

# *Informe Técnico*

---

Número 01-2023



**Universidad Nacional del Comahue**  
Escuela Superior de Ciencias Marinas

## **Distribución, abundancia y estructura de tallas de la ostra cóncava del pacífico, *Magallana gigas* (Thunberg, 1783), en la costa norte de la Provincia de Río Negro**

Leandro Andrés Hünicken, Raúl González, Juan Francisco Saad, Maite Andrea Narvarte

Agosto de 2023

San Martín 247  
CP 8520 San Antonio Oeste  
Provincia de Río Negro, Argentina  
Teléfono +54 2934 422752

Los informes técnicos de la Escuela Superior de Ciencias Marinas de la Universidad Nacional del Comahue tienen por objetivo difundir los resultados de las actividades de investigación realizadas por docentes, investigadores y alumnos de la Escuela Superior de Ciencias Marinas. Los contenidos y opiniones vertidas en los mismos son exclusiva responsabilidad de los autores.

La reproducción de esta publicación para fines científicos, educativos u otros propósitos no comerciales está autorizada sin permiso del titular del derecho de autor. La reproducción para fines comerciales está prohibida sin previa autorización por escrito del titular del derecho de autor.

Este documento debe ser citado como:

**Hünicken LA, González R, Saad JF, Narvarte MA** (2023) Distribución, abundancia y estructura de tallas de la ostra cóncava del pacífico, *Magallana gigas* (Thunberg, 1783), en la costa norte de la Provincia de Río Negro. Informe Técnico N°01/2023. Escuela Superior de Ciencias Marinas, Universidad Nacional del Comahue. 20 pp.

## RESUMEN

La ostra cóncava del Pacífico *Magallana gigas* fue introducida intencionalmente en Bahía Anegada (BA), Provincia de Buenos Aires, en los años 80 y su presencia fue detectada por primera vez en Río Negro en las costas de El Cóndor (EC) en 2004. Desde 2011 se carece de información de la población en EC. El objetivo de este trabajo fue actualizar el estado de la población de *M. gigas* en la costa norte de Río Negro. Para ello evaluamos la distribución, abundancia y estructura de tallas actual en el sector costero entre EC y el puerto de San Antonio Este a lo largo de 180 km y comparamos esta información con la de la población del área de BA. La abundancia se estimó mediante transectas lineales y parcelas de 50 cm x 50 cm (*quadrats*). De las muestras obtenidas en cada sitio se registró la talla individual y se construyeron histogramas de frecuencias de tallas. La presencia de *M. gigas* en Río Negro se detectó en tres sitios aledaños a El Cóndor (EC, Piedras Verdes -PV- y El Pescadero). Las abundancias estimadas fueron bajas ( $0,0018 \pm 0,0006$ ,  $0,014 \pm 0,004$  ind.m<sup>-2</sup> y  $0,09 \pm 0,03$  ind.m<sup>-2</sup>, respectivamente), contrastando con las de BA ( $104,70 \pm 1,75$  ind.m<sup>-2</sup>). Además, en el Puerto de San Antonio Este, donde se prospectaron minuciosamente dos sectores, se detectó la presencia de tres individuos de *M. gigas*. La estructura poblacional en BA fue multimodal con un gran número de reclutas (22%), mientras que en PV fue trimodal con predominio de ejemplares grandes (alto:  $99,5 \pm 24,4$  mm). En EC, donde no se distinguieron componentes modales dado el bajo número de individuos, predominaron (74%) los individuos pequeños (alto:  $53,5 \pm 25,8$  mm). La abundancia actual en EC fue de un orden de magnitud menor respecto de la estimada en 2011 ( $0,01$  ind.m<sup>-2</sup>), indicando un descenso poblacional. Sin embargo, la presencia de juveniles da cuenta de eventos de reclutamiento recientes. Estos resultados muestran que *M. gigas* encuentra dificultades en establecerse en esta zona. El estudio de las causas subyacentes ayudaría a comprender los factores que limitan la expansión de una especie considerada invasora global.

## INTRODUCCIÓN

Las actividades humanas permiten a algunas especies alcanzar regiones previamente inaccesibles, establecer poblaciones autosuficientes y dispersarse a nuevos hábitats, un fenómeno conocido como invasiones biológicas (Elton 1958). Las ostras, usualmente introducidas con propósitos de acuicultura (Shatkin et al. 1997), son un buen ejemplo de especies invasoras en ambientes marinos y estuariales (Carlton 1992; Reise 1998). Una especie en particular, *Magallana* (= *Crassostrea*) *gigas*, originaria del Pacífico, ha sido introducida en al menos 45 ecorregiones en todo el mundo (Molnar et al. 2008). En Argentina, la ostra cóncava fue introducida con fines comerciales en 1982 en Bahía Anegada, sur de la Provincia de Buenos Aires (39°50'S a 40°40'S y 62°10'W), donde estableció una población silvestre (Orensanz et al. 2002). A partir de allí la especie comenzó a expandirse hacia el norte hasta el estuario de Bahía Blanca (dos Santos y Fiori 2010) y hacia el sur hasta Punta Redonda, en la zona de influencia del estuario del río Negro (González et al. 2005).

En esta última región a partir de 2008 comenzó un programa de monitoreo para relevar la distribución de la ostra cóncava en la costa norte de río Negro. Los resultados mostraron una mayor densidad de ejemplares en la playa central del balneario El Cóndor y la presencia de la ostra en sitios localizados 30 km hacia el oeste, confirmando el avance de la especie hacia el interior del Golfo San Matías (Roche et al. 2010). Sin embargo, el programa se interrumpió en 2011 por lo que se desconoce la efectiva distribución actual de esta especie en una zona que alberga cuatro áreas naturales protegidas y una importante reserva pesquera provincial (leyes provinciales 1960, 2519, 3222, 2670, 2669; <http://www.legisrn.gov.ar>). La naturaleza y magnitud de los impactos de *M. gigas* dependen en gran medida del grado de dispersión y la abundancia alcanzada por la especie (Markert et al. 2010), por lo que un primer paso para la evaluación de los efectos potenciales en la provincia de Río Negro es el estudio del estado actual de su distribución espacial y abundancia.

Las condiciones ambientales en el frente de invasión que afectan la supervivencia y el crecimiento individual de individuos colonizadores pueden tener un profundo efecto en el establecimiento y posterior dispersión de la especie invasora (Burton et al. 2010). Los monitoreos originales de la ostra cóncava en Río Negro (Roche et al. 2010) y un relevamiento

preliminar realizado en abril de 2019 en la zona de El Cóndor revelaron la persistencia de la especie en la zona, aunque en una abundancia relativamente muy baja (aproximadamente 0,1 ind.m<sup>-2</sup>) en comparación con las alcanzadas en otros ambientes naturales en el mundo y en Argentina (Bahía Anegada: 90 ind.m<sup>-2</sup>, Escapa et al. 2004; Las Toninas: 131 ind.m<sup>-2</sup>, Giberto et al. 2012). En otros sitios donde *M. gigas* fue introducida han ocurrido fases de retardo (*lag phase*). Por ejemplo, en Sylt, Norte de Europa, se observaron las primeras poblaciones establecidas luego de 17 años de que fuera introducida con fines comerciales (Wehrmann et al. 2000), y en Sudáfrica un período de retardo de 51 años (Robinson et al. 2005). En general estas fases de retardo se asocian a bajas temperaturas y/o salinidades fuera del rango óptimo para el desarrollo de las larvas o a vientos fuertes y tormentas que dificultan el asentamiento de las postlarvas al ser arrastradas a sitios sin sustratos adecuados o que provocan fuertes mareas que desprenden a los individuos recientemente asentados. Hasta el momento, no se han realizado estudios de las condiciones ambientales en El Cóndor y cómo éstas se relacionan con la dinámica invasora de *M. gigas*. Un relevamiento de parámetros fisicoquímicos (temperatura, oxígeno disuelto, salinidad, turbidez, energía de las olas) y disponibilidad de alimento en la zona y su comparación con zonas donde hay poblaciones establecidas de la especie puede arrojar respuestas acerca de las causas que dificultan el establecimiento de una nueva población.

El objetivo del presente informe es evaluar el estado actual de la población de la ostra cóncava *Magallana gigas* e identificar los factores ambientales que podrían estar afectando su expansión en el frente de invasión en la costa norte de la Provincia de Río Negro.

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

### **Distribución**

En octubre de 2020, la presencia de *M. gigas* fue relevada entre El Cóndor (41°3.30'S, 62°49.81'O) y Caleta de los Loros (41° 0.98'S, 64°11.5'O). Para ello, se realizó una salida diaria en marea baja en aquellos sitios donde la especie fue reportada en el pasado (El Cóndor, Segunda Bajada del Faro, El Espigón y La Lobería) y sitios donde la invasión habría podido proseguir (Bajada Ehandi, Bahía Rosas, Bahía Creek, Caleta de los Loros). Además, ante el aviso de pescadores locales y buzos acerca de la presencia de la especie en la desembocadura

del río Negro (“El Pescadero”) y el Puerto de San Antonio Este, se realizaron sendas campañas de muestreo a estos sitios en abril y septiembre de 2022, respectivamente. El objetivo de esta etapa fue establecer un mapa lo más exacto posible de la distribución de la especie en el área.

## **Abundancia**

La abundancia de *M. gigas* fue evaluada en Los Pocitos, donde la especie forma densos arrecifes, y en sitios en la Provincia de Río Negro donde la distribución de las ostras se compone en su mayoría por individuos solitarios dispersos en las plataformas de abrasión. Para cada situación, aún cuando los resultados sean difícilmente comparables a cualquier escala espacial, las técnicas de muestreo aconsejadas son diferentes. Mientras que en poblaciones que presentan grandes densidades de individuos se recomienda el muestreo por parcelas, en poblaciones con individuos distribuidos más espaciadamente el muestreo lineal de distancias es una solución más eficiente (Buckland et al. 2005; Miller et al. 2019).

En Los Pocitos, la estimación de abundancia fue realizada a partir de parcelas al azar (*quadrats* = 0,25 m<sup>2</sup>). Para ello primero se delimitó el área de estudio, la plataforma de abrasión rocosa aledaña a la pasarela de pescadores (7.688 m<sup>2</sup>), y se geoposicionaron al azar 35 puntos con Google Earth. En cada uno de estos puntos se ubicó un *quadrat* dentro del cual se extrajeron todos los individuos, los cuales fueron llevados al laboratorio para su conteo. El número medio de ostras por *quadrat* fue estimado mediante un modelo lineal generalizado realizado con el *package MASS* en R (Venables y Ripley 2002; Bolker et al. 2009; R Core Team 2020) utilizando como variable de respuesta el número de ostras por *quadrat*.

En los sitios de la costa de Río Negro donde se detectó la presencia de la ostra, la densidad fue estimada mediante muestreo lineal de distancias (Buckland et al. 2005). Para ello, con la ayuda de un cabo, se establecieron transectas lineales en el intermareal de entre 20 y 30 metros según las irregularidades del terreno. En el Puerto de San Antonio Este se recorrieron transectas submareales, con la ayuda de buzos, de 50 metros. Estas transectas fueron recorridas en busca de ostras y todas las distancias perpendiculares entre los individuos detectados y las transectas fueron registradas. Estas distancias se usaron para

construir un modelo de probabilidad de detección en función de la distancia al observador (función de detección). Finalmente, con la función de detección se estimó la densidad de ostras en cada sitio. Los análisis fueron realizados con el *package Distance* (Miller et al. 2019) in R (R Core Team 2020).

### **Estructura de tallas**

Los individuos recolectados durante los muestreos de abundancia fueron llevados al Laboratorio de Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos (ESCiMar-UNCo) donde se pesaron y se midieron su largo, alto y ancho. Además, mediante el método de desplazamiento de agua se registró el volumen de cada individuo (Lawrence y Scott 1982). Dada la gran variabilidad en las relaciones entre las medidas lineales, i.e. la morfología variable entre individuos, se utilizó el volumen, como medida global de tamaño, para construir histogramas de frecuencia de tallas (intervalo 6 ml). Luego, las distribuciones de frecuencias de tallas fueron descompuestas en sus componentes modales según el método de Bhattacharya, confirmado con la aplicación NORMSEP en el programa FISAT II (Pauly y Caddy 1985; Gayanilo et al. 2002).

### **VARIABLES AMBIENTALES**

Se seleccionaron parámetros ambientales del agua de mar que típicamente tienen relevancia para el asentamiento de larvas de bivalvos sobre sustratos. Para relevar las variables ambientales se recolectaron muestras mensuales de tres sitios (LP, EC, PV) entre octubre de 2020 y noviembre de 2021. Las muestras se tomaron desde la costa durante la marea baja en sitios con un metro de profundidad, aproximadamente. La temperatura se midió *in situ* mientras que para el resto de variables se recogieron muestras sub-superficiales (~15 cm debajo de la superficie) en botellas plásticas que se trasladaron inmediatamente al laboratorio en conservadoras con hielo. La conductividad y el pH se midieron a partir de muestras de 200 ml con un sensor multiparamétrico de mesada (AtlasScientific™ Hydroponics Kit). La concentración de clorofila *a* se estimó filtrando entre 300 y 750 ml de agua a través de filtros de fibra de vidrio de 47 mm de diámetro (0,7 µm de poro), los cuales fueron conservados en freezer a -20°C y luego se realizó la extracción con etanol por 12 h (Lorenzen, 1967). La concentración de clorofila *a* se determinó por espectrofotometría antes y después de la acidificación con ácido clorhídrico 0,1 N, para realizar la corrección de feopigmentos. Las

absorbancias se tomaron con un espectrofotómetro UV-Vis (PG Instruments T60), mientras que las concentraciones de clorofila *a* se calcularon siguiendo la ecuación de Marker et al. (1980).

Para la estimación de sólidos en suspensión se filtró un volumen de 250 ml de agua de mar a través de filtros de fibra de vidrio de 47 mm de diámetro y 0,7  $\mu\text{m}$  de poro previamente muflados y pesados. Luego se secaron en estufa a 60°C y se obtuvo la concentración aplicando el método gravimétrico (APHA, 2005). La fracción inorgánica se midió después de la combustión de los filtros a 500°C en mufla durante 3 horas.

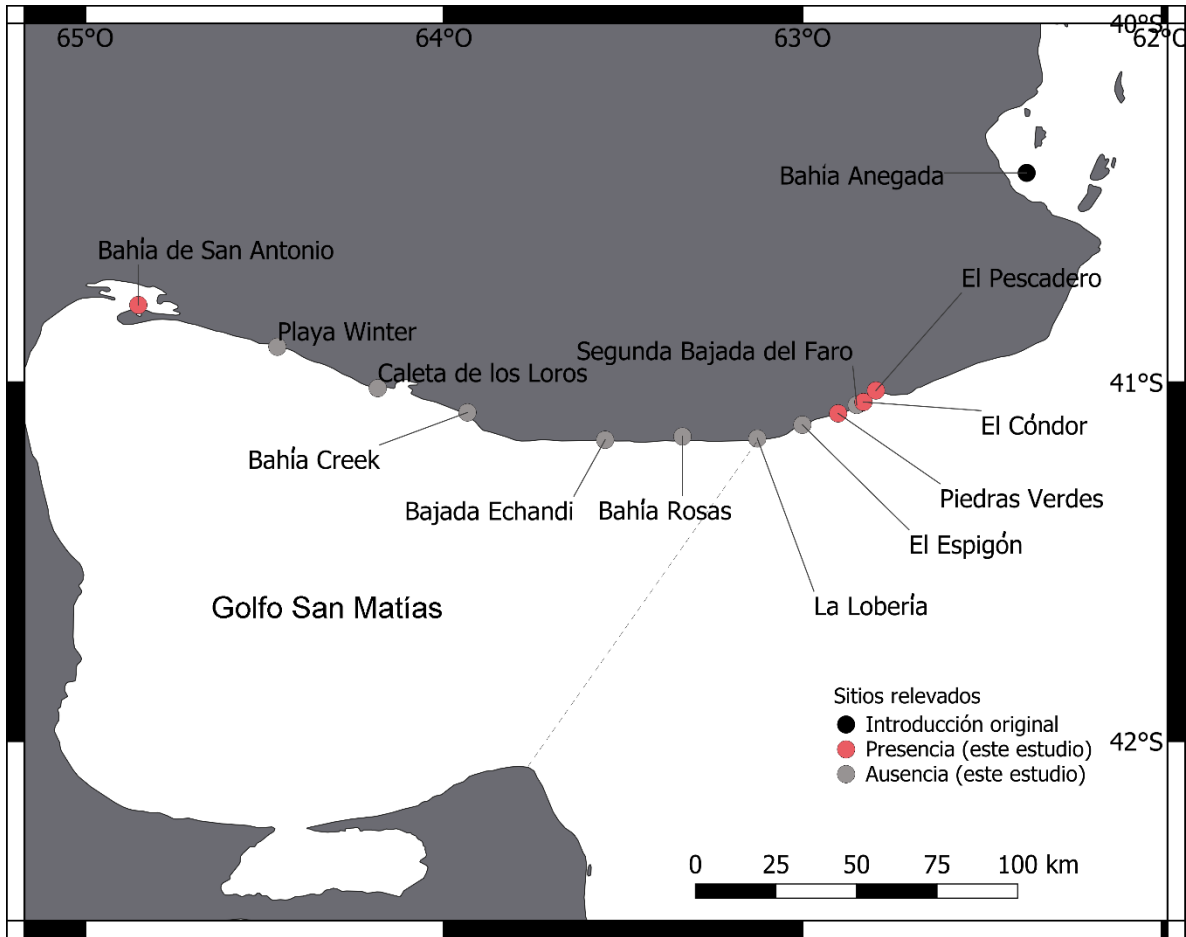
La comparación entre los ambientes se realizó por medio de un análisis de componentes principales donde se incluyeron todas las variables ambientales medidas, eliminando previamente las variables que presentaron una fuerte correlación (coeficiente de correlación de Pearson mayor a 0,8 o entre 0,5 y 0,8 con correlación significativa,  $\alpha = 0,05$ ).

## **RESULTADOS**

### **Distribución**

De los diez sitios relevados en la costa norte de la provincia de Río Negro, en cuatro se encontraron individuos de *Magallana gigas*. Los sitios con presencia corresponden en su mayoría (tres de cuatro) al estuario y zona de influencia del río Negro (El Cóndor, El Pescadero y Piedras Verdes; Fig. 1) donde la especie ya había sido reportada en el pasado. El hallazgo en Bahía San Antonio (tres individuos en el Puerto del Este) constituye el primer registro de la especie dentro del Golfo San Matías.





**Figura 1** - Distribución de *Magallana gigas* en la Costa Norte de la provincia de Río Negro relevada en este estudio.

### Abundancia

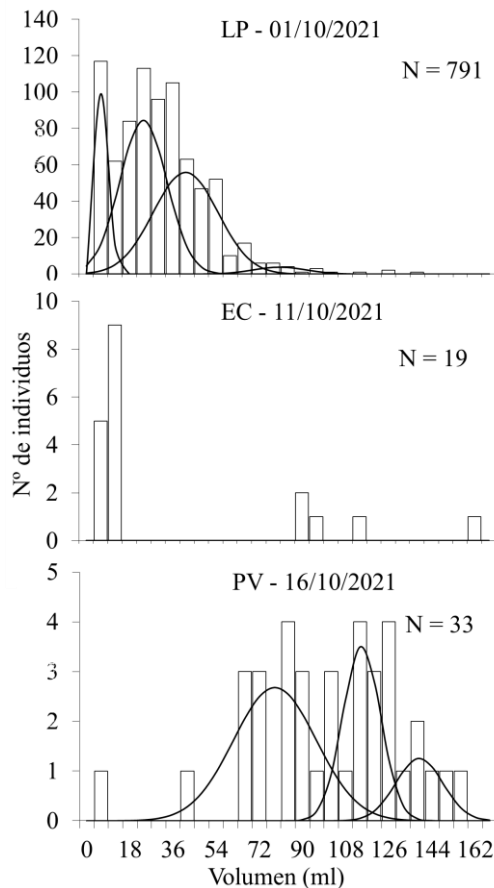
Las abundancias en el estuario del río Negro y zona de influencia fueron entre cinco y seis órdenes de magnitud menores a las halladas en Los Pocitos (Bahía Anegada, Tabla 1). Entre los sitios en el frente de invasión también se observaron diferencias, encontrándose la mayor abundancia en el estuario (El Pescadero) y la menor en El Cóndor. En la Bahía de San Antonio únicamente se encontraron tres individuos en sólo una de las seis transectas recorridas, por lo que no se calculó la densidad.

**Tabla 1** - Abundancias de *Magallana gigas* en tres sitios de la costa norte de la Provincia de Río Negro y en Los Pocitos (Bahía Anegada, Provincia de Buenos Aires)

Sitio	Densidad	
	Promedio $\pm$ SD	IC 95%
El C3ndor	$1,8 \times 10^{-3} \pm 6 \times 10^{-4}$	$9 \times 10^{-4} - 3,5 \times 10^{-3}$
El Pescadero	$0,0924 \pm 0,0335$	0,0411 - 0,2077
Piedras Verdes	$0,0135 \pm 0,0035$	0,0080 - 0,0227
Los Pocitos	$104,71 \pm 1,3505$	61,223 - 201,05

## Estructura de tallas

La poblaci3n de Los Pocitos mostr3 una estructura de tallas multimodal con un alto porcentaje de reclutas (25% de los individuos con un volumen de  $8,22 \pm 1,6$  ml,  $\sim 40$  mm de alto), mientras que en Piedras Verdes se identificaron tres componentes modales, todos pertenecientes a tallas grandes ( $>78$  ml,  $\sim 90$  mm de alto). En EC, donde no se lograron identificar componentes modales dado el bajo n3mero de individuos, predominaron los de menor tama1o (74% de los individuos con vol3menes menores a 12 ml,  $\sim 28$  mm de alto).



**Figura 2** – Histogramas de frecuencias de tallas e identificaci3n de componentes modales de *Magallana gigas* en tres sitios del litoral mar3timo argentino: LP: Los Pocitos (Bah3a Anegada, sur de la Provincia de Buenos Aires); EC: El C3ndor (Provincia de R3o Negro); y Piedras Verdes (Provincia de R3o Negro).

**Tabla 2** – Volumen medio (ml), desv3o est3ndar (DE), n3mero de individuos (N) e 3ndice de separaci3n (IS) de los componentes modales (cohortes) identificados en poblaciones de *Magallana gigas* en los sitios estudiados

Sitio	Cohorte	Volumen medio (ml)	DE	N	IS
Los Pocitos	C1	8.22	1.6	173	n.a.
	C2	23.74	9.78	345	2.73
	C3	41.38	13.51	315	2.01
	C4	80.63	11.03	18	3.2
Piedras Verdes	C1	78.46	17.25	19.28	n.a.
	C2	114.64	7.83	11.49	2.89
	C3	138.68	9.78	5.14	2.73

## Variables ambientales

En la tabla 3 se presentan los promedios anuales de las variables ambientales medidas, los datos mensuales se muestran en el anexo (Tabla A1). El análisis de componentes principales (para el cual se excluyeron las variables clorofila *a* y sólidos suspendidos orgánicos e inorgánicos debido a su alta correlación con la salinidad y con los sólidos suspendidos totales, Tabla A2) muestra que los primeros dos componentes, en conjunto, explicaron el 69,2% de la variabilidad de los datos (Tabla 4). El primer componente se asoció principalmente con la concentración de sólidos en suspensión y la salinidad y permite separar a las muestras de El Cóndor de las de los otros dos sitios, dado que estas muestras presentan una mayor concentración de sólidos totales y una menor conductividad (Figura 3). El segundo componente está principalmente asociado a la temperatura y comprende la variabilidad temporal (estacional) entre las muestras.

Tabla 3 - Promedios anuales de las variables ambientales medidas en tres sitios del litoral marítimo argentino (Los Pocitos, El Cóndor y Piedras Verdes) entre octubre de 2020 y noviembre 2021.

Sitio	Temperatura (°C)	Salinidad (UPS)	pH	Sólidos suspendidos (mg l <sup>-1</sup> )			Clorofila <i>a</i> (µg.l <sup>-1</sup> )
				Totales	Inorgánicos	Orgánicos	
Los Pocitos	18,0 ± 5,7	29,8 ± 1,2	8,21 ± 0,1	240 ± 180	210 ± 157	30,2 ± 22	2,25 ± 1,6
El Cóndor	16,7 ± 4,4	25,6 ± 1,5	8,20 ± 0,0	451 ± 231	400 ± 210	51,6 ± 22	8,87 ± 7,6
Piedras Verdes	16,4 ± 4,9	28,8 ± 1,0	8,21 ± 0,1	207 ± 70	182 ± 63	24,6 ± 8,9	3,70 ± 3,2

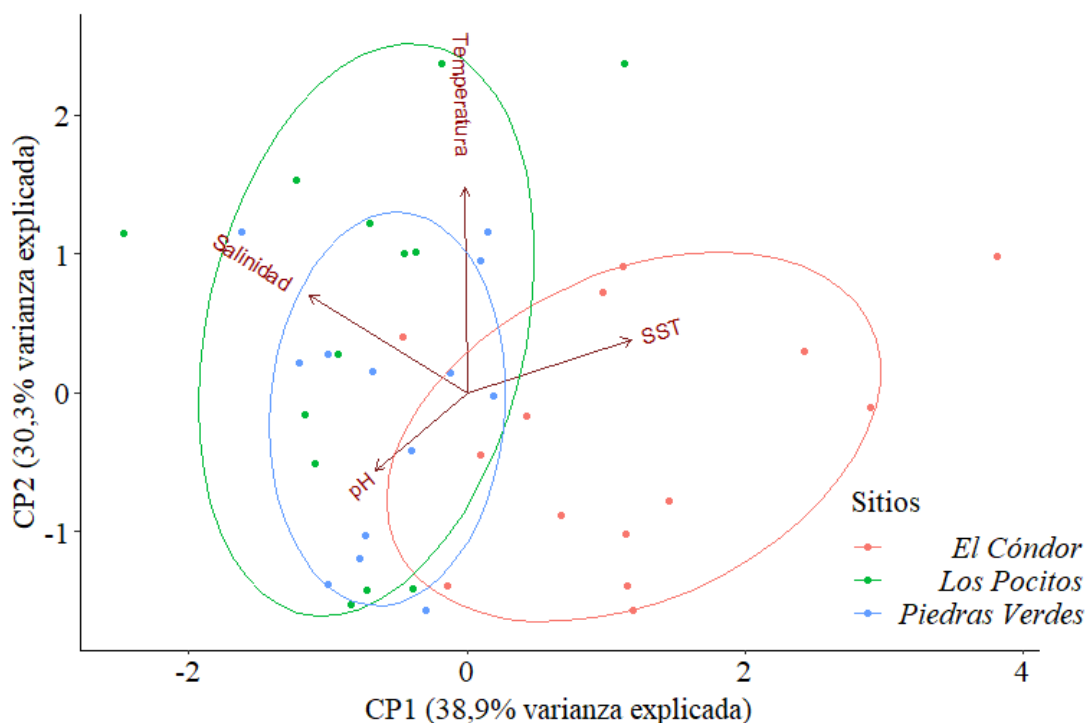


Figura 3 - *Biplot* del análisis de componentes principales realizado con las variables ambientales relevadas en los tres sitios de estudio: Los Pocitos (LP), El Cóndor (EC) y Piedras Verdes (PV). SST: Sólidos suspendidos totales.

Tabla 4 - Resultado del análisis de componentes principales realizado a partir de las variables ambientales medidas en los tres sitios de estudio (Los Pocitos, El Cóndor y Piedras Verdes). La tabla muestra los valores de las correlaciones entre cada variable independiente y los componentes principales (PC). Para cada componente principal, además, se muestran sus valores estadísticos descriptivos: desviación estándar, proporción de la varianza explicada y varianza acumulada.

	PC1	PC2	PC3	PC4
Temperatura	-0,01	0,83	0,30	0,46
pH	-0,37	-0,31	0,87	-0,01
Salinidad	-0,64	0,40	-0,14	-0,64
SST	0,67	0,22	0,36	-0,62
Desviación estándar	1,25	1,10	0,93	0,60
Proporción de la varianza	0,39	0,30	0,22	0,09
Varianza acumulada	0,39	0,69	0,91	1,00

## DISCUSIÓN

El presente estudio tiene por objetivo actualizar la información poblacional básica de la ostra cóncava del Pacífico, *Magallana gigas*, en la costa norte de Río Negro. A pesar de que el primer reclutamiento de la especie en la zona data de hace 17 años (2004), la distribución de la misma sigue siendo restringida al sector de la desembocadura del río Negro y su área de influencia. La presencia de la especie en la Bahía de San Antonio, a una distancia de 100 km del estuario, sugiere la ocurrencia de un evento de introducción independiente. Las abundancias registradas en los sitios muestreados en Río Negro fueron notablemente bajas en comparación con las observadas en Bahía Anegada y otras regiones del mundo. La persistencia de la especie en la zona, con bajas abundancias y estructuras poblacionales con poca diversidad de tallas, parece indicar una dinámica propia de poblaciones periféricas. Las dificultades en el establecimiento de la especie podrían atribuirse a una combinación de factores intrínsecos de la población, tales como el efecto Allee y la baja tasa de encuentro de gametas, así como a factores extrínsecos como las condiciones ambientales poco favorables. En otras regiones del mundo, esta etapa de latencia ha dado lugar a períodos de notable crecimiento poblacional, incluso en condiciones ambientales adversas. Sin embargo, la naturaleza impredecible de la trayectoria poblacional de *M. gigas* impide realizar proyecciones a futuro, por lo que se sugiere el monitoreo anual de las poblaciones como una herramienta útil para el seguimiento de las poblaciones en esta zona.

El establecimiento de una nueva población de *M. gigas* en un sitio dado depende de una variedad de factores, como el éxito en la producción de larvas, el transporte y establecimiento de las larvas y la posterior supervivencia (Dolmer et al. 2014). Las condiciones ambientales tienen un rol preponderante en estas etapas, principalmente la salinidad y la temperatura, aunque también es influyente la disponibilidad de alimento (concentración de clorofila y composición de la comunidad de algas; Brown 1988; Brown y Hartwick 1988). La gametogénesis comienza a partir de los 10°C y salinidades entre 15 y 32 UPS y la liberación de las gametas ocurre con salinidades entre 23 y 28 UPS y 16°C (Dolmer et al. 2014). Las condiciones ambientales en la zona de estudio se encuentran dentro de estos rangos (Temperatura media: LP= 18,0°C; EC= 16,7°C; PV 16,7°C; Salinidad: LP= 29,8 PSU; EC= 25,6 PSU; 28,8 PSU), como consecuencia, individuos que logren establecerse pueden completar el ciclo reproductivo, lo cual ha sido confirmado en un estudio previo en

la zona (Roche et al. 2010). Las concentraciones de clorofila *a* en la costa de Río Negro fueron iguales o mayores que en Bahía Anegada, y los sólidos orgánicos en suspensión (fuente de alimento para suspensívoros como las ostras; (Brown 1988; Mitchell 2001) fueron mayores, por lo que el alimento tampoco es limitante.

Además de la salinidad, la temperatura y el suministro de alimento, la velocidad de la corriente y la energía de las olas ejercen un efecto negativo sobre el asentamiento y crecimiento de las larvas (Pogoda et al. 2011; Graham et al. 2020) y la alta concentración de sólidos inorgánicos en suspensión reduce la eficiencia de filtración y genera daños en las branquias (Dutertre et al. 2009; Barille et al. 2011). Respecto a las condiciones hidrodinámicas la información que se tiene de la zona es escasa y en general es una variable que se encuentra poco estudiada en relación con el crecimiento de las ostras. En cuanto a los sólidos en suspensión, experimentos en laboratorio mostraron que *M. gigas* detiene la actividad de filtración por encima de  $196 \text{ mg.l}^{-1}$ , sin embargo existen poblaciones silvestres en sitios con una mayor concentración de sólidos, aunque éstos generan cambios en los órganos internos de las ostras (branquias y palpos) que repercuten en una baja eficiencia de filtrado (Dutertre et al. 2009). En Francia, por ejemplo, los efectos de los sólidos en suspensión son notorios a concentraciones de  $156 \text{ mg.l}^{-1}$  y ambientes con concentraciones de  $600 \text{ mg.l}^{-1}$  son considerados de muy alta turbidez para la cría de ostras (Dutertre et al. 2009). El Cóndor presentó valores medios anuales de  $451 \text{ mg.l}^{-1}$ , llegando como máximo a los  $1103 \text{ mg.l}^{-1}$ . Esto indica que las concentraciones halladas en El Cóndor podrían representar condiciones desafiantes para el crecimiento de las ostras.

La estructura de tallas en Los Pocitos presentó diversos componentes modales y una gran proporción de juveniles, lo que evidencia frecuentes eventos de reclutamiento y una población que se renueva periódicamente. En cambio, en los sitios del límite sur de distribución en la provincia de Río Negro se observan pocas modas (Piedras Verdes) o no se pueden distinguir dado el bajo número de individuos (El Cóndor). En Piedras verdes los individuos hallados fueron, en su mayoría, de gran tamaño, lo que indica que no hubo reclutamientos exitosos recientemente. En cambio, en El Cóndor, predominaron los individuos pequeños, lo cual indica reclutamiento reciente. En otras partes del mundo se observaron períodos de latencia, caracterizados por reclutamientos esporádicos (por ejemplo,

en Alemania a lo largo de 18 años se observaron 6 eventos de reclutamiento exitosos, (Holm et al. 2015). Cuando el éxito reproductivo no es un fenómeno regular, y las trayectorias poblacionales son erráticas, mostrando años de descenso poblacional seguidos por años de aumento ocasional, se habla de una dinámica de poblaciones periféricas (Lewis et al. 2022). Es probable que las poblaciones periféricas de *M. gigas* en el límite sur de su área de distribución estén en riesgo de disminución de la población y posible extirpación debido al cambio continuo del clima y el hábitat y la baja tasa de reclutamiento. Sin embargo, es probable, también, que la baja detectabilidad sea un problema común al estudiar estas poblaciones, por lo que las estimaciones de abundancia sean menos precisas.

Por último, cabe destacar el registro de la presencia de la especie en la Bahía de San Antonio, que representa el primer reporte dentro del Golfo San Matías. Dada la gran distancia entre este sitio y los más cercanos con presencia de la ostra, con corrientes predominantes en dirección norte, resulta poco probable la llegada de larvas mediante la deriva. El muestreo fue realizado en el Puerto del Este, sitio de mayor probabilidad de ocurrencia de especies invasoras en la Bahía de San Antonio, dado que recibe tráfico marino regional y en el que se ha detectado la presencia de numerosas especies invasoras en agua de lastre y en forma de *biofouling* (Schwindt et al. 2014). Otra fuente posible es un emprendimiento de cultivo de ostras planas (*Ostrea puelchana*) que fue abandonado hace alrededor de 20 años, en el cual se detectaron bolsas con *M. gigas*, introducidas ilegalmente. Este emprendimiento se ubicó justamente en la zona del Puerto del Este, y se desconoce si permitió el establecimiento de individuos reproductores en alguna zona cercana que eventualmente genere reclutamientos en la Bahía de San Antonio. En esta zona se recorrieron seis transectas de 50 metros, con buena visibilidad (entre dos y tres metros), por lo que se calcula que se prospectaron entre 600 y 900 m<sup>2</sup> y sólo se encontraron tres individuos adheridos entre sí. Si bien la abundancia es baja, y no se puede establecer el origen de las ostras, se sugiere como medida precautoria, realizar un monitoreo anual para detectar la presencia de *M. gigas* y evaluar la trayectoria poblacional. Un estudio de las corrientes y la deriva de larvas de moluscos sería útil para detectar sitios de alta probabilidad de establecimiento de la especie y concentrar esfuerzos en dichas zonas.

## REFERENCIAS

- Barille L, Lerouxel A, Dutertre M, et al (2011) Growth of the Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) in a high-turbidity environment: Comparison of model simulations based on scope of growth and dynamic energy budgets. *J Sea Res* 66:392-402
- Bolker BM, Brooks ME, Clark CJ, et al (2009) Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends Ecol Evol* 24:127-135. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.10.008>
- Brown JR (1988) Multivariate analyses of the role of environmental factors in seasonal and site-related growth variation in the Pacific oyster *Crassostrea gigas*. *Mar Ecol - Prog Ser* 45:225-236
- Brown JR, Hartwick EB (1988) A habitat suitability index model for suspended tray culture of the Pacific oyster, *Crassostrea gigas* Thunberg. *Aquac Res* 19:109-126. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.1988.tb00414.x>
- Buckland ST, Anderson DR, Burnham KP, Laake JL (2005) Distance Sampling. John Wiley & Sons, Ltd
- Burton OJ, Phillips BL, Travis JMJ (2010) Trade-offs and the evolution of life-histories during range expansion. *Ecol Lett* 13:1210-1220. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01505.x>
- Carlton JT (1992) Introduced marine and estuarine mollusks of North America : an end-of-the- 20th-century perspective. *J Shellfish Res* 11:489-505
- Dolmer P, Holm MW, Strand A, et al (2014) The invasive Pacific oyster, *Crassostrea gigas*, in Scandinavian coastal waters. 70 p
- dos Santos EP, Fiori SM (2010) Primer registro sobre la presencia de *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793) (Bivalvia: Ostreidae) en el estuario de Bahía Blanca (Argentina). *Comun la Soc Malacológica del Uruguay* 9:245-252
- Dutertre M, Barillé L, Beninger PG, et al (2009) Variations in the pallial organ sizes of the invasive oyster, *Crassostrea gigas*, along an extreme turbidity gradient. *Estuar Coast Shelf Sci* 85:431-436. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2009.09.007>
- Elton CS (1958) The ecology of invasions by animals and plants, V-Reprint. Chapman and Hall Limited, London
- Escapa M, Isacch JP, Daleo P, et al (2004) The distribution and ecological effects of the introduced pacific oyster *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793) in northern Patagonia. *J Shellfish Res* 23:765-772
- Gayanilo FC, Sparre P, Pauly D (2002) FAO-ICLARM Stock Assessment Tools (FiSAT). Software version 1.2.0. FAO, Roma
- Giberto DA, Bremec CS, Schejter L, et al (2012) La ostra del Pacífico *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793) en la provincia de Buenos Aires: reclutamientos naturales en Bahía Samborombón. *Rev Investig y Desarro Pesq* 21:21-30
- González R, Narvarte M, Morsan E (2005) Antecedentes de la presencia de la ostra cóncava o del Pacífico *Crassostrea gigas* en el litoral de la Provincia de Río Negro. En: Seminario-Taller: La problemática de las especies exóticas y la biodiversidad. Viedma, Río Negro
- Graham P, Brundu G, Scolamacchia M, et al (2020) Improving pacific oyster (*Crassostrea gigas*, Thunberg, 1793) production in Mediterranean coastal lagoons: Validation of the growth model “ShellSIM” on traditional and novel farming methods. *Aquaculture* 516:734612. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2019.734612>



- Holm MW, Davids JK, Dolmer P, et al (2015) Moderate establishment success of Pacific oyster, *Crassostrea gigas*, on a sheltered intertidal mussel bed. *J Sea Res* 104:1-8. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2015.07.009>
- Lawrence DR, Scott GI (1982) The determination and use of condition index of oysters. *Estuaries* 5:23-27. <https://doi.org/10.1007/BF02803952>
- Lewis WB, Chandler RB, Delancey CD, et al (2022) Abundance and distribution of ruffed grouse *Bonasa umbellus* at the southern periphery of the range. *Wildlife Biol* 2022:1-11. <https://doi.org/10.1002/wlb3.01017>
- Markert A, Wehrmann A, Kröncke I (2010) Recently established *Crassostrea*-reefs versus native *Mytilus*-beds: Differences in ecosystem engineering affects the macrofaunal communities (Wadden Sea of Lower Saxony, southern German Bight). *Biol Invasions* 12:15-32. <https://doi.org/10.1007/s10530-009-9425-4>
- Miller DL, Rexstad E, Thomas L, et al (2019) Distance sampling in R. *J Stat Softw* 89:1-28. <https://doi.org/10.18637/jss.v089.i01>
- Mitchell IM (2001) Relationship between water quality parameters (nutrients, seston, chlorophyll a), hydrodynamics and oyster growth in three major Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) growing areas in southern Tasmania (Australia). University of Tasmania
- Molnar JL, Gamboa RL, Revenga C, Spalding MD (2008) Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity In a nutshell : <https://doi.org/10.1890/070064>
- Orensanz JM (Lobo), Schwindt E, Pastorino G, et al (2002) No longer the pristine confines of the world ocean: a survey of exotic marine species in the southwestern Atlantic. *Biol Invasions* 4:115-143
- Pauly D, Caddy JF (1985) A modification of Bhattacharya's method for the analysis of mixtures of normal distributions. *Food Agric Organ United Nations* 781:
- Pogoda B, Buck BH, Hagen W (2011) Growth performance and condition of oysters (*Crassostrea gigas* and *Ostrea edulis*) farmed in an offshore environment (North Sea, Germany). *Aquaculture* 319:484-492. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2011.07.017>
- R Core Team (2020) R: A language and environment for statistical computing
- Reise K (1998) Pacific oysters invade mussel beds in the European Wadden Sea. *Senckenbergiana maritima* 28:167-175
- Robinson TB, Griffiths CL, Tonin A, et al (2005) Naturalized populations of oysters, *Crassostrea gigas* along the South African coast: Distribution, abundance and population structure. *J Shellfish Res* 24:443-450
- Roche M, Narvarte M, Maggioni M, Cardón R (2010) Monitoreo de la invasión de la ostra cóncava *Crassostrea gigas* en la costa norte de Río Negro: estudio preliminar. En: IV Reunión Binacional de Ecología. Buenos Aires
- Schwindt E, López Gappa J, Raffo MP, et al (2014) Marine fouling invasions in ports of Patagonia (Argentina) with implications for legislation and monitoring programs. *Mar Environ Res* 99:60-68. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2014.06.006>
- Shatkin G, Shumway SE, Hawes R (1997) Considerations regarding the possible introduction of the Pacific oyster, *Crassostrea gigas*, to the Gulf of Maine: a review of global experience. *J Shellfish Res* 16:463-477
- Venables WN, Ripley BD (2002) *Modern Applied Statistics with S*, Fourth. Springer, New York
- Wehrmann A, Herlyn M, Bungenstock F, et al (2000) The distribution gap is closed —

First record of naturally settled pacific oysters *Crassostrea gigas* in the East Frisian Wadden Sea, North Sea. *Senckenbergiana maritima* 30:153-160.  
<https://doi.org/10.1007/BF03042964>

## ANEXO

**Tabla A1-** Valores de las variables ambientales medidas en los tres sitios de estudio donde se detectó la presencia de la ostra *Magallana gigas*. SST: Sólidos suspendidos totales; SIT: Sólidos inorgánicos totales; SOT: Sólidos orgánicos totales.

	Fecha	Temperatura (°C)	pH	Salinidad (UPS)	SST (mg l <sup>-1</sup> )	SIT (mg l <sup>-1</sup> )	SOT (mg l <sup>-1</sup> )	Clorofila a (µg l <sup>-1</sup> )
Piedras verdes	18/11/20	19,2	7,88 ± 0,02	28,73 ± 0,10	92 ± 22	84 ± 22	8 ± 2	1,69 ± 0,68
	16/12/20	18	8,30 ± 0,00	30,08 ± 0,11	260 ± 17	224 ± 19	35 ± 3	2,54 ± 1,03
	28/01/21	20,3	8,09 ± 0,17	28,58 ± 0,06	255 ± 18	223 ± 17	31 ± 2	9,56 ± 2,54
	24/02/21	21,5	8,41 ± 0,00	28,61 ± 0,62	170 ± 8	150 ± 5	20 ± 5	3,65 ± 0,52
	18/3/2021	18,5	8,28 ± 0,02	27,17 ± 0,12	345 ± 3	305 ± 21	40 ± 0	10,0 ± 2,22
	13/4/2021	17,8	8,19 ± 0,01	28,03 ± 0,02	237 ± 3	208 ± 3	28 ± 3	3,17 ± 0,41
	14/5/2021	13,7	8,15 ± 0,04	28,61 ± 0,61	165 ± 5	143 ± 5	21 ± 2	2,72 ± 1,36
	16/6/2021	10,6	8,20 ± 0,02	28,98 ± 0,08	146 ± 6	126 ± 4	20 ± 4	2,64 ± 0,65
	15/7/2021	9,3	8,19 ± 0,05	29,14 ± 0,04	136 ± 4	120 ± 4	16 ± 0	2,79 ± 0,57
	12/8/2021	8,1	8,2 ± 0,02	27,99 ± 2,21	185 ± 8	161 ± 10	24 ± 4	7,25 ± 1,36
	15/9/2021	12	8,35 ± 0,04	28,05 ± 0,26	126 ± 8	114 ± 6	12 ± 4	0,90 ± 0,31
	27/10/2021	17,3	8,27 ± 0,02	29,50 ± 0,25	273 ± 5	253 ± 5	20 ± 0	0,72 ± 0,31
	26/11/2021	23,3	8,36 ± 0,00	31,1 ± 0,36	220 ± 43	190 ± 43	30 ± 0	0,36 ± 0,31
El Cóndor	21/10/20	14,7	8,26 ± 0,00	24,66 ± 0,49	386 ± 58	343 ± 55	43 ± 3	10,7 ± 2,23
	18/11/20	18,5	8,09 ± 0,04	25,46 ± 0,11	1103 ± 102	1003 ± 92	100 ± 1	28,6 ± 1,74
	16/12/20	18,1	8,38 ± 0,00	26,58 ± 0,10	356 ± 5	306 ± 5	50 ± 1	17,9 ± 1,09
	28/01/21	20,09	8,12 ± 0,01	27,04 ± 0,01	416 ± 23	360 ± 17	56 ± 5	8,52 ± 1,66
	24/02/21	22,9	8,32 ± 0,00	27,01 ± 0,19	170 ± 5	151 ± 2	18 ± 2	3,55 ± 1,08
	18/3/2021	19,2	8,13 ± 0,01	22,4 ± 0,09	600 ± 45	523 ± 40	76 ± 5	15,6 ± 2,17
	13/4/2021	19,6	8,07 ± 0,01	23,84 ± 0,08	526 ± 35	473 ± 30	53 ± 5	11,7 ± 1,79
	14/5/2021	15,3	8,20 ± 0,02	24,46 ± 0,36	410 ± 51	363 ± 40	46 ± 1	3,47 ± 1,45
	16/6/2021	11,6	8,25 ± 0,02	24,47 ± 0,19	376 ± 11	330 ± 10	46 ± 5	3,62 ± 0,51
	15/07/21	9,1	8,20 ± 0,01	27,86 ± 0,01	226 ± 15	205 ± 16	21 ± 2	2,98 ± 0,33
	12/08/21	9	8,26 ± 0,00	26,79 ± 0,07	576 ± 12	504 ± 10	72 ± 2	8,76 ± 0,26
	15/09/21	14	8,26 ± 0,01	26,09 ± 0,04	370 ± 20	326 ± 25	43 ± 5	4,66 ± 1,94
	27/10/21	18,3	8,25 ± 0,03	26,33 ± 0,09	313 ± 5	280 ± 10	33 ± 5	1,27 ± 0,41
26/11/2021	21,3	8,10 ± 0,00	26,7 ± 0,09	410 ± 10	356 ± 15	53 ± 5	2,54 ± 0,62	
Los Pocitos	21/10/20	17,2	8,19 ± 0,01	29,81 ± 0,03	151 ± 5	128 ± 6	22 ± 1	1,63 ± 0,47
	18/11/20	24,2	7,88 ± 0,03	30,46 ± 0,06	144 ± 8	128 ± 8	16 ± 0	2,99 ± 1,69
	16/12/20	23,1	8,33 ± 0,00	30,21 ± 0,05	390 ± 26	340 ± 26	50 ± 0	3,74 ± 2,12
	28/01/21	23,1	8,38 ± 0,01	32,28 ± 0,02	84 ± 1	71, ± 1	12 ± 2	2,79 ± 1,90
	24/02/21	22,9	8,06 ± 0,02	30,73 ± 0,02	726 ± 37	633 ± 41	93 ± 5	3,62 ± 3,27
	18/3/2021	19,5	8,19 ± 0,01	30,42 ± 0,65	373 ± 15	330 ± 10	43 ± 5	5,38 ± 0,53
	13/4/2021	20,3	8,15 ± 0,01	29,74 ± 0,12	253 ± 17	222 ± 10	31 ± 7	3,90 ± 0,56
	14/5/2021	14,8	8,20 ± 0,03	30,06 ± 0,02	113 ± 2	100 ± 4	13 ± 2	0,48 ± 0,83
	16/6/2021	9,9	8,25 ± 0,02	28,2 ± 0,07	124 ± 4	104 ± 8	20 ± 4	0,78 ± 0,45
	15/07/21	9,1	8,24 ± 0,02	28,42 ± 0,14	101 ± 2	89, ± 2	12 ± 0	0,24 ± 0,27

12/08/21	9,4	$8,23 \pm 0,00$	$28,09 \pm 0,06$	$200 \pm 10$	$178 \pm 10$	$21 \pm 2$	$2,72 \pm 0,81$
15/09/21	16	$8,32 \pm 0,02$	$28,67 \pm 0,00$	$125 \pm 2$	$110 \pm 2$	$14 \pm 2$	$0,18 \pm 0,18$
27/10/2021	24,9	$8,37 \pm 0,01$	$31,06 \pm 0,01$	$340 \pm 17$	$296 \pm 5$	$43 \pm 1$	0,82