y Finlandia. Los impactos a nivel global de LAN sobre la producción de bisos son relevantes ya que sus implicancias sobre la estabilidad de las agregaciones de choritos favorecerían potenciales desprendimientos de individuos desde sistemas de cultivo o bancos naturales los cuales podrían tener consecuencias en el funcionamiento, la estructura y la resiliencia de los ecosistemas marinos costeros que se encuentran incluso más alejados de las fuentes de emisión de LAN (Donadi et al. 2013, van der Zeer et al. 2012, van de Koppel et al. 2015).

La menor producción de bisos podría tener efectos negativos en escenarios con mayores flujos de corrientes, por ejemplo la producción de bisos de los mitílidos (e.g. *M. edulis*, *Mytilus trossulus*, *M. galloprovincialis*, *M. californianus*, *Modiolus modiolus*) disminuye, o incluso se detiene, cuando el flujo de la corriente de agua alcanza velocidades de 25-50 cm/s⁻¹ (Clarke & McMahon 1996, Moeser & Carrington 2006, Carrington et al. 2008). Durante este experimento *M. chilensis* fue alimentado con un pulso diario de microalgas mientras que el movimiento del flujo del agua dentro de las unidades experimentales fue mínimo y solo influenciado por el funcionamiento de los aireadores. La producción de bisos de *M. chilensis* en condiciones de laboratorio fue similar a las mostradas por *M. galloprovincialis* (13-20 bisos día⁻¹) las cuales fueron significativamente mayores en los juveniles (42-46 bisos, 28.8 ± 1.8 mm) que en los adultos (27-31 bisos, 86.6 ± 2,8 mm) luego de 48 horas (Babarro et al. 2008).

Durante el presente estudio no se observó un efecto de la señal del depredador *M. gelatinosus* sobre la producción de bisos de *M. chilensis*. Otros estudios han demostrado que los mitílidos son especies adaptadas para incrementar selectivamente la producción de bisos dependiendo de los potenciales depredadores y sus dietas. Por ejemplo en la costa norte de Inglaterra, *M. edulis* incrementa la producción y el volumen de los bisos durante las primeras 6 horas de exposición a la señal del depredador *Cancer pagurus*, sin embargo no fue observado el mismo efecto luego de ser expuestos a la señal del depredador *Echinus esculentus* (Côté 1995). Similarmente, se ha observado en la costa de Chile una mayor producción de bisos de parte de *Perumytilus purpuratus* y *Semimytilus algosus* cuando estos han sido expuestos a los efluentes del depredador el cangrejo *Acanthocyclus gayi* (Caro et al. 2008). Por otro lado, en las costas de Hong Kong los mitílidos *P. viridis* y *Brachidontes variabilis* incrementan la producción de bisos cuando son expuestos a señales del depredador el cangrejo *Thalamita danae* solo cuando han sido alimentados previamente con conespecíficos (Cheung et al. 2006). Sin embargo, durante el presente estudio los depredadores no fueron alimentados lo cual podría haber sido una posible explicación a la falta de efecto de la señal de *M. gelatinosus*.

Sobre la resistencia de los bisos de *M. chilensis*

Durante este estudio no se observó un efecto de LAN sobre la resistencia de los bisos de *M. chilensis*. Los resultados obtenidos durante el desarrollo de este estudio fueron similares a los observados para la mayoría de las especies de mitílidos durante los experimentos GAME. Los resultados preliminares a nivel global demostraron que no hubo un efecto de LAN sobre la resistencia de los bisos (e.g. *M. edulis* en Islandia, *Mytilus* spp. en Japón, *P. viridis* en Malasia). No obstante solo para el caso de *M. galloprovincialis* proveniente en la costa noroeste de España fue observado una disminución significativa de la resistencia de los bisos (28%) en aquellos individuos que fueron expuestos a intensidades de 10 y 30 lux. De manera similar, los resultados de este estudio demostraron que no hubo un efecto de la señal del depredador *M. gelatinosus* sobre la resistencia de bisos de *M. chilensis*. Los resultados obtenidos fueron diferentes a los descritos para individuos de *Mytilus* spp. obtenidos desde bancos naturales los cuales incrementan la resistencia de los bisos cuando son expuestos a la señal de los depredadores *A. rubens* y *C. maenas* (Reimer & Tedengren 1997, Reimer & Harms-Ringdahl 2001). No obstante, varios estudios han demostrado que las señales del depredador *C. maenas* tienen un efecto más evidente sobre la resistencia de los bisos en comparación con las señales del depredador *A. rubens* (Reimer & Harms-Ringdahl 2001).

Durante este estudio los individuos utilizados en los experimentos fueron obtenidos a partir de centros suspendidos de cultivos. Algunos estudios han demostrado que los individuos que habitan sistemas suspendidos de cultivo están menos expuestos a señales de los depredadores bentónicos (Kirk et al 2007, Gosling 2021, Christensen et al. 2012). Estudios recientes han mostrado resultados contradictorios sobre la resistencia de los bisos de especies que han sido expuestas a señales de distintos depredadores, por ejemplo *M. edulis* proveniente de centros de cultivo produce bisos más resistentes en comparación con individuos obtenidos en bancos naturales (Christensen et al. 2012). Por otra parte, *M. trossulus* de centros de cultivo produce bisos menos resistentes comparado con ejemplares obtenidos en bancos naturales (Kirk et al 2007).

Los resultados a nivel global demostraron que las especies de mitílidos estudiadas durante GAME poseen diferencias con relación a la resistencia de los bisos demostrando que este es un atributo especie-específico. Las diferencias relacionadas a la resistencia de los bisos entre las distintas especies pueden estar explicadas por propiedades mecánicas (e.g. extensibilidad, fuerza o resistencia) intraespecíficas (Bouhleb et al. 2017).

Sobre el índice de condición de *M. chilensis*

La exposición a distintos niveles de intensidad de luz artificial de noche no tuvo un efecto sobre el índice de condición de *M. chilensis*. El índice de condición estimado para los individuos de ambos experimentos fue menor (30%) a los descritos para *M. chilensis* en la bahía del Golfo de Arauco (45-75 mm, 35-42%, Díaz et al. 2014, 2019), y menores con respecto a los descritos para individuos de los bancos naturales que habitan el fiordo de Reloncaví (50-70 mm, 90%-240%, Molinet et al. 2015). En los bancos naturales el índice de condición de *M. chilensis* presenta variaciones espaciales en escalas de metros probablemente debido a las constantes perturbaciones que son generadas por las actividades antropogénicas (Molinet et al. 2015).

Otros estudios han evidenciado que el índice de condición de los mitílidos es influenciado por condiciones ambientales (e.g. temperatura, disponibilidad de alimento, profundidad y la exposición al oleaje) (Okumus & Sterling 1998, Steffani & Branch 2003, Molinet et al. 2015, Padín et al. 2021). Los resultados anteriores son contrarios a los descritos para *M. chilensis* donde el índice de condición no demostró estar influenciado por las condiciones ambientales de temperatura, salinidad y concentración de clorofila (Molinet et al. 2015). No obstante, el índice de condición de *M. chilensis* es mayor en los ecosistemas intermareales comparado con los ecosistemas submareales (Molinet et al. 2015). En la costa de Galicia el índice de condición de *M. galloprovincialis* es mayor en los individuos que son cultivados en los primeros metros bajo la superficie del agua (0-6 m) y menor en los individuos cultivados a una mayor profundidad (6-12 m), mientras que el índice de condición de *M. galloprovincialis* cultivado en zonas expuestas es menor comparado con respecto a individuos que habitan zonas protegidas (Padín et al. 2021).

El índice de condición de los mitílidos tiene ciclos anuales presentando generalmente valores bajos en invierno y primavera los cuales aumentan gradualmente hacia el verano. Por ejemplo, en las costas de Escocia el mitílido *M. edulis* presenta menores índices durante invierno y principios de primavera (15-35%) y mayores valores durante primavera y verano (30-50%) (i.e. mayo a julio) (Okumus & Sterling 1998), mientras que en los sistemas de cultivo del Río de Souza en España *M. galloprovincialis* presenta valores de $24,5 \pm 3,32$ para el inicio de primavera y mediado del verano mostrando un máximo de 35% en el mes de junio (Padín et al. 2021). Por el contrario, en los sistemas de cultivo de las costas de Croacia *M. galloprovincialis* presenta índices de condición mayores durante los meses de otoño e invierno (28-31%) (i.e. septiembre a enero) y menores durante el inicio de la primavera ($11,3 \pm 1,7\%$) (Peharda et al. 2007).

Durante el presente estudio no se observó un efecto de la señal del depredador *M. gelatinosus* sobre el índice de condición de *M. chilensis*. La ausencia de un efecto a la exposición de la señal del depredador *M. gelatinosus* sobre estas variables podría estar relacionada con bajas tasa de consumo de alimento de parte de *M. gelatinosus* lo cual podría tener una influencia incluso sobre la producción de señales químicas (Cheung et al. 2006), por ejemplo la tasa de depredación sobre semillas de *M. edulis* es menor de parte de la estrella *A. rubens* (0,1 semillas ind día⁻¹) en comparación con el cangrejo *C. maenas* (3-6 semillas ind día⁻¹) (Kamermans et al. 2009). Los resultados obtenidos en el presente estudio sugieren realizar nuevas investigaciones que evalúen los efectos de SD y LAN considerando la exposición a señales de diferentes depredadores de *M. chilensis* como es el caso de la estrella *Cosmasterias lurida*, el cangrejo *Acanthocyclus albatrossis* y el caracol *Trophon geversianus* (Curelovich et al. 2016, Garrido et al. 2021, Uzkiaga et al. 2022) junto con señales transmitidas por conespecíficos dañados, debido a que por ejemplo en los casos de *M. edulis* y *Dreissena polymorpha* (Dreissenidae) responden a la presencia de señales de individuos dañados provocando una disminución de la actividad de las valvas o incluso un cierre temporal (Freeman et al. 2009, Robson et al. 2010, Dzierżyńska-Białończyk et al. 2019). Durante este estudio no fue posible acceder a estos depredadores debido a limitaciones logísticas relacionadas con tiempos de búsqueda, traslado y mantenimiento en el laboratorio. Por último, los resultados de este estudio permiten sugerir que las respuestas observadas sobre *M. chilensis* no estuvieron influenciadas por probables diferencias en el índice de condición de los individuos.

Sobre las condiciones ambientales durante los experimentos

Durante los experimentos las condiciones de temperatura (11,5-12,5 °C) registradas fueron similares a las registradas en invierno para el centro de la bahía de San Vicente (11,7 ± 0,8 °C, Rudolph et al. 2002), y similares a las descritas por estudios recientes durante los meses de agosto para el Golfo de Arauco (2-6 metros de profundidad) ubicado a 120 km al sur de la Estación de Biología Marina (11-13 °C, Díaz et al. 2014, 2019) las cuales variaron entre 1 y 2 (°C). Durante los experimentos se observaron temperaturas levemente mayores en las unidades experimentales en comparación con las condiciones de los acuarios de acondicionamiento, el acuario de depredadores y las condiciones de la bahía de San Vicente, no obstante, las temperatura de las UEs (12,23 ± 0,62 °C) fueron similares a las descritas previamente para el Golfo de Arauco (12-13 °C) considerando las mediciones descritas para los meses de agosto durante dos años consecutivos las cuales variaron entre 1-2 (°C) (Díaz et al. 2014). Por otro lado las condiciones de temperatura de las UEs fueron mayores a las registradas en la superficie del agua del Fiordo de Reloncaví (9°C) durante invierno, y mayores a las registradas para las poblaciones naturales de *M. chilensis* durante

el mes de septiembre en la zona del Estuario de Reloncaví (9-10 °C, 0-15 m de profundidad, Molinet et al. 2015). Por otro lado, las temperaturas observadas sobre las UEs fueron mayores a las descritas durante el período de invierno (10-11 °C) y primavera (10-12 °C) en la columna de agua del Seno de Reloncaví (Iriarte et al. 2007, Cuevas et al. 2019).

Durante los experimentos las condiciones de oxígeno disuelto (10-11,2 mg L⁻¹) registradas en la bahía de San Vicente y en los acuarios de los experimentos fueron mayores a las descritas para el mes de agosto (i.e. invierno) en la zona del Golfo de Arauco (7,8-8 mg L⁻¹) no obstante las concentraciones de oxígeno disuelto obtenidas durante los experimentos fueron similares a las observadas durante los meses de septiembre y octubre (i.e primavera) (9-10 mg L⁻¹, Díaz et al. 2019). Las condiciones de oxígeno disuelto observadas durante los experimentos fueron mayores a las registradas para el Estuario de Reloncaví (6-8 mg L⁻¹, 0-15 m de profundidad) durante las temporadas de otoño, primavera y verano según los descrito por Castillo et al. 2016. No obstante se ha demostrado que las condiciones de oxígeno disuelto del Fiordo de Reloncaví pueden alcanzar bajas concentraciones de (5 ± 2,2 mg L⁻¹) en la superficie del agua durante otoño y altas concentraciones (10 ± 1,2 mg L⁻¹) durante los períodos de primavera y verano (León-Muñoz et al. 2013). Las altas concentraciones de oxígeno registradas durante los experimentos podrían ser explicadas por el tamaño de los acuarios y la alta probabilidad de intercambio gaseoso entre el agua y la atmósfera, por otro lado las altas concentraciones registradas para la bahía de San Vicente podrían estar relacionadas con la zona de rompiente del oleaje caracterizada también por un altas tasas de intercambio gaseoso.

Las condiciones de salinidad registradas durante el desarrollo de los experimentos en la bahía de San Vicente (31,86 ± 0,50) fueron similares a las descritas previamente para el Golfo de Arauco (31,5-32 UPS Díaz et al. 2019) y para el Fiordo de Reloncaví (31 UPS, Iriarte et al. 2007). No obstante, se ha descrito que la salinidad en el Golfo de Arauco es altamente variable durante los meses de junio, agosto y octubre (Díaz et al. 2014). De manera similar durante los experimentos se observaron variaciones temporales en las condiciones de salinidad las cuales podrían estar relacionadas a descargas de agua dulce proveniente de los brazos del río Biobío localizados cerca de la Estación de Biología Marina. No obstante, es plausible sugerir que los cambios encontrados en el ciclo de actividad diario de *M. chilensis* no estarían influenciadas por las variaciones debido a que los bancos naturales, la captura de semillas (50%) y el desarrollo de los sistemas de cultivo *M. chilensis* se encuentran en zonas que presentan fuertes gradientes de salinidad (e.g. 30-32 UPS en la boca del Seno de Reloncaví, 20-32 PSU en el Seno y 6-28 UPS en el Fiordo de Reloncaví) (Barria et al. 2012, Molinet et al. 2015, Cuevas et al. 2019).

Finalmente es posible aseverar que las variaciones en las condiciones ambientales observadas durante los experimentos estuvieron dentro del rango de las condiciones que *M. chilensis* percibe en su ambiente natural.

Potenciales impactos de LAN producidos por la salmonicultura

La mitilicultura y la salmonicultura tienen impactos negativos sobre los ecosistemas marinos especialmente en el mar interior de Chiloé y en el Seno de Reloncaví. Por ejemplo, los centros de cultivos generan elevadas abundancia de basura marina flotante, representada principalmente por plumavit, boyas de poliestireno y por sacos de comidas de salmones (10-230 objetos km⁻²) (Hinojosa & Thiel 2009, Ahrendt et al. 2021). Además, el cultivo intensivo de salmones favorece la propagación de enfermedades, elevadas concentraciones de antibióticos y pesticidas, mientras que genera condiciones caracterizadas por el exceso de carga de nutrientes provenientes de los desechos metabólicos y del resto de alimento no consumido por los peces (Buschmann et al. 2012, Quiñones et al. 2019). Por otra parte, la actividad de la salmonicultura modifica los ciclos biogeoquímicos (Quiñones et al. 2019), las propiedades físico-químicas del sedimento (Findlay et al. 1995, Aranda et al. 2015), la biomasa del componente microbiano (Soto & Norambuena 2004), la abundancia de especies de los ensamblajes pelágicos y bentónicos (Buschmann et al. 2006, Dempster et al. 2009, Hernández-Miranda et al. 2021) y la estructura trófica de las comunidades bentónicas (Ortiz et al. 2021). No obstante, se ha descrito que la mitilicultura tiene impactos positivos sobre los ecosistemas marinos costeros al favorecer el aumento de la abundancia de las especies bentónicas (Wilding & Nickell 2013), la fijación de carbono, mientras que mejora de la calidad del agua de los ecosistemas marinos disminuyendo incluso el exceso de nutrientes provenientes de la salmonicultura (Avdelas et al. 2021, Camelo- Guarín et al. 2021).

Los sistemas de cultivo de la salmonicultura utilizan LAN (e.g. color verde, 100 lux de intensidad dentro de las jaulas) con el objetivo de disminuir los tiempos de producción de la industria. La luz artificial de noche modifica el comportamiento y la fisiología de los salmones causando una inhibición del proceso de maduración sexual y un incremento del crecimiento somático (Tarengar et al. 2006, Migaud et al. 2007, Leclercq et al. 2011, Oppedal et al. 2011). Sin embargo, estudios recientes han demostrado que LAN produce un incremento de la abundancia del zooplankton y de los peces (e.g. larvas, juveniles y adultos) alrededor de las jaulas de cultivo (McConnell et al. 2010, Stewart et al. 2013), además de favorecer la infestación de los salmones por ectoparásitos (Hevrøy et al. 2003, Sievers et al. 2018). Por otro lado, estudios recientes han demostrado que las luces LED estimula la fotosíntesis del fitoplancton

influyendo la composición de la comunidad del fitoplancton (70 lux, Grubisic 2018), y favoreciendo el incremento de la abundancia de especies relacionadas con eventos de floraciones algales nocivas como *Skeletonema* sp. (525 nm, color verde) (3,4-12,8 lux, Diamantopoulou et al., 2021). De manera similar las luces de emisión de diodos (LED) estimulan el crecimiento de *Skeletonema costatum* y *Heterocapsa circularisquama* cuando son expuestas a luces de color violeta (405 nm), azul (470 nm) y verde (525 nm) (870 lux, Oh et al. 2008).

Los eventos de floraciones algales nocivas han provocado importantes pérdidas económicas para la industria de la mitilicultura (US\$30-40 millones de dólares) y la salmonicultura (US\$800 millones de dólares) (Mardones et al. 2021, Barría et al. 2022). Los eventos de FAN han sido caracterizados por la presencia de las especies como por ejemplo *Pseudochatonella* sp. y *Alexandrium catenella* (Mardones et al. 2021, Barría et al., 2022), no obstante, hasta el momento no se han realizado estudios que evalúen el impacto de LAN sobre el ciclo de vida de las especies formadoras de FAN. Los escenarios de LAN producidos por la salmonicultura son relevantes para la conservación de los ecosistemas marinos costeros ya que podrían alterar las interacciones entre las especies produciendo modificaciones en la composición de las comunidades marinas (Sanders & Gaston 2018, Zapata et al. 2019). En la actualidad los modelos satelitales desarrollados para el monitoreo de LAN han empezado a demostrar que la contaminación lumínica generada por los sistemas de cultivo de la salmonicultura está modificando los ciclos naturales de luz en distintas zonas del mar interior de Chiloé y en los sistemas de fiordos de la Patagonia (Smyth et al. 2021).

Estudios recientes han evidenciado una disminución de las abundancias de los bancos naturales *M. chilensis* (40%) junto con una disminución de la captación de semillas en el Fiordo de Reloncaví (86%), zona donde se encuentra cerca del 65% de los colectores de semillas de la industria (Lizama 2003, Avendaño et al. 2011, Molinet 2014, Molinet et al. 2015). Los resultados obtenidos por este estudio sugieren realizar nuevas investigaciones que permitan evaluar los efectos de LAN proveniente de los sistemas de cultivos de salmones sobre la estabilidad de los bancos naturales de *M. chilensis*, los cuales se encuentran distribuidos en una zona amenazada por el incremento en el uso de LAN debido a la urbanización, el transporte marítimo y la actividad de la salmonicultura (i.e. Seno y Fiordo de Reloncaví) (Molinet 2014, Molinet et al. 2015, Castillo et al. 2016). El sistema Seno-Fiordo de Reloncaví es una zona clave para el desarrollo de la industria debido a que es responsable del 99% de la producción de semillas que son cultivadas por la industria de *M. chilensis* (Molinet et al. 2021). Por otra parte los resultados de este estudio sugieren realizar futuras investigaciones que permitan evaluar la potencial relación que

podría existir entre LAN y el incremento de la abundancia de especies relacionadas a los eventos de floraciones algales nocivas (Barría et al. 2022).

Los mitílidos son un grupo de especies dominantes de los ecosistemas bentónicos intermareales y submareales los cuales están distribuidos en aguas frías y templadas del hemisferio norte y sur (Gosling 2021). La estabilidad de las estructuras conformadas por las agregaciones de mitílidos es fundamental para la productividad de los ecosistemas marinos costeros porque favorece el flujo de energía entre las tramas tróficas de los ecosistemas pelágico y bentónico que son habitados por una gran diversidad de especies (Tsushiya & Nishihira 1986, Sebens 1991, Gili & Coma 1998, Thiel & Ulrich 2002, Duarte et al. 2006, Ysebaert et al. 2009). Los resultados de este estudio son relevantes ya que una disminución de la producción de bisos provocado por LAN podría afectar la estabilidad de las agregaciones de *M. chilensis*, condicionando finalmente la estructura de la comunidad y la productividad de los sistemas de cultivo y de los ecosistemas bentónicos.

CONCLUSIONES

- (1) *Mytilus chilensis* es una especie diurna que se encuentra mayormente activa durante el período de tiempo comprendido entre al amanecer y el anochecer.
- (2) La exposición a luz artificial de noche (LAN) disminuye el número de bisos producidos por *M. chilensis* en un 30%.
- (3) La interacción producida entre la señal del depredador *M. gelatinosus*, la exposición a LAN y el tiempo de exposición a LAN modifica el ciclo de actividad diario de *M. chilensis*.
- (4) La exposición a luz artificial de noche (LAN) no tuvo un impacto negativo sobre la resistencia de bisos y el índice de condición de *M. chilensis*.
- (5) La señal del depredador *M. gelatinosus* no tuvo un efecto sobre la producción de bisos, la resistencia de bisos y el índice de condición de *M. chilensis*.

Los resultados de este estudio demostraron que LAN tiene un impacto sobre el mitílido endémico y de importancia comercial *M. chilensis* al disminuir la producción de bisos mientras que altera el ciclo de actividad diario en respuesta a las señales del depredador *M. gelatinosus*. Según los resultados expuestos, este estudio sugiere que LAN es un factor contaminante que podría amenazar la estabilidad de los ecosistemas marinos costeros al desfavorecer la fijación del choritos *M. chilensis*.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ackleson, S. (2003). Light in shallow waters: A brief research view. *Limnology and Oceanography* 48(1): 323-328. DOI: 10.4319/lo.2003.48.1_part_2.0323
- Aguilera, M.A., Weiss, M., Thiel, M. (2019). Similarity in predator-specific anti-predator behavior in ecologically distinct limpet species, *Scurria viridula* (Lottiidae) and *Fissurella latimarginata* (Fissurellidae). *Marine Biology*: 166:41. DOI: 10.1007/s00227-019-3485-5
- Ameyaw-Akumfi, C., Naylor, E. (1987). Temporal patterns of shell-gape in *Mytilus edulis*. *Marine Biology* 95: 237-242. DOI: doi.org/10.1007/BF00409011
- Ahrendt, C., DeCoite, M., Pulgar, J., Pozo, K., Galbán-Malagón, C., Hinojosa, I.A. (2021). A decade later, reviewing floating marine debris in Northern Chilean Patagonia. *Marine Pollution Bulletin* 168: 112372. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2021.112372
- Anderson, M.J. (2001). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26(1): 32-46. DOI: 10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x
- Aranda, C.P., Valenzuela, C., Matamala, J., Godoy, F.A., Aranda, N. (2015). Sulphur-cycling bacteria and ciliated protozoans in a *Beggiatoaceae* mat covering organically enriched sediments beneath a salmon farm in a southern Chilean fjord. *Marine Pollution Bulletin* 100(1): 270-278. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2015.08.040
- Araneda, C., Larraín, M.A., Hecht, B., Narum, S. (2016). Adaptive genetic variation distinguishes Chilean blue mussel (*Mytilus chilensis*) from different marine environments. *Ecology and Evolution* 6(11): 3632-3644. DOI: 10.1002/ece3.2110
- Avdelas, L., Avdic-Mravljje, E., Borges Marques, A.C., Cano, S., Capelle, J.J., Carvalho N., et al. (2021). The decline of mussel aquaculture in the European Union: causes, economic impacts and opportunities. *Reviews in Aquaculture* 13(1): 91-118. DOI: 10.1111/raq.12465
- Avendaño, M., Cantillán, M., Le Pennec, M., Varela, C., Garcias, C. (2011). Distribución temporal de larvas de *Mytilus chilensis* (Hupé, 1954) (Mollusca: Mytilidae), en el mar interior de Chiloé, sur de Chile. *Latin American Journal of Aquatic Research* 39(3): 416-426. DOI: 10.3856/vol39-issue3-fulltext-3
- Ayalon, I., Marangoni, L.F., Benichou, J.I., Avisar, D., Levy, O. (2019). Red Sea corals under Artificial Light Pollution at Night (ALAN) undergo oxidative stress and photosynthetic impairment. *Global Change Biology* 00: 1-14. DOI: 10.1111/gcb.14795
- Ayalon, I., Rosenberg, Y., Benichou, J.I., Campos, C.L., Sayco, S.L., Angelou, M., et al. (2021). Coral Gametogenesis Collapse under Artificial Light Pollution. *Current Biology* 31: 1-7 DOI: 10.1016/j.cub.2020.10.039
- Babarro, J.M., Fernández-Reiriz, M.J., Labarta, U. (2008). Secretion of byssal threads and attachment strength of *Mytilus galloprovincialis*: the influence of size and food availability. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 88(1): 783-791. DOI: 10.1017/S0025315408001367

- Baden, S., Hernroth, B., Lindahl, O. (2021). Declining Populations of *Mytilus* spp. in North Atlantic Coastal Waters- A Swedish Perspective. *Journal of Shellfish Research* 40(2): 269-296. DOI: 10.2983/035.040.0207
- Bagnara, M., Maltrain, D. (2008). Descripción del sector miticultor en la región de Los Lagos, Chile: evolución y proyecciones. Estado actual del cultivo y manejo de moluscos bivalvos y su proyección futura: factores que afectan su sustentabilidad en América Latina. Taller técnico regional de la FAO. *Actas de Pesca y Acuicultura* 12: 189–198.
- Ballesta-Artero, I., Witbaard, R., Carroll, M.L., van der Meer, J. (2017). Environmental factors regulating gaping activity of the bivalve *Arctica islandica* in Northern Norway. *Marine Biology* 164(5): 114-116. DOI: 10.1007/s00227-017-3144-7
- Bará, S., Rodríguez-Aros, Á., Pérez, M., Tosar, B., Lima, R.C., Sánchez de Miguel, A., Zamorano, J. (2019). Estimating the relative contribution of streetlights, vehicles, and residential lighting to the urban night sky brightness. *Lighting Research & Technology* 0: 1–16. DOI: 10.1177/1477153518808337
- Barbosa, R.V., Bacher, C., Jean, F., Thomas, Y.. (2019). Linking individual and population patterns of rocky-shore mussels. *PeerJ* 9: e12550. DOI: 10.7717/peerj.12550
- Barria, A., Gebauer, P., Molinet, C. (2012). Spatial and temporal variability of mytilid larval supply in the Seno de Reloncaví, southern Chile. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 47 (3): 461-473. <https://doi.org/10.4067/S0718-19572012000300009>
- Barría, C., Vásquez-Calderón P., Lizama, C., Herrera, P., Canto, A., Conejeros, P., Beltrami, O., et al. (2022). Spatial Temporal Expansion of Harmful Algal Blooms in Chile: A Review of 65 Years Records. *Journal of Marine Science and Engineering* 10(12): 1868. DOI: 10.3390/jmse10121868
- Bell, E.C., Gosline, J.M. (1997). Strategies for life in flow: tenacity, morphometry, and probability of dislodgment of two *Mytilus* species. *Marine Ecology Progress Series* 159: 197-208. DOI: 10.3354/meps159197
- Berge, J., Geoffroy, M., Malin, D., Finlo, C., Pierre, P., et al. (2020). Artificial light during the polar night disrupts Arctic fish and zooplankton behaviour down to 200 m depth. *Communications Biology* 3(1): DOI: 10.1038/s42003-020-0807-6
- Bertolini, C., Montgomery, W.I., O'Connor, N.E. (2018). Habitat with small inter-structural spaces promotes mussel survival and reef generation. *Marine Biology* 165(10): 163. DOI: 10.1007/s00227-018-3426-8
- Bertolini, C., Rubinetti, S., Umgiesser, G., Bouma, T.J., Rubino, A., Pastres, R. (2021). How to cope in heterogeneous coastal environments: Spatio-temporally endogenous circadian rhythm of valve gaping by mussels. *Science of the Total Environment* 768: 145085. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.145085
- Bodkin, J.L., Coletti, H.A., Ballachey, B.E., Monson, D.H., Esler, D. (2018). Variation in abundance of Pacific Blue Mussel (*Mytilus trossulus*) in the Northern Gulf of Alaska, 2006–2015. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 147: 87-97. DOI: 10.1016/j.dsr2.2017.04.008
- Bolker, B.M., Brooks, M.E., Clark C.J, Geange, S.W., Poulsen, J.R., Stevens, M.H., White, J-S. (2019). Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in Ecology & Evolution* 24(3): 127-135. DOI: 10.1016/j.tree.2008.10.008

- Bolton, D., Mayer-Pinto, M., Clark, G.F., Dafforn, K.A., Brassil, W.A., Becker, A., Johnston, E.I. (2017). Coastal urban lighting has ecological consequences for multiple trophic levels under the sea. *Science of the Total Environment* 576: 1-9. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.10.037
- Borthagaray A.I., Carranza, A. (2007). Mussels as ecosystem engineers: Their contribution to species richness in a rocky littoral community. *Acta Oecologica* 31: 243-250. DOI: 10.1016/j.actao.2006.10.008
- Bouhlef, Z., Genard, B., Ibrahim, N., Carrington, E., Babarro, J.M., Lok, A., Molinet, A.A., et al. (2017). Interspecies comparison of the mechanical properties and biochemical composition of byssal threads. *Journal of Experimental Biology* 220: 984-994. DOI: 10.1242/jeb.141440
- Brayley, O.D., Wakefield, A., How, M.J. (2022). The Biological Effects of Light Pollution on Terrestrial and Marine Organisms. *International Journal of Sustainable Lighting* 24(1): 13-38. DOI: 10.26607/ijsl.v24i1.121
- Brokordt, K., Faria's, W., Lhorente, J.P., Winkler, F. (2012). Heritability and genetic correlations of escape behaviours in juvenile scallop *Argopecten purpuratus*. *Animal Behaviour* 84: 479e484. DOI: 10.1016/j.anbehav.2012.05.025
- Buschbaum, C., Dittmann, S., Hong J-S., Hwang, I-S., Strasser, M., Thiel, M., Valdivia, N., Yoon., S-P., Reise, K. Mytilid mussels: global habitat engineers in coastal sediments. *Helgoland Marine Research* 63(1): 47-58. DOI: 10.1007/s10152-008-0139-2
- Buschmann, A.H., Riquelme, V.A., Hernández-González, M.C., Varela, D., Jiménez, J.E., Henríquez, L.A., et al. (2006). A review of the impacts of salmonid farming on marine coastal ecosystems in the southeast Pacific. *ICES Journal of Marine Science* 63: 1338-1345. DOI: 10.1016/j.icesjms.2006.04.021
- Buschmann, A.H., Tomova, A., López, A., Maldonado, M.A., Henríquez, L.A., Ivanova, L., Moy, F., Godfrey, H.P., Cabello, F.C. (2012). Salmon Aquaculture and Antimicrobial Resistance in the Marine Environment. *PLoS ONE* 7(8): e42724. DOI:10.1371/journal.pone.0042724
- Camelo-Guarín, S., Molinet, C.A., Soto, D. (2021). Recommendations for implementing integrated multitrophic aquaculture in commercial farms at the landscape scale in southern Chile. *Aquaculture* 544: 737116. DOI: 10.1016/j.aquaculture.2021.737116
- Campos, B., Landaeta M.F. (2016). Planktonic mollusks between the Reloncaví Fjord and the Corcovado Gulf, southern Chile: winter occurrence, distribution and abundance. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 51(3): 527-539. DOI: 10.4067/S0718-19572016000300005.
- Caro, A.U., Escobar, J., Bozinovic, F., Navarrete S.A., Castilla, J.C. (2008). Phenotypic variability in byssus thread production of intertidal mussels induced by predators with different feeding strategies. *Marine Ecology and Progress Series* 372: 127-134. DOI: 10.3354/meps07701
- Carrington, E., Moeser, G.M., Thompson, S.B., Coutts, L.C., Craig, C.A. (2008). Mussel attachment on rocky shores: the effect of flow on byssus production. *Integrative and Comparative Biology* 48(6): 801-807. DOI: 10.1093/icb/icn078
- Castillo, M.I., Cifuentes, U., Pizarro, O., Djurfeldt, L., Cáceres, M. (2016). Seasonal hydrography and surface outflow in a fjord with deep sill: the Reloncaví fjord, Chile. *Ocean Science Discussions* 12(2): 533-544. DOI: 10.5194/os-12-533-2016

- Castillo, N., Saavedra, L.M., Vargas, C.A., Gallardo-Escaráte, C., Détreé, C. (2017). Ocean acidification and pathogen exposure modulate the immune response of the edible mussel *Mytilus chilensis*. *Fish & Shellfish Immunology* 70: 149e155. DOI: 10.1016/j.fsi.2017.08.047
- Chaparro, O.R., Winter, J.E. (1983). The effect of winter period, gametogenesis and spawning on the calorific content of soft part in *Mytilus chilensis*. *Aquaculture* 32: 419-422.
- Chapman, E.C., Bonsor, B.J., Parsons, D.R., Rotchell, J.M. (2020). Influence of light and temperature cycles on the expression of circadian clock genes in the mussel *Mytilus edulis*. *Marine Environmental Research* 159: 104960. DOI: 10.1016/j.marenvres.2020.104960
- Chen, R.F., Badda, J. (1992). The fluorescence of dissolved organic matter in seawater. *Marine Chemistry* 37: 191-221. DOI: 10.1016/0304-4203(92)90078-O
- Cheung, S.G., Luk, K.C., Shin, P.K. (2016). Predator-Labeling Effect on Byssus Production in Marine Mussels *Perna viridis* (L.) and *Brachidontes variabilis* (Krauss). *Journal of Chemical Ecology* 32(7): 1501-1512. DOI: 10.1007/s10886-006-9065-4
- Christoforou, E., Dominomi, D., Lindstrom, J., Diamantopoulou, C., Czyzewski, J., Mirzai, N., Spatharis, S. (2023). The effects of artificial light at night (ALAN) on the gaping activity and feeding of mussels. DOI: 10.1101/2023.03.10.532051
- Christensen, H.T., Dolmer, P., Petersen, J.K., Topping, D. (2012). Comparative study of predatory responses in blue mussels (*Mytilus edulis* L.) produced in suspended long line cultures or collected from natural bottom mussel beds. *Helgoland Marine Research* 6(1): 1-9. DOI: 10.1007/s10152-010-0241-0
- Clarke, M., McMahon, R.F. (1996). Effects of current velocity on byssal-thread production in the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*). *Canadian Journal of Zoology* 74(1): 63-69. DOI: 10.1139/z96-008
- Côté, I. (1995). Effects of predatory crab effluent on byssus production in mussels. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 188(2): 233-244. DOI: 10.1016/0022-0981(94)00197-L
- Cohen, J.H., Forward, R.B. (2009). Zooplankton diel vertical migration – a review of proximate control. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 87: 77-109. DOI:
- Contreras, J., Godoy, M.C. (2021). Procedimientos y buenas prácticas para la captación de semillas de chorito (*Mytilus chilensis*) en Áreas de Manejo y Explotación de Recursos Bentónicos. Fortalecimiento de la capacidad de adaptación en el sector pesquero y acuícola chileno al cambio climático. Santiago de Chile.
- Coumeau, L.A., Babarro J.M., Longa, A., Padin, X.A. (2018). Valve-gaping behavior of raft-cultivated mussels in the Ría de Arousa, Spain. *Aquaculture Reports* 9: 68-73. DOI: 10.1016/j.aqrep.2017.12.005
- Craeymeersch, J.A., Jansen, H.M. (2019). Chapter 14: Bivalve Assemblages as Hotspots for Biodiversity. Smaal et al. (eds.) *Goods and Services of Marine Bivalves*. Springer 591 pp.

- Crawley, M.J. (2013). *The R Book*. Wiley. John Wiley & Sons, United Kingdom.
- Cuevas, L.A., Tapia, F.J., Iriarte, J.L., González, H.E., Silva, N., Vargas, C.A. (2019). Interplay between freshwater discharge and oceanic waters modulates phytoplankton size-structure in fjords and channel systems of the Chilean Patagonia. *Progress in Oceanography* 173: 103–113. DOI: 10.1016/j.pocean.2019.02.012
- Curelovich, J., Lovrich, G.A., Calcagno, J.A. (2016). The role of the predator *Trophon geversianus* in an intertidal population of *Mytilus chilensis* in a rocky shore of the Beagle Channel, Tierra del Fuego, Argentina. *Marine Biology Research* 12(10): 1053-1063. DOI: 10.1080/17451000.2016.1228976
- Czarnecka, M., Kakareko, T., Jermacz L., Pawlak, R., Kobak, J. (2019). Combined effects of nocturnal exposure to artificial light and habitat complexity on fish foraging. *Science of the Total Environment* 84: 14–22. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.05.280
- Dame, R.F. (2011). *Ecology of Marine Bivalves: An Ecosystem Approach*. CRC Press.
- Davies, T.W., Duffy, J.P., Bennie, J., Gaston, K.J. (2014). The nature, extent, and ecological implications of marine light pollution. *Frontiers in Ecology and the Environment* 12(6): 347-355. DOI: 10.1890/130281
- Davies, T.W., Coleman, M., Griffith, K.M., Jenkins, S.R. (2015). Night-time lighting alters the composition of marine epifaunal communities. *Biology Letters* 11: 20150080. DOI: 10.1098/rsbl.2015.0080
- Davies, T.W., Smyth, T. (2018). Why artificial light at night should be a focus for global change research in the 21st century. *Global Change Biology* 24(3): 872-882. DOI: 10.1111/gcb.13927
- Davies, T.W., McKee, D., Fishwick, J., Tidau, S., Smyth, T. (2020). Biologically important artificial light at night on the seafloor. *Scientific Reports* DOI: 10.1038/s41598-020-69461-6
- Dayton, P.K., Rosenthal, R.J., Mahen, L.C., Antezana, T. (1977). Population structure and foraging biology of the predaceous Chilean asteroid *Meyenaster gelatinosus* and the escape biology of its prey. *Marine Biology* 39: 361–370. DOI: 10.1007/BF00391939
- Dempster, T., Uglem, I., Sánchez-Pérez, P., Fernández-Jover, D., Bayle-Sempere, J., Nilsen, R., Bjorn, P.A. (2009). Coastal salmon farms attract large and persistent aggregations of wild fish: an ecosystem effect. *Marine Ecology Progress Series* 385: 1-14. DOI: 10.3354/meps08050
- Diamantopoulou, C., Christoforou, E., Dominomi, D.M., Kaiserli, E., Czyzewski, J., Mirzai ,N., Spatharis, S. (2022). Wavelength-dependent effects of artificial light at night on phytoplankton growth and community structure. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 288: 20210525. DOI: 10.1098/rspb.2021.0525
- Díaz, C., Figueroa, Y., Sobenes, C. (2011). Effect of different longline farming designs over the growth of *Mytilus chilensis* (Húpe 1854) at Llico Bay, VIII Región of Bio-Bio, Chile. *Aquaculture Engineering* 45: 137-145. DOI: 10.1016/j.aquaeng.2011.09.002
- Díaz, C., Figueroa, Y., Sobenes, C. (2014). Seasonal effects of the seeding on the growth of Chilean mussel (*Mytilus edulis platensis*, d'Orbigny 1846) cultivated in central Chile. *Aquaculture* 428-429: 215-222. DOI: 10.1016/j.aquaculture.2014.03.013

- Díaz, C., Sobenes, C., Machino, S. (2019). Comparative growth of *Mytilus chilensis* (Hupe 1854) and *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck 1819) in aquaculture longline system in Chile. *Aquaculture* 507: 21-27. DOI: 10.1016/j.aquaculture.2019.03.057
- Dominomi, D.M., Halfwerk, W., Baird, E., Buxton, R.T., Fernández-Juricic E., Frstrup, K.M., McKenna, M.F., Mennitt, D.J., Perkin, E.K., et al. (2020). Why conservation biology can benefit from sensory ecology. *Nature Ecology & Evolution* 4(4): 502-511. DOI: 10.1038/s41559-020-1135-4
- Donadi, S., van der Heide, T., van der Zee, E.M., Eklof, J.S., van de Koppel, J., Weerman, E.J., Piersna, T., Olf, H., Eriksson, B.K. (2013). Cross-habitat interactions among bivalve species control community structure on intertidal flats. *Ecology* 94(2): 489-498. DOI: 10.1890/12-0048.1
- Duarte, W.E., Jara, F., Moreno, C.A. (1980). Contenido energético de algunos invertebrados bentónicos de la costa de Chile y fluctuación anual de *Mytilus chilensis* Hupe 1854. 29(2): 157-162.
- Duarte, C., Jaramillo, E., Contreras, H., Figueroa, L. (2006). Community structure of the macroinfauna in the sediments below an intertidal mussel bed (*Mytilus chilensis* (Hupe)) of southern Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 79: 353-368. DOI: 10.4067/S0716-078X2006000300007
- Duarte, C., Quintanilla-Ahumada, D., Anguita, C., Manríquez, P.H., Widdicombe, S., Pulgar, J., Silva-Henríquez, E.A., Miranda, C., Manríquez, K., Quijón, P.A. (2019). Artificial light at night (ALAN) disrupts the distribution and circadian rhythm of a sandy beach isopod. *Environmental Pollution* 248: 565-573. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.02.037
- Dzierżyńska-Białończyk, A., Jermacz, L., Zielska, J., Kobak, J. (2019). What scares a mussel? Changes in valve movement pattern as an immediate response of a byssate bivalve to biotic factors. *Hydrobiologia* 841: 65–77. DOI: 10.1007/s10750-019-04007-0
- Engel, F.G., Alegria, J., Andriana, R., Donadi, S., Gusmao, J.B., van Leeuwe, M.A., Matthiessen, B., Eriksson, B.K. (2017). Mussel beds are biological power stations on intertidal flats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 191: 21-27. DOI: 10.1016/j.ecss.2017.04.003
- Findlay, R.H., Watling, L., Mayer, L.W. (1995). Environmental impact of salmon net-pen culture on marine benthic communities in Maine: A case study. *Estuaries* 18: 145–179. DOI: 10.2307/1352289
- Fobert, E.K., Burke da Silva, K., Swearer, S.E. (2019). Artificial light at night causes reproductive failure in clownfish. *Biology Letters* 15: 20190272. DOI: 10.1098/rsbl.2019.0272
- Fobert, E.K., Schubert, K.P., Burke da Silva, K. (2021). The influence of spectral composition of artificial light at night on clownfish reproductive success. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 540: 151559. DOI: 10.1016/j.jembe.2021.151559
- Franz, M., Barboza, F.R., Henriksen, H-H., Lehmann, A., Scotti, M., Hiebenthal, C., Molis, M., Schutt, R., Wahl, M. (2019). Long-term records of hard-bottom communities in the southwestern Baltic Sea reveal the decline of a foundation species. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 219: 242–251. DOI: 10.1016/j.ecss.2019.02.029

- Freeman, K.R., 1974. Growth, mortality and seasonal cycle of *Mytilus edulis* in two Nova Scotian embayments. Department of the Environment, Fisheries and Marine Service, Canada, Technical Report N° 500: 1-112
- Freeman, A.S., Massaros, J., Byers, J.E. (2009). Poor phenotypic integration of blue mussel inducible defenses in environments with multiple predators. *Oikos* 118(5): 758-766. DOI: 10.1111/j.1600-0706.2008.17176.x
- Gallardo-Escarate, C., Valenzuela-Muñoz, V., Nuñez-Acuña, G., Valenzuela-Miranda, D., Tapia, F., Yévenes, M., Gajardo, G., et al. (preprint). The native mussel *Mytilus chilensis* genome reveals adaptative molecular signatures facing the marine environment. DOI: 10.1101/2022.09.06.506863
- Garrido, I., Pardo, L.M., Johnson, L.E., Schories, D. (2021). Selective Feeding by a Predatory Sea Star Across a Depth Gradient in Northern Patagonia, Chile. *Frontiers in Marine Science* 8: 636208. DOI: 10.3389/fmars.2021.636208
- Gaston, K.J., Davies, T.W., Bennie, J., Hopkins, J. (2012). Reducing the ecological consequences of night-time light pollution: options and developments. *Journal of Applied Ecology* 49: 1256-1266. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2012.02212.x
- Gaston, K.J., Bennie, J., Davies, T.W., Hopkins J. (2013). The ecological impacts of nighttime light pollution: a mechanistic appraisal. *Biological Reviews* 88: 912-927. DOI: 10.1111/brv.12036
- Gaston, K.J., Duffy, J.P., Gaston, S., Bennie, J., Davies, T.W. (2014). Human alteration of natural light cycles: causes and ecological consequences. *Oecologia* 176: 917-931. DOI: 10.1007/s00442-014-3088-2
- Gaston, K.J., Visser, M.E., Holker, F. (2015). The biological impacts of artificial light at night: the research challenge. *Philosophical Transactions Royal Society* 370: 1-6. DOI: 10.1098/rstb.2014.0133
- Gaston, K.J., Davies, T.W., Nedelec, S.L., Holt, L.A. (2017). Impacts of artificial light at night on biological timing. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 48: 49-68. DOI: 10.1146/annurev-ecolsys-110316-022745
- Gaston, K.J. (2018). Lighting up the nighttime. *Science* 362: 744-746. DOI: 10.1126/science.aau8226
- Garratt, M.J., Jenkins, S.R., Davies, T. (2019). Mapping the consequences of artificial light at night for intertidal ecosystems. *Science of the Total Environment* 691: 760-768. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.07.156
- Gaymer, C.F., Himmelmann, J.H. (2008). A keystone predatory sea star in the intertidal zone is controlled by a higher-order predatory sea star in the subtidal zone. *Marine Ecology Progress Series* 370: 143-153. DOI: 10.3354/meps07663
- Gili, J.M., Coma, R. (1998). Benthic suspension feeders: their paramount role in littoral marine food webs. *Tree* 13: 316-321. DOI: 10.1016/S0169-5347(98)01365-2
- Gotelli, N.J., Ellison, A.M. (2013). *A primer of ecological statistics*. Sinauer Associates, Inc., Publishers.

- Gnyubkin, V.F. (2010). The circadian rhythms of valve movements in the mussel *Mytilus galloprovincialis*. Russian Journal of Marine Biology 36(6): 419-428. DOI: 10.1134/S1063074010060039
- Gonzalez, J.A., Coombes, M.A., Palomo, M.G., Isla, F.I., Soria, S.A., Gutiérrez, J.L. (2021). Enhanced Weathering and Erosion of a Cohesive Shore Platform Following the Experimental Removal of Mussels. Frontiers in Marine Science 8:756016. DOI: 10.3389/fmars.2021.756016
- González-Poblete E., Hurtado, C.F., Rojo, C., Norambuena, R. (2018). Blue mussel aquaculture in Chile: Small or large scale industry?. Aquaculture: 493 113-122. DOI: 10.1034/j.aquaculture.2018.04.026
- Gosling E. (1992). The mussel *Mytilus*: ecology, physiology, genetics and culture. Elsevier, Amsterdam
- Gosling E. (2021). Marine Mussels, Ecology, Physiology, Genetics and Culture. Wiley. DOI: 10.1002/9781119293927
- Grubisic, M. (2018). Waters under Artificial Lights: Does Light Pollution Matter for Aquatic Primary Producers?. Limnology and Oceanography Bulletin 27(3): 76-81. DOI: 10.1002/lob.10254
- Gudimov, A. (2003). Elementary Behavioral Acts of Valve Movements in Mussels (*Mytilus edulis* L.). Doklady Biological Science 391: 346-348 DOI: 10.1023/A:1025110819531
- Gutiérrez, J.L., Jones, C.G., Strayer, D.L., Iribarne, O.O. (2003). Mollusks as ecosystem engineers: The role of shell production in aquatic habitats. Oikos 101: 79-90. DOI: 10.1034/j.1600-0706.2003.12322.x
- Haag, W.R. (2019). Reassessing Enigmatic Mussel Declines in the United States. Freshwater Mollusk Biology and Conservation 22(2): 43-60. DOI: 10.31931/fmbc.v22i2.2019.43-60
- Hafker, N.S., Andreatta, G., Manzotti, A., Falciatore, A., Raible, F., Tessmar-Raible, K. (2023). Rhythms and Clocks in Marine Organisms. Annual Review of Marine Science 15(1): 509-538. DOI: 10.1146/annurev-marine-030422-113038
- Hammond, W., Griffiths, C. (2006). Biogeographical patterns in the fauna associated with southern African mussel beds. African Zoology 41(1): 123-130. DOI: 10.1080/15627020.2006.11407342
- Hernández-Miranda, E., Estrada, R., Strange, P., Veas, R., Krautz, M.C., Quiñones, R.A. (2021). Macrofauna community patterns in a Chiloe Island channel used intensely for aquaculture: the ecological status of its benthic environment. Revista Chilena de Historia Natural 94(1): 1-19. DOI: 10.1186/s40693-021-00098-z
- Havrøy, E.M., Boxaspen, K., Oppedal, F., Taranger, G.L., Holm, J.C. (2003). The effect of artificial light treatment and depth on the infestation of the sea louse *Lepeophtheirus salmonis* on Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) culture. Aquaculture 220: 1-14. DOI: 10.1016/S0044-8486(02)00189-8
- Hillyer, K.E., Beale, D.J., Shima, J.S. (2021). Artificial light at night interacts with predatory threat to alter reef fish metabolite profiles. Science of the Total Environment 769: 144482. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.144482
- Hinojosa, I.A., Thiel, M. (2009). Floating marine debris in fjords, gulfs and channels of southern Chile. Marine Pollution Bulletin 58(3): 341-250. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2008.10.020

- Hinojosa, I.A., Zapata-Hernández, G, Fowles, A.E., Gaymer, C.F., Stuart-Smith, R.D. (2021). The awakening of invertebrates: The daily dynamics of fishes and mobile invertebrates at Rapa Nui's multiple use marine protected area. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 31(2): 290-303. DOI: 10.1002/aqc.3423
- Holker, F., Wolter, C., Perkin, E.K., Tockner, K. (2010). Light pollution as a biodiversity threat. *Trends in Ecology and Evolution* 12: 681-682. DOI: 10.1016/j.tree.2010.09.007
- Inoue, K., Onitsuka, Y., Koito, T. (2021). Mussel Biology: from the byssus to ecology and physiology, including microplastic ingestion and deep-sea adaptations. *Fisheries Science* 87: 761-771 DOI: 10.1007/s12562-021-01550-5
- Iriarte, J.L., González, H.E., Liu, K.K., Valenzuela, C. (2007). Spatial and temporal variability of chlorophyll and primary productivity in surface waters of southern Chile (41.5–43° S). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 74(3): 471-480. DOI: 10.1016/j.ecss.2007.05.015
- Jechow, A., Holker, F. (2019). How dark is a river? Artificial light at night in aquatic systems and the need for comprehensive night-time light measurements. *Wires Water* 6(6): 1-19. DOI: 10.1002/wat2.1388
- Jones C.G., Lawton, J.H., Shachak, M. (1994). Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69(3): 373-386. DOI: 10.1007/978-1-4612-4018-1_14
- Jorgensen, C.B., Larsen, P.S., Mohlenberg, F, Riisgard, H.U. (1988). The mussel pump: properties and modelling. *Marine Ecology Progress Series* 45: 205-216. DOI: 10.3354/meps045205
- Jorgensen, C.B. (1996). Jorgensen, C.B. (1996). Bivalve filter feeding revisited. *Marine Ecology Progress Series* 142: 287-302.
- Kamermans, P., Blankendaal, M., Pardon, J. (2009). Predation of shore crabs (*Carcinus maenas* (L.)) and starfish (*Asterias rubens* L.) on blue mussel (*Mytilus edulis* L.) seed from wild sources and spat collectors. *Aquaculture* 290(4): 256-262. DOI: 10.1016/j.aquaculture.2009.02.031
- Kats, L.B., Dill, L.M. (1998). The scent of death: Chemosensory assessment of predation risk by prey animals. *Écoscience* 5(3): 361-394. DOI: 10.1080/11956860.1998.11682468
- Kent, M.L., Whyte, J.M., La Trace, C. (1995). Gill lesions and mortality in seawater pen-reared Atlantic salmon *Salmo salar* associated with a dense bloom of *Skeletonema costatum* and *Thalassiosira* species. *Diseases of Aquatic Organisms* 22: 77-81. DOI: 10.3354/dao022077
- Kirk, M., Esler, D., Boyd, W.S. (2007). Morphology and density of mussels on natural and aquaculture structure habitats: implications for sea duck predators. *Marine Ecology Progress Series* 346: 179–187 DOI: 10.3354/meps07046
- Kirk, J.T. (2011). *Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems*. University Press, Cambridge.
- Koivisto, M.E., Westerbom, M. (2010). Habitat structure and complexity as determinants of biodiversity in blue mussel beds on sublittoral rocky shores. *Marine Biology* 157:1463–1474. DOI: 10.1007/s00227-010-1421-9

- Kronfeld-Schor, N., Dayan, T. (2003). Partitioning of Time as an Ecological Resource. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34: 153-181. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132435
- Kyba, C.C., Mohar, A., Posch, T. (2017). How bright is moonlight?. *Astronomy & Geophysics* 58:1.31-1.32 DOI: 10.1093/astrogator/atx025
- Lagos, L., Iriarte, I., Yany, G., Astorga, M. (2012). Effect of temperature on the culture of larvae of the bivalve *Mytilus chilensis* originated from broodstock from different latitudes in a controlled environment. *Ciencias Marinas* 38(3): 543-550. DOI: 10.7773/cm.v38i3.2081
- Land, M., Nilsson, D. (2012). *Animal Eyes*. 2nd ed. ed, Oxford animal biology series. Oxford University Press, Oxford ; New York.
- Largaespada, C., Guichard, F., Archambault, P. (2012). Meta-ecosystem engineering: Nutrient fluxes reveal intraspecific and interspecific feedbacks in fragmented mussel beds. *Ecology* 93(2): 324-333. DOI: 10.1890/10-2359.1
- Larraín, M.A., Zbawicka, M., Araneda, C., Gardner, J.P., Wenne, R. (2017). Native and invasive taxa on the Pacific coast of South America: Impacts on aquaculture, traceability and biodiversity of blue mussels (*Mytilus* spp.). *Evolutionary Application* 11: 298–311. DOI: 10.1111/eva.12553
- Laurand, S., Riera, P. (2006). Trophic ecology of the supralittoral rocky shore (Roscoff, France): A dual stable isotope ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$) and experimental approach. *Journal of Sea Research* 56: 27-36. DOI: 10.1016/j.seares.2006.03.002
- Levy, O., Marangoni, L.F., Benichou, J.I., Rottier, C., Béraud, E., Grover, R., Ferrier-Pages, C. (2020). Artificial light at night (ALAN) alters the physiology and biochemistry of symbiotic reef building corals. *Environmental Pollution* 266:114987. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.114987
- Lima, S.L., Dill, L.M. (1990). Behavioral decisions made under the risk of predation: a review and prospectus. *Canadian Journal of Zoology* 68(4): 619-640. DOI: 10.1139/z90-092
- Lin, C.H., Takahashi, S., Mulla A.J., Nozawa, Y. (2021). Moonrise timing is key for synchronized spawning in coral *Dipsastrea speciosa*. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 118(34): DOI: 10.1073/pnas.2101985118
- Lizama, O. (2003). Catastro de bancos naturales en el estuario Reloncaví. Servicio País. 42 pp.
- Lohrmann, K.B., Bustos, E., Rojas, R., Navarrete, F., Robotham, H., Bignell, J. (2019). Histopathological assessment of the health status of *Mytilus chilensis* (Húpe 1854) in southern Chile. *Aquaculture* 503: 40-50. DOI: 10.1016/j.aquaculture.2018.12.080
- Longcore, T., Rich, C. (2004). Ecological Light Pollution. *Frontiers in the ecology and the Environment* 2: 191-198. DOI: 10.1890/1540-9295(2004)002[0191:ELP]2.0.CO;2

- Lynn, K.D., Flynn, P.T., Manríquez K., Manríquez, P.H., Pulgar, J., Duarte, C., Quijón, P.A. (2021a). Artificial light at night alters the settlement of acorn barnacles on a man-made habitat in Atlantic Canada. *Marine Pollution Bulletin* 163: 111928. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2020.111928
- Lynn, K.D., Quintanilla-Ahumada, D., Anguita, C., Widdicombe, S., Pulgar, J., Manríquez, P.H., Quijón, P.A., Duarte, C. (2021b). Artificial light at night alters the activity and feeding behaviour of sandy beach amphipods and pose a threat to their ecological role in Atlantic Canada. *Science of the Total Environment* 780: 146568. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.146568
- Lynn, K.D., Quijón P.A. (2022). Casting a light on the shoreline: The influence of light pollution on intertidal settings. *Frontiers in Ecology and Evolution* 10: 980776. DOI: 10.3389/fevo.2022.980776
- Maggi, E., Bongiorni, L., Fontanini, D., Capocchi A., Dal Bello M., Giacomelli A., Benedetti-Cecchi, L. (2020). Artificial light at night erases positive interactions across trophic levels. *Functional Ecology* 34:694–706. DOI: 10.1111/1365-2435.13485
- Manríquez, P.H., Jara, M.E., Díaz, M.I., Quijón, P.A., Widdicombe, S., Pulgar, J., Manríquez, K., Quintanilla-Ahumada, D., Duarte, C. (2019). Artificial light pollution influences behavioral and physiological traits in a keystone predator species, *Concholepas concholepas*. *Science of the Total Environment* 661: 543–552. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.01.157
- Manríquez, P.H., Jara, M.E., González, C.P., Seguel, M., Quijón, P.A., Widdicombe, S., et al. (2021a). Effects of artificial light at night and predator cues on foraging and predator avoidance in the keystone inshore mollusc *Concholepas concholepas*. *Environmental Pollution* 280: DOI: 10.1016/j.envpol.2021.116895
- Manríquez, K., Quijón, P.A., Manríquez, P.H., Miranda, C., Pulgar, J., Quintanilla-Ahumada, D., Duarte, C. (2021b). Artificial light at night (ALAN) negatively affects the settlement success of two prominent intertidal barnacles in the southeast Pacific. *Marine Pollution Bulletin* 168: DOI: 10.1016/j.marpolbul.2021.112416
- Marangoni, L.F., Davies, T.W., Smyth, T., Rodríguez, A., Hamman, M., Duarte, C., Pendoley, K., Berge, J., Maggi, E., Levy, O. (2022). Impacts of artificial light at night in marine ecosystems—A review. *Global Change Biology*. 28(18): 5346-5367. DOI: 10.1111/gcb.16264
- Mardones, J.I., Paredes, J., Godoy, M., Suárez, R., Norambuena, L., Vargas, V., Fuenzalida, G., Pinilla, E. et al. (2021). Disentangling the environmental processes responsible for the world's largest farmed fish-killing harmful algal bloom: Chile, 2016. *Science of the Total Environment* 766: 144383. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.144383
- Martella, T. (1974). Some factors influencing byssus thread production in *Mytilus edulis* (Mollusca:Bivalvia) Linnaeus, 1758. *Water, Air, and Soil Pollution* 3: 171-177. DOI: 10.1007/BF00166628
- McConnell, A., Routledge, R., Connors, B.M. (2010). Effect of artificial light on marine invertebrate and fish abundance in an area of salmon farming. *Marine Ecology Progress Series* 419: 147-156. DOI: 10.3354/meps08822
- McFarland, W.N. (1986). Light in the sea – correlations with behaviors of fishes and invertebrates. *American Zoologist* 26: 389-401. DOI: 10.1093/icb/26.2.389

- McKindsey, C.W., Archambault, P., Callier, M.D., Olivier, F. (2011). Influence of suspended and off-bottom mussel culture on the sea bottom and benthic habitats: a review. *Canadian Journal of Zoology* 89(7): 622-646 DOI: 10.1139/z11-037
- Meadows, P., Meadows, A., West F.J., Shand, P.S., Shaiks, M.A. (1998). Mussels and mussel beds (*Mytilus edulis*) as stabilizers of sedimentary environments in the intertidal zone. Geological Society, London, Special Publications 139: 331-347. DOI: 10.1144/GSL.SP.1998.139.01.26
- Migaud, H., Cowan, M., Taylor, J., Ferguson, H.W. (2007). The effect of spectral composition and light intensity on melatonin, stress and retinal damage in post-smolt Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Aquaculture* 270: 390-404 DOI: 10.1016/j.aquaculture.2007.04.064
- Mobley, C.D. (1994). Light and water, radiative transfer in natural waters. Academic Press
- Mobley, C.D., Sundman, L.D. (2003). Effects of optically shallow bottoms on upwelling radiances: Inhomogeneous and sloping bottoms. *Limnology and Oceanography* 48: 329-336. DOI: 10.4319/lo.2003.48.1_part_2.0337
- Moeser, G.M., Carrington, E. (2006). Seasonal variation in mussel byssal thread mechanics. *The Journal of Experimental Biology* 209: 1996-2003. DOI: 10.1242/jeb.02234
- Moeser, G.M., Leba, H., Carrington, E. (2006). Seasonal influence of wave action on thread production in *Mytilus edulis*. *Journal of Experimental Biology* 209(5): 881-890. DOI: 10.1242/jeb.02050
- Molinet, C.A. (2014). Prospección y evaluación de la condición de bancos naturales de mitílidos en la zona sur-austral de Chile. Informe Final Proyecto - FIP 2014-57, Universidad Austral de Chile.
- Molinet, C.A., Díaz, M.A., Arriagada, C.B., Cares, L.E., Marín, S.L., Astorga, M.P., E Niklitschek, J.E. (2015). Spatial distribution pattern of *Mytilus chilensis* beds in the Reloncaví fjord: hypothesis on associated processes. *Revista Chilena de Historia Natural* 88: 1-12. DOI: 10.1186/s40693-015-0041-7
- Molinet, C.A., Díaz, M., Marín, S., Astorga, M., Ojeda, M., Cares, L., Asencio, E. (2017). Relation of mussel spatfall on natural and artificial substrates: Analysis of ecological implications ensuring long-term success and sustainability for mussel farming. *Aquaculture* 467: 211-218. DOI: 10.1016/j.aquaculture.2016.09.019
- Molinet, C.A., Astorga, M., Cares, L., Díaz, M., Hueicha, K., Marín, S., Matamala, T., Soto, D. (2021). Vertical distribution patterns of larval supply and spatfall of three species of Mytilidae in a Chilean fjord used for mussel farming: Insights for mussel spatfall efficiency. *Aquaculture* 535: 736341. DOI: 10.1016/j.aquaculture.2021.736341
- Morton, B. (2001). The evolution of eyes in Bivalvia. *Oceanography and Marine Biology* 39: 165-205.
- Muñoz-León, J., Marcé, R., Iriarte, J.L. (2013). Influence of hydrological regime of an Andean river on salinity, temperature and oxygen in a Patagonia fjord, Chile. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 47(4): 515-528. DOI: 10.1080/00288330.2013.802700

- Murray, L.G., Seed, R., Tones, T. (2007). Predicting the impacts of *Carcinus maenas* predation on *cultivated Mytilus edulis* beds. *Journal of Shellfish Research* 26: 1089-1098. DOI: 10.2983/0730-8000(2007)26[1089:PTIOCM]2.0.CO;2
- Nadaffi, R., Rudstamn, L.G. (2014). Predator-induced morphological defences in two invasive dreissenid mussels: implications for species replacement. *Freshwater Biology* 59: 703-713. DOI: 10.1111/fwb.12297
- Navarro-Barranco, C., Hughes, L.E. (2015). Effects of light pollution on the emergent fauna of shallow marine ecosystems: Amphipods as a case study. *Marine Pollution Bulletin* 94: 235–240. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2015.02.023
- Nelson, T.R., Michel, C.J., Gary, M.P., Lehman, B.M., Demetras, N.J., Hammen, J.J, Horn, M.J. (2021). Effects of Artificial Lighting at Night on Predator Density and Salmonid Predation. *Transactions of the American Fisheries Society* 150(2): 147-159. DOI: 10.1002/tafs.10286
- Newell, C.R., Wildish, D.J., MacDonald, B.A. (2001). The effects of velocity and seston concentration on the exhalant siphon area, valve gape and filtration rate of the mussel *Mytilus edulis*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 262: 91–111. DOI: 10.1016/S0022-0981(01)00285-4
- Nicastro, K.R., Zardi, G.I., McQuaid, C.D. (2007). Behavioural response of invasive *Mytilus galloprovincialis* and indigenous *Perna perna* mussels exposed to risk of predation. *Marine Ecology Progress Series* 336: 169-175. DOI: 10.3354/meps336169
- Norling, P., Kautsky, N. (2007). Structural and functional effects of *Mytilus edulis* on diversity of associated species and ecosystem functioning. *Marine Ecology Progress Series* 351: 163–175. DOI: 10.3354/meps07033
- Norling, P., Kautsky, P. (2008). Patches of the mussel *Mytilus* sp. are islands of high biodiversity in subtidal sediment habitats in the Baltic Sea. *Aquatic Biology*. 4: 75–87. DOI: 10.3354/ab00096
- O' Connor. J.J., Fobert, E.K., Besson, M, Jacob, H., Lecchini, D. (2019). Live fast, die young: Behavioural and physiological impacts of light pollution on a marine fish during larval recruitment. *Marine Pollution Bulletin* 146: 908–914. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2019.05.038
- O' Donnell, M.J. (2008). Reduction of wave forces within bare patches in mussel beds. *Marine Ecology Progress Series* 362: 157-167 . DOI: 10.3354/meps07435
- Okumus, I., Sterling H.P. (1998). Seasonal variations in the meat weight, condition index and biochemical composition of mussels (*Mytilus edulis* L.) in suspended culture in two Scottish sea lochs. *Aquaculture* 159: 249–261. DOI: 10.1016/S0044-8486(97)00206-8
- Oppedal, F., Dempster, T., Stien, L. (2011). Environmental drivers of Atlantic salmon behaviour in sea-cages: A review. *Aquaculture* 311: 1-18. DOI: 10.1016/j.aquaculture.2010.11.020
- Ortiz, M., Jesse, S. Stotz. W., Wolff, M. (2003). Feeding behaviour of the asteroid *Meyenaster gelatinosus* in response to changes in abundance of the scallop *Argopecten purpuratus* in northern Chile. *Archiv für Hydrobiologie* 157(2): 213-225. DOI: 10.1127/0003-9136/2003/0157-0213

- Ortiz, P., Quiroga, E., Montero, P., Hamame, M., Betti, F. (2021). Trophic structure of benthic communities in a Chilean fjord (45°S) influenced by salmon aquaculture: Insights from stable isotopic signatures. *Marine Pollution Bulletin* 173: 113149. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2021.113149
- Oyarzún, P.A, Toro, J.E., Jaramillo, R., Guiñez, R., Briones, C., Astorga, M. (2011). Gonadal cycle of the mussel *Mytilus chilensis* (Bivalvia: Mytilidae) at two localities in southern of Chile. *Latin American Journal of Aquatic Research* 39(3): 512-525. DOI: 10.3856/vol39-issue3-fulltext-11
- Padín, X.A., Babarro, J.M., Silva, E., Longa Portabales, M.A., Calvo, S., Nolasco, R. (2021). Variability in strength of byssus attachment and index condition of subtidal mussels during the maximum growth stage. *Aquaculture Research* 52(8): 3485-3497. DOI: 10.1111/are.15209
- Paine, R.T. (1966). Food Web Complexity and Species Diversity. *The American Naturalist* 100(910): 65-75. DOI: 10.1086/282400
- Petratits, P.S., Dudgeon, S.R. (2020). Declines over the last two decades of five intertidal invertebrate species in the western North Atlantic. *Communications Biology* 3(1): 591. DOI: 10.1038/s42003-020-01326-0
- Ponder, W.F., Lindberg, D.R., Ponder, J.M. (2020). *Biology and Evolution of the Mollusca, Volume 1* (1st edition). CRC Press. 924 pp. DOI: 10.1201/9781351115667
- Quintanilla- Ahumada, D., Quijón P.A., Manríquez, P.H., Pulgar, J., García-Huidobro, M.R., Miranda, C., Molina, A., Zuloaga, R., Duarte, C. (2022). Artificial light at night (ALAN) causes variable dose-responses in a sandy beach isopod. *Environmental Science and Pollution Research* 29(24): 35977-35985. DOI: 10.1007/s11356-021-17344-2
- Quiñones, R.A., Fuentes, M., Montes, R.M., Soto, D., León-Muñoz, J. (2019). Environmental issues in Chilean salmon farming: a review. *Reviews in Aquaculture* 11: 375-402. DOI: 10.1111/raq.12337
- Ragnarsson, S.A., Raffaelli, D. (1999). Effects of the mussel *Mytilus edulis* L. on the invertebrate fauna of sediments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 241: 31–43. DOI: 10.1016/S0022-0981(99)00063-5
- R Core Team (2020). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Reimer, O., Olsson, B., Tedengren, S. (1995). Growth, physiological rates and behaviour of *Mytilus edulis* exposed to the predator *Asterias rubens*. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology* 25(4): 233-244. DOI: 10.1080/10236249509378920
- Reimer, O., Tedengren, S. (1996). Phenotypical Improvement of Morphological Defences in the Mussel *Mytilus edulis* Induced by Exposure to the Predator *Asterias rubens*. *Oikos* 75(3): 383-390. DOI: 10.2307/3545878
- Reimer, O., Tedengren, S. (1997). Predator-induced changes in byssal attachment, aggregation and migration in the blue mussel, *Mytilus edulis*. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology* 30(4): 251-266. DOI: 10.1080/10236249709379029

- Reimer, O. (1999). Increased gonad ratio in the blue mussel, *Mytilus edulis*, exposed to starfish predators. *Aquatic Ecology* 33: 185–192. DOI: 10.1023/A:1009946526175
- Reimer, O., Harms-Ringdahl, S. (2001). Predator-inducible changes in blue mussels from the predator-free Baltic Sea. *Marine Biology* 139: 959-965. DOI: 10.1007/s002270100606
- Riisgard, H.U., Lassen, J., Kittner, C. (2006). Valve-gape response times in (*Mytilus edulis*) – Effects of laboratory preceding-feeding conditions and in situ tidally induced variation in phytoplankton biomass. *Journal of Shellfish Research* 25(3): 901-911. DOI: 10.2983/0730-8000(2006)25[901:VRTIMM]2.0.CO;2
- Riisgard, H.U., (2015). Physiologically regulated valve-closure makes mussels long-term starvation survivors: test of hypothesis. *Journal of Molluscan Studies* 81(2): 303-307. DOI: 10.1093/mollus/eyu087
- Robson, A., García de Leaniz, C., Wilson, R.P., Halsey, L.G. (2010). Behavioural adaptations of mussel to varying levels of food availability and predation risk. *Journal of Molluscan Studies* 76: 348-353. DOI: 10.1093/mollus/eyq025
- Rosen, M.D., Stasek, C.R., Hermans, C.O. (1978). The Ultrastructure and Evolutionary Significance of the Cerebral Ocelli of *Mytilus edulis*, the Bay Mussel. *The Veliger* 21(1): 10-14.
- Rudolph, A., Ahumada, R., Pérez, C. (2002). Dissolved oxygen content as an index of water quality in San Vicente Bay, Chile (36° 45' S). *Environmental Monitoring and Assessment* 78: 89–100. DOI: 10.1023/A:1016140819487
- Sampaio, L., Moreira, J., Rubal, M., Guerrero-Meseguer, L., Veiga, P. (2022). A Review of Coastal Anthropogenic Impacts on Mytilid Mussel Beds: Effects on Mussels and Their Associated Assemblages. *Diversity* 14(5): 409. DOI: 10.3390/d14050409
- Sanders, D., Gaston, K.J. (2018). How ecological communities respond to artificial light at night. *Ecological and Integrative Physiology* 329: 394-400. DOI: 10.1002/jez.2157
- Sanders, D., Frago, E., Kehoe, R., Patterson, C., Gaston, K.J. (2020). A meta-analysis of biological impacts of artificial light at night. *Nature Ecology & Evolution* 5(1): 74-81. DOI: 10.1038/s41559-020-01322-x
- Santibáñez, P., Romalde, J., Fuentes, D., Figueras, A., Figueroa, J. (2022). Health Status of *Mytilus chilensis* from Intensive Culture Areas in Chile Assessed by Molecular, Microbiological, and Histological Analyses. *Pathogens* 494: 1-16. DOI: 10.3390/pathogens11050494
- Schigler, J., Cortese, D., Beldade, R., Swearer, S.E., Mills S.C. (2021). Long-term exposure to artificial light at night in the wild decreases survival and growth of a coral reef fish. *Proceedings of the Royal Society B* 288: 20210454. DOI: 10.1098/rspb.2021.0454
- Sebens, K.P. (1991). Chapter 11: Habitat structure and community dynamics in marine benthic systems. *Habitat Structure*. Springer Netherlands 211-234 DOI: 10.1007/978-94-011-3076-9_11

- Seed, R. (1996). Patterns Of Biodiversity In The Macro-Invertebrate Fauna Associated With Mussel Patches On Rocky Shores. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 76(1): 203-210. DOI: 10.1017/S0025315400029131
- Sepúlveda, R.D., Camus, P.A., Moreno, C. (2016). Diversity of faunal assemblages associated with ribbed mussel beds along the South American coast: relative roles of biogeography and bioengineering. *Marine Ecology* 35(5): 943-956. DOI: 10.1111/maec.12301
- Serra, G., Chelazzi, G., Castilla J.C. (1997). Effects of Experience and Risk of Predation on the Foraging Behaviour of the South-Eastern Pacific Muricid *Concholepas concholepas* (Mollusca: Gastropoda). *The Journal of Animal Ecology* 66(6): 876-883. DOI: 10.2307/6003
- Sievers, M., Korsøen, Ø., Dempster, T., Fjeldall, P.G., Kristiansen, T., Folkedal, O., Oppedal, F. (2018). Growth and welfare of submerged Atlantic salmon under continuous lighting. *Aquaculture Environment Interactions* 10: 501–510. DOI: 10.3354/aei00289
- Silverman, H.G., Roberto, F.F. (2010). *Byssus Formation in Mytilus*. Biological Adhesive Systems. Springer Vienna, Vienna. DOI: 10.1007/978-3-7091-0286-2_18
- Smyth, T.J., Wright, A.E., McKee, D., Tidau, S., Tamir, R., Dubinsky, Z., Iluz, D., Davies, T.W. (2021). A global atlas of artificial light at night under the sea. *Elementa Science of Anthropocene* 9: 1. DOI: 10.1525/elementa.2021.00049
- Soto, D., Norambuena, F. (2004). Evaluation of salmon farming effects on marine systems in the inner seas of southern Chile: a large-scale mensurative experiment. *Journal of Applied Ichthyology* 204: 93-501. DOI: 10.1111/j.1439-0426.2004.00602.x
- Steffani, C.N., Branch, G.M. (2003). Growth rate, condition, and shell shape of *Mytilus galloprovincialis*: responses to wave exposure. *Marine Ecology Progress Series* 246: 197-209. DOI: 10.3354/meps246197
- Stewart, H.L., Nomura, M., Piercey, G.E., Dunham, A., Lelliott, T.L. (2013). Ecological Effects of Blue LED Lights Used in Aquaculture. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 3057: iv + 26 p
- Stramski, D., Boos, E., Bogucki, D., Kenneth, J.V. (2004). The role of seawater constituents in light backscattering in the ocean. *Progress in Oceanography* 61: 27-56. DOI: 10.1016/j.pocean.2004.07.001
- SUBPESCA. (2020). Anuario estadístico de pesca y acuicultura. <http://www.sernapesca.cl/informacion-utilidad/anuarios-estadisticos-de-pesca-y-acuicultura>.
- Sun, W., Liu, X., Wu, R., Wang, W., Wu, Y., Ouyang, S., Wu, X. (2019). Declining freshwater mussel diversity in the middle and lower reaches of the Xin River Basin: Threat and conservation. *Ecology and Evolution* 9(24): 14142-14153. DOI: 10.1002/ece3.5849
- Taguchi, T. (2007). Present Status of Energy Saving Technologies and Future Prospect in White LED Lighting. *IEEJ Transactions on Electrical and Electronic Engineering* 3(1): 21-26. DOI: 10.1002/tee.20228
- Tamir, R., Lerner, A., Haspel, C., Dubinsky, Z., Iluz, D. (2017). The spectral and spatial distribution of light pollution in the waters of northern Gulf of Aqaba. *Scientific Reports*. DOI: 10.1038/srep42329

- Toro, J.E., Ojeda, J.A., Vergara, A.M. (2004a). The genetic structure of *Mytilus chilensis* (Húpe 1854) populations along the Chilean coast based on RAPDs analysis. *Aquaculture Research* 35: 1466-1471. DOI: 10.1111/j.1365-2109.2004.01172.x
- Toro, J.E., Alcapán, A.C., Vergara, A.M., Ojeda, J.A. (2004b). Heritability estimates of larval and spat Shell height in the Chilean Blue mussel (*Mytilus chilensis* Húpe 1854) produced under laboratory conditions. *Aquaculture Research* 35: 56-61. DOI: doi.org/10.1111/j.1365-2109.2004.00985.x
- Thiel, M., Ullrich, N. (2002). Hard rock versus soft bottom: the fauna associated with intertidal mussel beds on hard bottoms along the coast of Chile, and considerations on the functional role of mussel beds. *Helgoland Marine Research* 56(1): 21–30. DOI: 10.1007/s10152-001-0098-3
- Tidau, S, Smyth, T., McKee, D., Wiedenmann, J., D'Angelo, C., Wilcockson, D., et al.. (2021). Marine artificial light at night: An empirical and technical guide. *Methods in Ecology and Evolution* 12:1588-1601. DOI: 10.1111/2041-210X.13653
- Toone, T.A., Benjamin, E.D., Hillman, J.R., Jeffs, A. (2023). Multidisciplinary baselines quantify a drastic decline of mussel reefs and reveal an absence of natural recovery. *Ecosphere* 14(3): e4390. DOI: 10.1002/ecs2.4390
- Tsushiya, M., Nishihira, M. (1986). Islands of *Mytilus* as a habitat for small intertidal animals: effect of island size on community structure. *Marine Ecology Progress Series* 25: 11-81. DOI: 10.3354/MEPS025071
- Tran, D., Nadau, A., Durrieu, G., Ciret, P., Parisot, J.P., Massabuau, J.C. (2020). Field Chronobiology of a Molluscan Bivalve: How the Moon and Sun Cycles Interact to Drive Oyster Activity Rhythms. *Chronobiology International* 28(4): 307–317. DOI: 10.3109/07420528.2011.565897
- Underwood, C.N., Davies, T.W., Queiros, A. (2017). Artificial light at night alters trophic interactions of intertidal invertebrates. *Journal of Animal Ecology* 86: 781-789. DOI: 10.1111/1365-2656.12670
- Underwood, L.H., Jeffs, A. (2023). Settlement and recruitment of fish in mussel farms. *Aquaculture Environment Interactions* 15: 85–100. DOI: 10.3354/aei00454
- Urbina, M.A. (2016). Temporal variation on environmental variables and pollution indicators in marine sediments under sea Salmon farming cages in protected and exposed zones in the Chilean inland Southern Sea. *Science of the Total Environment* 573: 841-853. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.08.166
- Uribe, J., López, D. (1980). Fijación primaria y variaciones morfológicas, durante la metamorfosis de algunos bivalvos chilenos. 29(2): 367-369.
- Urriago, J.D., Himmelman, J.H., Gaymer, C.F. (2011). Responses of the black sea urchin *Tetrapygus niger* to its sea-star predators *Heliaster helianthus* and *Meyenaster gelatinosus* under field conditions. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 399: 17–24. DOI: 10.1016/j.jembe.2011.01.004
- Uzkiaga, N., Gebauer, P., Niklitschek, E., Montory, J., Paschke, K., Garcés, C., de Lázaro-López, O. (2022). Predation of the crab *Acanthocyclus albatrossis* on seeds of the bivalve *Mytilus chilensis* under different environmental conditions: Importance of prey and predator size. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 551: 151730. DOI: 10.1016/j.jembe.2022.151730

- van de Koppel, J., van der Heide, T., Altieri, A.H., Eriksson, B.K., Bouma, T.J., Olf, H., Silliman, B.R. (2015). Long-Distance Interactions Regulate the Structure and Resilience of Coastal Ecosystems. *Annual Review of Marine Science* 7(1): 139-158. DOI: 10.1146/annurev-marine-010814-015805
- van der Zee, E.M., van der Heide, T., Donadi, S., Eklof, J.S., Eriksson, B.K., Olf, H., van der Veer, H.W., Piersna, T. (2012). Spatially Extended Habitat Modification by Intertidal Reef-Building Bivalves has Implications for Consumer-Resource Interactions. *Ecosystems* 15(4): 664–673. DOI: 10.1007/s10021-012-9538-y
- Veiga, P., Ramos-Oliveira, C., Sampaio, L., Rubal, M. (2020). The role of urbanization in affecting *Mytilus galloprovincialis*. *PLoS ONE* 15 (5): e0232797. DOI: 10.1371/journal.pone.0232797
- Velasque, M., Denton, J.A., Briffa, M. (2023). Under the influence of light: How light pollution disrupts personality and metabolism in hermit crabs. *Environmental Pollution* 316(2): 120594. DOI: 10.1016/j.envpol.2022.120594
- Waite, J.H. (1992). Chapter 2: The Formation of Mussel Byssus: Anatomy of a Natural Manufacturing Process. *Structure, Cellular Synthesis and Assembly of Biopolymers* 27-54. DOI: 10.1007/978-3-540-47207-0_2
- Wijesekera H.W., Pegau, W. S., Boyd, T.J. (2005). Effect of surface waves on the irradiance distribution in the upper ocean. *Optic Express* 13(23): 9257-9264. DOI: 10.1364/OPEX.13.009257
- Wilding, T.A., Nickell, T.D. (2013). Changes in Benthos Associated with Mussel (*Mytilus edulis* L.) Farms on the West-Coast of Scotland. *PLoS ONE* 8(7): e68313. DOI: 10.1371/journal.pone.0068313
- Winter, J.E, Toro, J.E, Navarro, J.M, Valenzuela, G.S., Chaparro, O.R. (1984). Recent developments, status and prospects of molluscan aquaculture on the Pacific coast of South America. *Aquaculture* 39: 95-134. DOI: 10.1016/0044-8486(84)90261-8
- Yañez, R. (1974). El cultivo experimental de Choros y Choritos en Putemún y Talcán, Chiloé. *Boletín de la Sociedad de Biología de Concepción*. 48: 315-330.
- Ysebaert, T., Hart, M., Herman, P.M. (2009). Impacts of bottom and suspended cultures of mussels *Mytilus* spp. on the surrounding sedimentary environment and macrobenthic biodiversity. *Helgoland Marine Research* 63(1): 59-74. DOI: 10.1007/s10152-008-0136-5
- Ysebaert, T., Walles, B., Haner, J., Hancock, B. (2018). Chapter 13: Habitat Modification and Coastal Protection by Ecosystem-Engineering Reef-Building Bivalves. *Goods and Services of Marine Bivalves*. Springer International Publishing. DOI: 10.1007/978-3-319-96776-9
- Zapata, M.J., Sullivan, S.M., Gray, S.M. (2019). Artificial lightning at night in estuaries – implications from individual to ecosystems. *Estuaries and Coast* 42: 309-330. DOI: 10.1007/s12237-018-0479-3
- Zissis, G., Bertoldi, P., Serrenho, T. (2021). Update on the Status of LED-Lighting world market since 2018. EUR 30500 EN, Publications Office of the European Union. DOI: 10.2760/759859