



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA



UNIVERSITAT POLITÈCNICA DE VALÈNCIA

Escuela Politécnica Superior de Gandia

Análisis de la variabilidad de la comunidad Fitoplanctónica
en la laguna costera del Mar Menor: evaluación del periodo
2016 al 2023.

Trabajo Fin de Grado

Grado en Ciencias Ambientales

AUTOR/A: Navarro Parra, Natalia

Tutor/a: Sebastiá Frasquet, María Teresa

Cotutor/a: Pachés Giner, María Aguas Vivas

CURSO ACADÉMICO: 2023/2024

Tabla de contenido

1. INTRODUCCIÓN	3
1.1. Lagunas costeras	3
1.2. Eutrofización	3
1.3. Comunidades fitoplanctónicas	5
1.3.1. Clasificación en función de los grupos taxonómicos	6
1.3.2. Clasificación del fitoplancton en función del tamaño	9
1.3.3. Valor del fitoplancton como indicador ambiental	11
1.4. El Mar Menor y su contexto histórico	12
1.5. Objetivos del estudio	14
2. ÁREA DE ESTUDIO	15
2.1. Descripción del Mar Menor	15
2.2. Flora	18
2.3. Fauna	18
3. MATERIAL Y MÉTODOS	19
3.1. Campañas de muestreo	19
3.2. Metodologías analíticas	20
3.3. Tratamiento de los datos	21
3.3.1. Análisis de correlaciones	21
3.3.2. Análisis factorial multivariable	22
4. RESULTADO Y DISCUSIÓN	22
4.1. Caracterización de la comunidad fitoplanctónica	22
4.1.1. Caracterización por composición	22
4.1.2. Caracterización por abundancia	26
4.2. Caracterización por las propiedades físico-químicas	33
4.2.1. Análisis de correlaciones	37
4.2.2. Análisis factorial	37
5. CONCLUSIONES	41
6. BIBLIOGRAFÍA	42

ÍNDICE DE ILUSTRACIONES, GRÁFICOS Y TABLAS

Ilustración 1. Localización de la Cuenca del Segura y el Campo de Cartagena (Canal del Mar Menor, 2019).	15
Ilustración 2 Batimetrías del Mar Menor (Garrido, 2015)	16
Ilustración 3. Clasificación del Mar Menor (MITECO).....	18
Ilustración 4. Ubicación de las estaciones de estudio.	19
Ilustración 5. Boyas de toma de muestras (Boyas del visor Puertos del estado)	36
Gráfico 1. Composición de la comunidad fitoplanctónica en la estación E1.....	23
Gráfico 2. Composición de la comunidad fitoplanctónica en la estación E2.....	24
Gráfico 3. Composición de la comunidad fitoplanctónica en la estación E3.....	25
Gráfico 4. Composición de la comunidad fitoplanctónica en la estación E4.....	25
Gráfico 5. Valores diarios Temperatura (Canal Mar Menor)	33
Gráfico 6. Valores diarios Oxígeno Disuelto (Canal Mar Menor)	33
Gráfico 7. Valores diarios de Salinidad (Canal Mar Menor)	34
Gráfico 8. Valores diarios de Transparencia (Canal Mar Menor).....	34
Gráfico 9. Valores diarios de Clorofila.....	35
Gráfico 10. Valores diarios de CDOM.....	35
Gráfico 11. Cargas de los factores 1 y 2.....	39
Gráfico 12. Diagrama de Dispersión por estaciones del año.	39
Gráfico 13. Diagrama cargas Factor 3.....	40
Tabla 1. Resumen por estaciones de muestreo.	20
Tabla 2. Abundancias de eucariotas totales y diatomeas	27
Tabla 3. Abundancias de las Criptofíceas y de las Clorofíceas	28
Tabla 4. Abundancias de Dinoflagelados y Prasinofíceas	29
Tabla 5. Abundancia de las Primnesiales	30
Tabla 6. Variables físico-químicas promedio por estaciones de muestreo.....	36
Tabla 7. Correlaciones significativas entre las variables.	37
Tabla 8. Análisis de Factores.	38
Tabla 9. Valores de comunalidad factor 1.	38
Ecuación 1. Fórmula cálculo número de células litro	21

RESUMEN

El Mar Menor (Murcia, España) sufre presiones antropogénicas, principalmente del sector agrícola y los cambios en la hidrodinámica, que han generado eutrofización del sistema. Estas perturbaciones han deteriorado la calidad del agua, tanto de parámetros físico-químicos como biológicos. Los procesos de eutrofización pueden dar lugar a cambios en la comunidad fitoplanctónica, tanto de tipo cuantitativo o cualitativo, que pueden afectar a la base del ecosistema acuático que puede ser un indicador de la calidad ambiental.

Este estudio pretende analizar el efecto de la presión antrópica sobre la comunidad fitoplanctónica del Mar Menor. Para ello se establecen diversos puntos de muestreo para un periodo de estudio comprendido entre 2016 y 2023. Se analizan datos físico-químicos (temperatura, oxígeno disuelto y clorofila *a* entre otros) y biológicos (abundancia y composición) y se aplican herramientas estadísticas para obtener las relaciones entre las diversas variables.

El sistema del Mar Menor muestra interacciones complejas y significativas que caracterizan este ecosistema altamente dinámico. Debido a ello no parece mostrarse un patrón claro, aún así se aprecia la predominancia de ciertos grupos fitoplanctónicos como las diatomeas y las prasinofíceas. Estas a su vez tienen una fuerte correlación con la clorofila y el oxígeno disuelto, lo cual parece sugerir la alta producción del sistema.

SUMMARY

The Mar Menor (Murcia, Spain) is subject to anthropogenic pressures, primarily from the agricultural sector and changes in hydrodynamics, which have led to the eutrophication of the system. These disturbances have deteriorated water quality, affecting both physico-chemical and biological parameters. Eutrophication processes can lead to changes in the phytoplankton community, both quantitatively and qualitatively, which can affect the base of the aquatic ecosystem and serve as an indicator of environmental quality.

This study aims to analyze the effect of anthropogenic pressure on the phytoplankton community of the Mar Menor. To this end, various sampling points were established for a study period between 2016 and 2023. Physico-chemical data (temperature, dissolved oxygen, and chlorophyll *a*, among others) and biological data (abundance and composition) were analyzed, and statistical tools were applied to obtain the relationships between the various variables.

The Mar Menor system exhibits complex and significant interactions that characterize this highly dynamic ecosystem. Due to this complexity, no clear pattern is apparent; however, the predominance of certain phytoplankton groups such as diatoms and prasinophytes is noted. These groups have a strong correlation with chlorophyll and dissolved oxygen, suggesting high production within the system.

PALABRAS CLAVE / KEY WORDS

- | | | |
|-----------------|-----------------|-------------------|
| 1. Fitoplancton | 2. Calidad agua | 3. Laguna Costera |
| 4. Mar Menor | | 5. Eutrofización |

- | | | |
|------------------|------------------|-------------------|
| 1. Phytoplankton | 2. Water quality | 3. Coastal Lagoon |
| 4. Mar Menor | | 5. Eutrophication |

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Lagunas costeras

Las lagunas costeras constituyen ecosistemas singulares que emergen en las intersecciones entre la tierra y el mar. Los humedales y las lagunas costeras representan ecosistemas de frontera entre el medio marino y terrestre. Existen diversos tipos de humedales (marismas, manglares, lagunas oligohalinas, mesohalinas y euhalinas, etc.) que albergan una parte significativa de la biodiversidad del planeta (EEA 2010). Otra clasificación realizada por el MITECO divide las lagunas costeras en tres tipologías: lagunas costeras y albuferas, deltas y llanuras de inundación, y salinas (Soria et al., 2009).

Estos hábitats albergan una considerable diversidad biológica y productividad, lo que subraya su importancia ecológica. Estos cuerpos de agua, generalmente aislados del océano por barreras de arena o dunas, proporcionan beneficios esenciales tanto para la biodiversidad local como para las comunidades humanas que dependen de ellos. Ejemplos incluyen la Albufera de Valencia, la laguna de Maspalomas, el Delta del Ebro, las Salinas de San Pedro y las Salinas de Marchamalo.

La importancia ecológica de estos hábitats se manifiesta en su papel como criaderos naturales para una amplia variedad de especies de flora y fauna. Estos ecosistemas son cruciales para numerosas especies de aves migratorias, peces, crustáceos y plantas acuáticas, además de fomentar la conectividad entre ecosistemas, actuando como corredores ecológicos. La protección y gestión sostenible de las lagunas costeras resultan imperativas para garantizar su preservación a largo plazo y mantener el equilibrio entre el desarrollo humano y la conservación ambiental.

Las actividades humanas, en especial aquellas que ocurren en las cuencas costeras están afectando directa e indirectamente a los ecosistemas acuáticos, como las lagunas costeras y estuarios, causando perturbaciones ambientales como la pérdida de la calidad del agua, destrucción del hábitat, eutrofización, así como los cambios en la estructura y dinámica trófica (Borja et al., 2012; Wetz & Yoskowitz, 2013). Las lagunas costeras y estuarios son ecosistemas muy sensibles a las modificaciones de su entorno debido a su relativo aislamiento que limita la circulación y la renovación del agua (Brito et al., 2012).

Estudios como el de Perni, Martínez-Carrasco & Martínez-Paz (2011) sugieren que, mediante la restauración de estas lagunas y la implementación de medidas correctoras, que procuren el buen estado de estos ecosistemas, se podrían llegar a generar beneficios ambientales valorados en 17,4 millones de euros anuales. De estos, 7,7 millones corresponderían al incremento en el valor de uso y 9,7 millones al valor de no uso de estas lagunas costeras.

1.2. Eutrofización.

Uno de los impactos antropogénicos más significativos que sufren las lagunas costeras es la eutrofización, consecuencia del enriquecimiento en nutrientes de aguas provenientes de la agricultura y de sistemas de depuración deficientes (Perni, Martínez-Carrasco & Martínez-Paz, 2011).

La eutrofización de los ecosistemas acuáticos, en particular de las lagunas costeras, representa un problema global considerable (Ferreira et al., 2007), además de ser uno de los cambios más visibles generados por la actividad humana en la biosfera (Gomes et al., 2007; Smith y Schindler, 2009).

La eutrofización, según la Directiva de Tratamiento de Aguas Residuales Urbanas (Urban Wastewater Treatment Directive, C.E.C., 1991) de la Comunidad Europea, se define como “el enriquecimiento de las aguas por nutrientes, especialmente compuestos de nitrógeno y/o fósforo, causantes del crecimiento acelerado de las algas y produciendo una alteración no deseada del balance de organismos presentes y de la calidad de las aguas”. Por otra parte, Richardson y Jørgensen (1996) la describen como un aumento del contenido en nutrientes del sistema. Además, la eutrofización puede definirse como un proceso de deterioro de la calidad del recurso agua, originado por el enriquecimiento en nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo, lo cual condiciona su uso y ejerce grandes impactos ecológicos, sanitarios y económicos a escala regional (Ledesma et al., 2013).

La eutrofización es un proceso gradual y lento, cuando se produce de forma natural. A diferencia de la eutrofización artificial o cultural, que ocurre de forma acelerada con un aumento desordenado de la producción de biomasa fitoplanctónica. Esto imposibilita su incorporación por el sistema acuático a la misma velocidad de producción, provocando así un desequilibrio ecológico (Bem, et al., 2013). Según el MITECO (Causas de la eutrofización, s. f.), el origen principal de la eutrofización, desde un punto de vista antropogénico, es la contaminación química por aporte de nutrientes limitantes, generalmente nitrógeno y fósforo. Este exceso de nutrientes puede provenir de diversas fuentes como la agricultura, la ganadería, residuos urbanos y la actividad industrial entre otros.

Tal y como sugieren autores como Bricker et al. (2003) y Devlin et al. (2007) las principales consecuencias del proceso de eutrofia son en general, el aumento de la biomasa, *clorofila a* o densidad celular por el aumento de nutrientes limitantes. Este crecimiento conlleva generalmente cambios en la composición de la comunidad fitoplanctónica. En otros casos están determinados por las condiciones hidrodinámicas y sólo se dan en aquellos sistemas que presentan morfologías costeras y/o condiciones hidrodinámicas que favorecen el proceso (como temperaturas altas, aporte de aguas de escorrentía, intensidad lumínica y poca profundidad). Esto da lugar a procesos como mareas rojas, formación de espumas y/o hipoxia/anoxia cuando hay interfases estables en la columna de agua que pueden generar pérdidas de biodiversidad (Kaas et al., 2005). En última instancia afecta a las relaciones presa-predador (Mitra & Flynn, 2006; Sunda, 2006).

Cloern (2001) sugiere que a nivel global el enriquecimiento de nutrientes antropogénicos puede llegar a generar modificaciones en la cadena alimentaria. Estos cambios incluyen la disminución de consumidores de fitoplancton, conduciendo a un aumento notable en las poblaciones de fitoplancton. Esto ha provocado cambios significativos en los ciclos de nutrientes en las áreas costeras (carbono, nitrógeno, fósforo y silicio), en la calidad del agua, en la biodiversidad y en el estado general del ecosistema.

Estudios recientes continúan reafirmando la gravedad de este fenómeno. Por ejemplo, Wu et al. (2023) en su análisis sobre la eutrofización persistente y la hipoxia en los océanos costeros, revisan los cambios a lo largo de cuatro décadas en diferentes sistemas costeros, evidenciando el impacto prolongado de la eutrofización. Asimismo, Zhang et al. (2023) en su estudio sobre las aguas costeras de Guangdong, China, utilizan métodos integrales para evaluar el estado de eutrofización, revelando tendencias espaciales y temporales preocupantes. Estas investigaciones reflejan la necesidad urgente de gestionar las cargas de nutrientes para mitigar los efectos negativos en los ecosistemas costeros, destacando la persistencia y complejidad del problema a nivel mundial

La eutrofización de los ecosistemas costeros mediterráneos en España presenta una serie de síntomas bien documentados. Según Pérez et al. (2020), los principales indicadores de eutrofización incluyen el aumento significativo en la concentración de nutrientes como nitrógeno y fósforo en el agua, que promueven la proliferación de algas nocivas y la formación de florecimientos algales. Este fenómeno conduce a la disminución de la transparencia del agua y a la proliferación de especies planctónicas como dinoflagelados y diatomeas, fenómenos observados en la costa mediterránea española.

La eutrofización de estos ecosistemas tiene impactos significativos tanto en el ámbito socioeconómico como en la salud pública. Según Martínez-García et al. (2019), entre las consecuencias socioeconómicas se incluyen la reducción de la calidad del agua para usos recreativos y turísticos, afectando negativamente a la industria del turismo costero, vital para la economía local. Además, la proliferación de microalgas tóxicas puede afectar la salud humana a través de la bioacumulación de toxinas en organismos marinos consumidos por humanos, provocando intoxicaciones alimentarias severas.

Es decir, los efectos que genera la eutrofización se pueden agrupar en dos grupos: efectos cuantitativos (aquellos que afectan al incremento (positivo o negativo) de la biomasa fitoplanctónica) y efectos cualitativos (son cambios la composición de especies del ecosistema pueden ser de diverso tipo. En general se produce un desplazamiento del equilibrio trófico) (Aguas Vivas & González, 2010).

En España, este proceso ha afectado gravemente áreas como el Mar Menor, el cual ha sufrido episodios alarmantes de proliferación de algas y pérdida de biodiversidad. Debido a la acumulación de nutrientes derivados de la intensa actividad agrícola y el desarrollo urbano en su cuenca (Pérez et al., 2020; Martínez-García et al., 2019). Adicionalmente, la Albufera de Valencia, una laguna emblemática en la Comunidad Valenciana también enfrenta desafíos similares debido a la carga de nutrientes provenientes de la agricultura y urbanización cercana (Sánchez et al., 2018).

1.3. Comunidades fitoplanctónicas

El fitoplancton se define de diversas maneras según la perspectiva disciplinaria y el enfoque de estudio. Según Huisman et al. (2018), el fitoplancton se refiere a organismos autótrofos microscópicos que realizan fotosíntesis en cuerpos de agua, constituyendo la base de la red trófica acuática. Por otro lado, según la Plataforma Oceánica de Canarias (PLOCAN, 2020), el fitoplancton comprende una amplia variedad de especies unicelulares y multicelulares con roles fundamentales en la producción primaria y la transferencia de energía en los ecosistemas marinos.

Además, Reynolds (2006) destaca que el fitoplancton responde de manera sensible a los cambios ambientales como la temperatura y la disponibilidad de nutrientes, influyendo en la estructura y función de los ecosistemas acuáticos.

1.3.1. Clasificación en función de los grupos taxonómicos

El fitoplancton se clasifica en diversos grupos taxonómicos basados en características morfológicas y funcionales. La clasificación taxonómica del fitoplancton es crucial para entender su distribución espacial y temporal, así como sus respuestas a cambios ambientales y perturbaciones antropogénicas (Hallegraeff, 2010). A continuación, se detallan las características de los principales grupos estudiados:

Diatomeas

Las diatomeas son un tipo de microalgas unicelulares pertenecientes al grupo de los eucariotas. Se caracterizan por tener una cubierta de sílice en forma de caja que les proporciona una estructura rígida y distintiva. Estas algas son conocidas por su diversidad morfológica, ya que pueden adoptar una amplia variedad de formas y tamaños, desde discos planos hasta formas alargadas o con espinas (Armbrust, 2009).

Estas algas son fundamentales en los ecosistemas acuáticos, contribuyendo significativamente a la producción primaria del océano y a los ciclos biogeoquímicos globales. Su capacidad de adaptarse a una amplia gama de condiciones ambientales, desde aguas polares hasta tropicales, las convierte en indicadores sensibles de cambios ambientales y perturbaciones antropogénicas (Malviya et al., 2016).

Este grupo se encuentra en aguas ricas en nutrientes, especialmente nitratos y silicatos, generalmente como resultado de la escorrentía agrícola o urbana. Las diatomeas pueden proliferar rápidamente y formar floraciones, ya que presentan mayores tasas de absorción de nutrientes que otros grupos de fitoplancton (Litchman et al., 2007). Algunos autores como Kudela et al. (2010) sugieren que este hecho, junto con sus altas tasas de crecimiento, hace que las diatomeas sean competidoras eficientes en ambientes enriquecidos en nutrientes.

Dinoflagelados

Los dinoflagelados son microorganismos unicelulares pertenecientes al grupo de los protistas, ampliamente distribuidos en ambientes acuáticos tanto marinos como de agua dulce. Se caracterizan por poseer dos flagelos de distinta longitud que les confieren movilidad y por presentar una envoltura celular compleja, denominada teca, compuesta por placas de celulosa. Además de su capacidad fotosintética, algunos dinoflagelados pueden ser mixótrofos o heterótrofos, lo que les permite obtener nutrientes de diversas fuentes. Estos organismos desempeñan roles ecológicos fundamentales como productores primarios en los océanos y son conocidos por su capacidad de formar floraciones algales, algunas de las cuales pueden ser nocivas para otros organismos marinos y para la salud humana (Saldarriaga et al., 2001).

Los dinoflagelados presentan pocas habilidades competitivas para los macronutrientes inorgánicos. Sin embargo, su capacidad para regular su posición dentro de la columna de agua y su mixotrofia contribuyen a su éxito en los océanos (Smayda, 1997).

Estudios teóricos demuestran que la mixotrofia es una ventaja en medios oligotróficos, mientras que en ambientes más eutróficos la evolución ha llevado a la especialización de modos autótrofos y heterótrofos. Por lo que su presencia puede indicar una alta productividad primaria y una buena disponibilidad de nutrientes en el agua. Sin embargo, en exceso, pueden ser un indicador de eutrofización. (Troost et al., 2005).

Clorofíceas

Las clorofíceas son algas verdes pertenecientes al grupo *Chlorophyta*, que incluye tanto formas unicelulares como multicelulares. Son comunes en aguas dulces y algunas especies también se encuentran en ambientes marinos. Estas algas desempeñan un papel crucial como productores primarios, contribuyendo al ciclo del carbono y a la estructura trófica de los ecosistemas acuáticos. Adaptadas a una amplia variedad de hábitats, las clorofíceas exhiben una diversidad morfológica y funcional significativa (Leliaert et al., 2012).

Las clorofíceas son un grupo diverso de algas verdes que frecuentemente forman parte del fitoplancton en diversos ecosistemas acuáticos, incluyendo lagos, estanques y arroyos. Estas algas también pueden adherirse a sustratos rocosos o formar tapices flotantes en la superficie del agua, contribuyendo significativamente a la producción primaria y a la estructura trófica de estos ambientes (Smith, 2016). Los datos procedentes de Reay et al. (1999) indican que las clorofíceas tiene una afinidad desproporcionada por el amonio sobre el nitrato.

Prasinofíceas

Las prasinofíceas son un grupo de microalgas verdes unicelulares caracterizadas por su tamaño diminuto, su morfología simple y su coloración verde, debido a la presencia de clorofila a y b en sus células. Estas algas a menudo presentan una forma esférica o elipsoidal y pueden estar cubiertas por una envoltura celular delgada, además de presentar un orgánulo distintivo asociado con la fijación del carbono (Guillou et al., 2004).

Dentro de este grupo se estudian la presencia de *Pseudoeskorfielas* y de *Ostreococcus*. Las *Pseudoeskorfielas* (*Pseudoscourfieldiales*) son un orden de microalgas verdes unicelulares pertenecientes al grupo de las prasinofíceas. Estas algas son caracterizadas por su tamaño diminuto, generalmente esféricas o elipsoidales, y por su color verde debido a la presencia de clorofila a y b en sus células. Son comúnmente encontradas en ambientes acuáticos marinos y de agua dulce, contribuyendo a la producción primaria y a la fijación de carbono en los ecosistemas oceánicos (Guillou et al., 2004).

Por otro lado, el *Ostreococcus* del mismo género que las *Pseudoeskorfielas*. Estas algas son extremadamente pequeñas. Se caracterizan por su forma esférica. *Ostreococcus* es ampliamente distribuido en ambientes marinos y de agua dulce, donde juega un papel crucial como productor primario en los ecosistemas acuáticos, contribuyendo significativamente a la producción de materia orgánica y al ciclo del carbono (Palenik et al., 2007).

Criptofíceas

Las criptofíceas son un grupo de algas unicelulares fotosintéticas pertenecientes al filo *Cryptophyta*, caracterizadas por la presencia de dos flagelos y un pigmento fotosintético único llamado ficobiliproteína. Estas algas son comunes en ambientes de agua dulce y algunos ambientes marinos, contribuyendo significativamente a la producción de biomasa y al ciclo del carbono (Zimba & Hoppenrath, 2019). Además, poseen un orgánulo especializado denominado "periplasto", una envoltura celular única que rodea su cuerpo y es crucial para su adaptación a diversos entornos acuáticos.

En cuanto a sus características principales, las criptofíceas se distinguen por tener un cloroplasto de origen secundario, derivado de la endosimbiosis de un alga roja. Este cloroplasto está rodeado por cuatro membranas, lo que sugiere un proceso complejo de endosimbiosis y una evolución divergente dentro del grupo. Además, poseen una pigmentación variada que incluye clorofilas a y c, fucoxantinas y otros carotenoides que les confieren colores que van desde tonos verdosos hasta marrones (Smith & Johnson, 2024).

Primnesiales

Las primnesiales, pertenecientes al filo *Haptophyta*, son un grupo de microalgas unicelulares que se distinguen por su forma ovalada o esférica y su cubierta celular compuesta principalmente por placas de carbonato de calcio (CaCO_3), conocidas como coccolitos. Además, algunas especies pueden tener estructuras adicionales como espinas o apéndices (Young et al., 2003). Esta característica les confiere una apariencia distintiva bajo el microscopio óptico y electrónico.

Estas algas se encuentran comúnmente en ambientes marinos, especialmente en aguas templadas a tropicales, aunque también pueden encontrarse en aguas salobres y en algunos casos en agua dulce. En estos ecosistemas juegan un papel importante como componentes del fitoplancton. (Guiry & Guiry, 2024). Además, algunas especies de primnesiales son conocidas por su capacidad de producir carbonato de calcio, lo que puede tener implicaciones en la química del agua y la formación de sedimentos marinos. La presencia de primnesiales puede ser común en aguas marinas con alta salinidad y ricas en nutrientes (Young et al., 2003).

Crisofíceas

Las crisofíceas también conocidas como las "algas doradas" son microalgas unicelulares pertenecientes al filo *Heterokontophyta*, específicamente a la clase *Chrysophyceae*. Se caracterizan por tener cloroplastos de color dorado debido a la presencia de pigmentos como las xantofilas y las clorofilas a y c, que les confieren una coloración que varía del amarillo dorado al marrón verdoso (Guiry & Guiry, 2024).

Estas algas se encuentran distribuidas en diversos hábitats acuáticos, tanto de agua dulce como marinos. Son comúnmente encontradas en lagos, estanques, ríos y también en océanos, donde pueden formar parte del plancton o ser organismos bentónicos. Las crisofíceas desempeñan un papel crucial en los ecosistemas acuáticos como productores primarios, contribuyendo significativamente a la producción de biomasa y al ciclo de nutrientes (Cavalier-Smith, 2020).

Además de su importancia ecológica, algunas especies de crisofíceas tienen la capacidad de formar estructuras de resistencia como quistes o esporas, lo que les permite sobrevivir en condiciones adversas como períodos de sequía o cambios estacionales en la disponibilidad de nutrientes (Guiry & Guiry, 2024).

Synechococcus

Los *Synechococcus* son un taxón de cianobacterias unicelulares que pertenecen a la familia *Synechococcaceae*. Se caracterizan por su forma esférica o globular y su capacidad de realizar fotosíntesis oxigénica, utilizando clorofila *a* como pigmento fotosintético principal y ficobilisomas para la captación de luz (Partensky et al. (1999)).

A nivel morfológico, los *Synechococcus* son células pequeñas que varían en tamaño desde 0.6 a 1.5 micrómetros de diámetro. No poseen estructuras diferenciadas como flagelos, pero son capaces de moverse mediante deslizamiento sobre superficies sólidas o utilizando corrientes de agua por lo que pueden encontrarse tanto en la superficie del agua como en las capas más profundas de la columna de agua (Scanlan, 2003). Estas cianobacterias son fundamentales en la cadena alimentaria marina, sirviendo como fuente de alimento para diversos organismos acuáticos y como contribuyentes significativos a la producción de oxígeno en los océanos. Su distribución abarca desde aguas superficiales hasta profundidades considerablemente mayores, adaptándose a una amplia gama de condiciones ambientales (Flombaum et al., 2013).

Los *Synechococcus* son cianobacterias unicelulares que prosperan en ambientes acuáticos bajo condiciones óptimas de luz solar moderada a intensa y temperaturas templadas a cálidas, típicamente entre 15°C y 35°C, para un crecimiento óptimo. La distribución uniforme de nutrientes y luz facilitada por el movimiento del agua es crucial para su éxito en el ecosistema acuático. La disponibilidad de nutrientes como el nitrógeno y el fósforo influye significativamente en su presencia, reflejando la productividad del agua. Sin embargo, niveles elevados de estos nutrientes pueden indicar eutrofización y contaminación, especialmente en cuerpos de agua dulce y estuarios (Flombaum et al., 2013).

1.3.2. Clasificación del fitoplancton en función del tamaño

Siguiendo la clasificación realizada por el Instituto de Ciencias del Mar (ICM) (2018) en el espectro de medidas del fitoplancton, podemos distinguir entre: picoplancton (0,2-2 µm), ultraplacton (2-5 µm), nanoplancton (2-20 µm) y microplancton (20-200 µm).

Picoplancton

El término picoplancton fue introducido por primera vez en la clasificación de tamaños del plancton publicada por Sieburth et al. (1978). Esta fracción del plancton está compuesta por organismos cuyos tamaños celulares oscilan entre 0,2 y 2 μm , e incluye tanto células procariotas como células eucariotas (Johnson & Sieburth, 1982).

El picoplancton forma un grupo funcional crucial para determinar el nivel de eutrofización en los ambientes costeros, ya que es omnipresente en estos ecosistemas y refleja bien el estado trófico debido a su adaptación a la oligotrofia por la relación superficie/volumen que presenta (Webber et al., 2005).

Debido a su gran abundancia y versatilidad metabólica y fisiológica, estos microorganismos pueden habitar una amplia variedad de ambientes, desde aquellos que ofrecen condiciones ideales para el crecimiento hasta ambientes extremos que impiden el desarrollo de cualquier otra forma de vida (Prosser et al., 2007). En la mayoría de los sistemas de agua dulce, el picoplancton fotosintético contribuye entre un 16% y un 70% a la producción de carbono total (Steitz & Velimirov, 1999; Callieri, 2008; Greisberger et al., 2007). En particular, en los lagos ultraoligotróficos, entre un 50% y un 70% del flujo de carbono anual es atribuido a organismos que pasan a través de filtros con tamaños de poro de 1 a 2 μm (Caron et al., 1985).

Sin embargo, el picoplancton no está incluido de manera general en los programas de monitoreo, lo que limita la disponibilidad de datos sobre esta fracción en las comunidades fitoplanctónicas (Aguas Vivas & González, 2010). Esto se debe a la dificultad de detectar este grupo funcional con métodos tradicionales como el método de Utermöhl. No obstante, la biomasa del picoplancton es relativamente simple de estimar mediante microscopía de epifluorescencia (McIsaac & Stockner, 1993).

Ultraplancton

El término ultraplancton hace referencia a organismos planctónicos cuyos tamaños celulares oscilan entre 2 y 5 μm . Este término fue introducido en la clasificación de tamaños del plancton para destacar la importancia de estos pequeños organismos en los ecosistemas acuáticos. El ultraplancton incluye principalmente células procariotas y pequeños eucariotas, y su tamaño les permite acceder eficientemente a nutrientes disueltos, lo que los hace esenciales en la base de las cadenas tróficas marinas (Moreira & López-García, 2002).

Nanoplacton

Este grupo abarca una variedad de organismos unicelulares, incluyendo microalgas algas y pequeños protistas que rondan un tamaño de entre 2 y 20 μm . El nanoplacton es importantes en la producción primaria y el ciclo del carbono en los ecosistemas marinos. El nanoplacton es especialmente importantes en aguas oligotróficas debido a su eficiencia en la absorción de nutrientes (Omori & Ikeda, 1984).

Microplancton

Este espectro abarca organismos de 20 a 200 μm , incluyendo diatomeas y dinoflagelados. Estos organismos son clave en la formación de floraciones algales y en la producción primaria, proporcionando una fuente significativa de alimento para el zooplancton y otros niveles tróficos superiores (Sigeo, 2005; Omori & Ikeda, 1984)

1.3.3. Valor del fitoplancton como indicador ambiental

El estudio del fitoplancton constituye una herramienta fundamental para el diagnóstico de la eutrofización, no solo porque proporciona una respuesta inicial al enriquecimiento de nutrientes, sino también porque los cambios en su composición son indicadores del estado de los ecosistemas acuáticos (Wang et al., 2023). Algunos autores, como Vuorio et al. (2007), sugieren que la comunidad fitoplanctónica proporciona más información sobre la calidad del agua que la concentración de nutrientes o la clorofila *a*. Por ello, su presencia y abundancia se consideran bioindicadores de la calidad y estado del agua.

La clorofila *a* es un pigmento fotosintético presente en las células de plantas, algas y cianobacterias, crucial para la captura de energía luminosa durante la fotosíntesis. Según González-Gaya et al. (2019), la clorofila *a* se utiliza como un indicador clave de la biomasa fitoplanctónica en cuerpos de agua, ya que su concentración refleja directamente la cantidad de fitoplancton presente. Este hecho es reafirmado por Kaas et al. (2005), quienes añaden que es ampliamente utilizada como estimador de biomasa fitoplanctónica en la mayoría de los programas de monitoreo.

Este pigmento es sensible a la disponibilidad de luz y nutrientes, así como a factores ambientales como la temperatura y la turbidez del agua (Chen et al., 2020). Por lo tanto, la medición de clorofila *a* no solo proporciona información sobre la biomasa del fitoplancton, sino que también se utiliza como un indicador eficaz de la calidad del agua, permitiendo evaluar la eutrofización y otros impactos ambientales en los ecosistemas acuáticos (Kaas et al., 2005).

Sin embargo, otros autores como Andersen et al. (2006) advierten que las medidas de clorofila *a* deben ser interpretadas como lo que son: concentración de clorofila *a* y nada más. No son medidas directas de biomasa, ni indicadores del estado de nutrientes ni de las tasas de crecimiento. Ellos recomiendan que las medidas de producción primaria sean preferentemente utilizadas como indicador del crecimiento, y no la clorofila *a*, para evaluar el estado de eutrofización (Aguas Vivas & González, 2010).

Mientras que la eutrofización se hace evidente por un aumento de la producción y biomasa fitoplanctónica (clorofila *a*), los cambios en la composición y estructura de la comunidad fitoplanctónica no son tan obvios debido a la complejidad y la variabilidad de los ecosistemas planctónicos (Kuoppo et al., 2006). Sin embargo, la abundancia relativa de los grupos funcionales puede ser un indicador de cambios ambientales (Painting et al., 2005).

En el contexto, una buena calidad de agua se define por la presencia de comunidades diversificadas y equilibradas, con concentraciones apropiadas de biomasa fitoplanctónica que reflejan condiciones ambientales saludables. Según los estándares ambientales y las directrices de gestión, los niveles óptimos de clorofila a, generalmente entre 0.5 y 5 microgramos por litro, son indicativos de una biomasa fitoplanctónica saludable y sostenible (Environmental Protection Agency [EPA], 2020; World Health Organization [WHO], 2021). Estos niveles aseguran un entorno acuático propicio para el desarrollo de funciones ecológicas vitales, incluyendo ciclos biogeoquímicos y la sustentación de la diversidad biológica (EPA, 2020).

1.4. El Mar Menor y su contexto histórico.

El Mar Menor, es una laguna costera situada en la región de Murcia (España). La cuenca a la que pertenece esta laguna costera se caracteriza por su marcado carácter agrícola, es más, cuenta con mayor producción agrícola de toda la cuenca hidrográfica del Segura (Canal del Mar Menor, 2019).

En la cuenca ha habido un cambio de cultivo extensivo de secano a regadío intensivo durante los últimos 30 años. Siendo la actividad agrícola de regadío la principal presión que soportan los cauces en esta cuenca. La mayor parte del agua utilizada para el riego procede del transvase Tajo-Segura. El agua transferida ha producido un aumento del nivel piezométrico debido, sobre todo, a la recarga del acuífero por parte de los retornos de riego. En consecuencia, la rambla del Albuñón mantiene un caudal base en el tramo final de la desembocadura alimentado por la descarga del acuífero durante determinados momentos del año (Canal del Mar Menor, 2019).

Esta laguna ha suscitado una creciente preocupación debido a su deterioro ambiental en las últimas décadas. Esto se debe a que desde hace décadas sufre una serie de presiones ambientales, debidas a la expansión de actividades agrarias y urbanas, cambios en la morfología de la laguna la contaminación y la sobreexplotación de recursos. Estos factores han impactado en la calidad del agua y la biodiversidad de la laguna (Canal del Mar Menor, 2019).

La laguna costera ha estado sufriendo impactos antrópicos durante décadas, estos incluyen la apertura del canal del Estacio, que causó cambios significativos en la hidrodinámica y las comunidades del mar. Además, las restauraciones de playas realizadas en los años 80 para compensar la pérdida periódica de arena contribuyeron a la contaminación proveniente de la rambla del Albuñón, principal fuente de agua agrícola y de escorrentía hacia la laguna (Murciana, 2015).

Aunque el Mar Menor ha demostrado una notable capacidad de recuperación y mecanismos de autorregulación que pueden mitigar estos impactos, el continuo deterioro podría llevar a la laguna a un punto crítico de no retorno. Se ha observado que, frente a la entrada de nutrientes, la laguna responde con proliferaciones de medusas, manteniendo en cierta medida la calidad del agua y destacándola como un ecosistema único entre las lagunas costeras, a excepción de las lagunas de arrecifes de coral. Sin embargo, estas proliferaciones son perjudiciales para el sector turístico, que constituye la principal fuente de ingresos, especialmente durante la temporada estival (Murciana, 2015).

En una entrevista (Murciana, 2015), el biólogo advierte que el Mar Menor está al borde de sus límites y podría perder sus mecanismos de autorregulación y respuesta. Esto podría desencadenar una eutrofización acelerada, la decadencia de las comunidades y una drástica pérdida de calidad del agua, convirtiéndola en una laguna con aguas turbias, con crisis distróficas y proliferaciones de algas, lo que impediría su uso como atractivo turístico y afectaría al sector pesquero.

Los problemas del Mar Menor son diversos y se remontan a la apertura del canal del Estacio. Esta apertura alteró el equilibrio natural y resultó en la pérdida de especies como el Mujol. Además, ocasionó la introducción de algas invasoras como la *Caulerpa* que han afectado a métodos de pesca tradicionales y han generado lechos fangosos en el centro de la laguna. Todo ello ha propiciado zonas anóxicas con predominancia de sulfuro de hidrógeno, lo cual no afecta las zonas de baño, pero sí la dinámica del ecosistema (Murciana, 2015).

A posteriori se iniciaron obras de regeneración en las playas, que alteraron la hidrodinámica y las áreas de baño, teniendo un impacto indirecto en el sector socioeconómico. Intentos posteriores de solucionar estos problemas mediante el vertido de arenas y dragados de fangos condujeron a proliferaciones de algas, exacerbadas por la interrupción de la hidrodinámica causada por los diques, generando aguas estancadas, malos olores y acumulación de residuos.

Finalmente, en años recientes, los vertidos provenientes de la Rambla del Albuñón han emergido como un componente crítico del problema. Según Pérez Ruzafa estos representarían el 90% de la carga contaminante del Mar Menor, debido a su carácter difuso y su impacto global en toda la laguna (Murciana, 2015).

Estos hechos son reafirmados por el MITECO (Problemática actual, s.f.). La página del ministerio expresa que existe un consenso científico en relación con las causas que han motivado el actual deterioro al que se enfrenta el mar Menor. Aunque la degradación se ha acelerado durante los últimos años, en paralelo con la expansión de determinadas actividades agrarias y urbanas, a las que hay que sumar otras presiones de tipo minero, turístico, etc.

El Mar Menor viene sufriendo episodios de eutrofización avanzada fruto del exceso de nutrientes, procedentes de la agricultura intensiva y otras actividades humanas, los cuales llegan a la laguna a través de las cuencas vertientes del Campo de Cartagena.

Así mismo se exponen cronológicamente algunas de las incidencias las cuales detallábamos anteriormente (Problemática actual, s.f.).

- Año 2016: Se produjo el evento conocido como “sopa verde” que acabó con la mayoría de las praderas de macroalgas y fanerógamas marinas de la laguna.
- Año 2019: Debido a un evento anóxico posterior a unas lluvias torrenciales en el Campo de Cartagena (“Gota fría” o “DANA”) se produjo una mortandad masiva de fauna marina.

- Año 2021: Durante el mes de agosto sucedió otro evento de condiciones de hipoxia en varias localizaciones del Mar Menor, fruto de la eutrofización avanzada que sufre la laguna. Estas condiciones físico-químicas del agua han originado un nuevo evento de mortandad de fauna marina (principalmente, peces y crustáceos).

Por todo lo dicho anteriormente, identificar la variabilidad de la comunidad fitoplanctónica es crucial para evaluar la salud del Mar Menor y tomar decisiones informadas en su gestión y conservación. El fitoplancton actúa como un indicador sensible de la calidad del agua y los cambios en el entorno, permitiendo detectar tendencias y alertar sobre posibles problemas.

Este estudio podría aportar una base científica sólida para futuras investigaciones y medidas de mitigación. En resumen, este trabajo contribuirá al conocimiento y la preservación del Mar Menor, destacando la importancia de analizar la comunidad fitoplanctónica en un contexto de conservación ambiental.

1.5. Objetivos del estudio.

El propósito principal de este estudio es llevar a cabo un análisis detallado de la variabilidad en la composición y abundancia del fitoplancton en la laguna costera del Mar Menor. Con este fin, se han definido varios objetivos específicos que abordan diversos aspectos de la investigación:

- Realizar una revisión bibliográfica sobre la problemática del área de estudio para contextualizar adecuadamente el trabajo dentro del marco teórico y conocer los principales factores que influyen en la dinámica del fitoplancton en el Mar Menor.
- Analizar la comunidad fitoplanctónica presente en cada muestra de agua utilizando la técnica de microscopía de epifluorescencia.
- Estudiar las variables físico-químicas y climáticas de las diversas zonas de estudio.
- Realizar un análisis estadístico con el fin de identificar aquellas variables que ejercen una mayor influencia en los episodios de floraciones fitoplanctónicas.

En su conjunto, estos objetivos específicos se orientan a adquirir un entendimiento más profundo de la dinámica de la comunidad fitoplanctónica en el Mar Menor, incluyendo los factores determinantes de su variabilidad. Este enfoque comprensivo establecerá una fundamentación sólida para la elaboración de estrategias de conservación y gestión ambiental destinadas a preservar la salud y biodiversidad de este crucial ecosistema costero.

2. ÁREA DE ESTUDIO

2.1. Descripción del Mar Menor

El Mar Menor es una laguna protegida de alta salinidad ubicada en el sureste de España, destacándose como una de las mayores lagunas costeras tanto en la región del Mediterráneo como en Europa. Esta laguna alcanza una profundidad máxima de 7 metros y una profundidad media de 4.5 metros. Su extensión abarca 135.5 km², con un perímetro de 74 km y un volumen total de agua de 610 hm³. El clima de la zona se caracteriza por ser semiárido mediterráneo, con temperaturas medias anuales que oscilan entre los 15°C y los 17°C (Martínez-Álvarez et al., 2011).

"La Manga" es un banco de arena que se extiende aproximadamente 23 kilómetros de longitud, con una anchura máxima que varía entre 100 y 1500 metros, funcionando como una barrera natural entre el Mar Menor y el mar Mediterráneo. El Mar Menor recibe el agua de escorrentía procedente de la cuenca del Campo de Cartagena, la cual es drenada por varios cursos de agua efímeros conocidos como ramblas. Estos cursos de agua suelen estar inactivos durante la mayor parte del año, pero en períodos de alta pluviosidad transportan volúmenes significativos de agua y sedimentos hacia la laguna (Velasco et al., 2006).

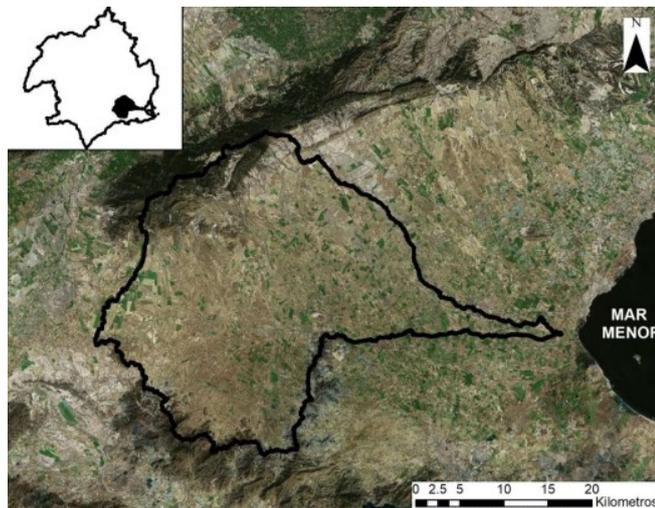


Ilustración 1. Localización de la Cuenca del Segura y el Campo de Cartagena (Canal del Mar Menor, 2019).

La Rambla del Albuñón constituye la principal red de drenaje de la comarca del Campo de Cartagena. Se caracteriza geomorfológicamente por ser una extensa llanura con elevaciones moderadas. La elevación media es de 220 m, oscilando desde una máxima de 1065 m hasta el nivel del mar. La cuenca esta rambla se localiza en el extremo sur de la cuenca del Segura y abarca una superficie de unos 543 km² y una longitud de 40 km, desde Fuente Álamo hasta su desembocadura en el Mar Menor. (Canal del Mar Menor, 2019).

En las desembocaduras de estas ramblas se encuentran distintos tipos de humedales, tales como los criptohumedales (e.g., Saladar de Punta de Lomas, Saladar de lo Poyo, Marina del Carmolí) y humedales con salinas costeras (e.g., Humedal de las Salinas de Marchamalo, Humedal de las Salinas de San Pedro del Pinatar). (Velasco et al., 2006).

Los sistemas de encañizadas, donde se solían llevar a cabo labores de pesca tradicional, se encuentran en las zonas de transición entre el Mar Menor y el Mar Mediterráneo. Estos sistemas de encañizadas coinciden con las 5 golas o canales que existen en La Manga cuyos nombres son los siguientes (nombradas de sur a norte): Marchamalo, canal del Estacio, El Charco en Veneziola, El Ventorrillo y La Torre en la Encañizada. (Perni, Martínez-Carrasco & Martínez-Paz, 2011).

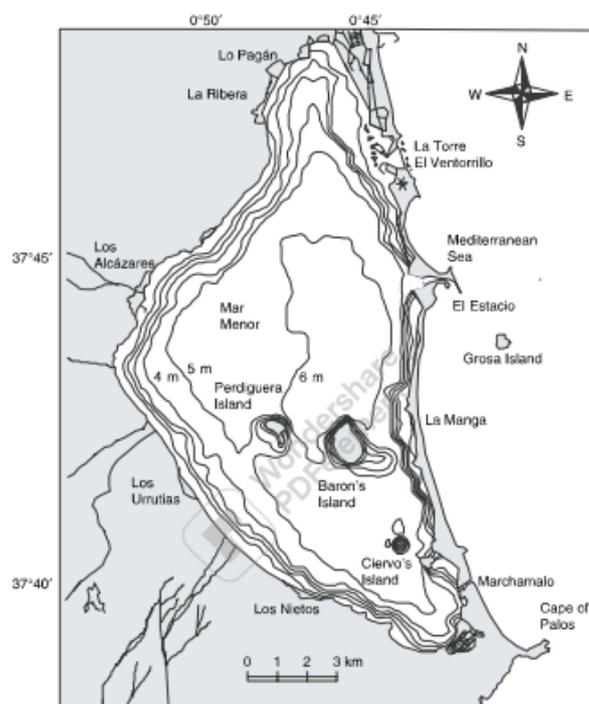


Ilustración 2 Batimetrías del Mar Menor (Garrido, 2015)

La gola de Marchamalo, situada a 2 km al sur desde el inicio de La Manga, es la única conexión artificial entre el Mar Menor y el Mediterráneo. Esta gola presenta una profundidad muy reducida en ciertos puntos, lo que restringe su uso a pequeñas embarcaciones de corto calado (Garrido, 2015).

Por otro lado, el canal del Estacio originalmente consistía en una estrecha gola natural que permitía la comunicación entre las aguas del Mar Menor y el Mediterráneo. Con una profundidad inicial de tan solo medio metro, el canal fue dragado y ampliado en la década de 1970 debido al desarrollo turístico de La Manga. Actualmente, el canal posee una profundidad de 4 metros en su zona central y una anchura de 39 metros, facilitando el paso de embarcaciones de mayor calado desde el Mediterráneo al Mar Menor y, especialmente, al Puerto Tomás Maestre (López, 2018).

La gola El Charco proveen de agua a los canales artificiales de Veneziola, una zona residencial al norte de La Manga que fue construida sobre las antiguas salinas de Córcolas o Pudrimel en los años 70 del siglo XX. Así mismo, esta vía de agua se comunica con el Mar Menor. La entrada de agua del Mediterráneo contribuye al descenso de la salinidad del Mar Menor y facilita la entrada de fauna, lo cual puede poner en peligro la subsistencia de especies como la nacra, el caballito de mar o la aguja (Garrido, 2015; López, 2018).

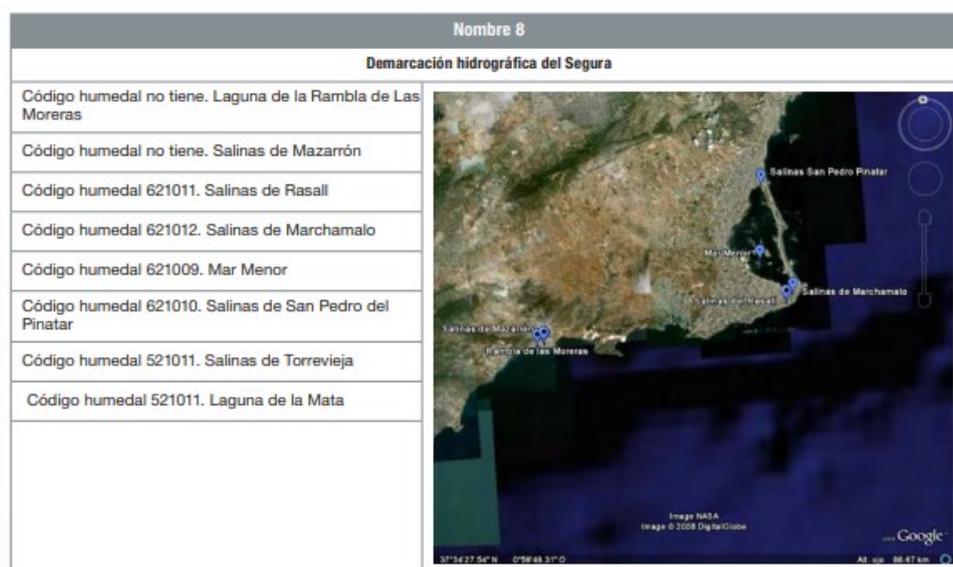
La zona situada entre el norte de La Manga y el sur del Parque Regional Arenales y Salinas de San Pedro del Pinatar es conocida como La Encañizada, debido al tipo de pesca artesanal que aún se practica en este espacio desde la época de la dominación árabe. Este paraje, con una extensión de 177 ha, está formado por un conjunto de pequeños islotes y canales de aguas someras que comunican el Mediterráneo con el Mar Menor (Garrido, 2015).

En el pasado, existieron encañizadas en las golas de El Ventorrillo y La Torre. En la actualidad, solo permanece activa esta última, en virtud de una concesión administrativa a una empresa pesquera. Este sistema de pesca consiste en la instalación de laberintos de estacas y cañas en los que los peces quedan atrapados debido a las corrientes generadas entre el Mediterráneo y el Mar Menor (Garrido, 2015).

En el paraje de La Encañizada se encuentra la única comunicación natural entre el Mediterráneo y el Mar Menor que persiste. Actualmente, algunas personas sin asesoramiento científico abogan por el dragado de estas golas para permitir que las aguas contaminadas de la laguna fluyan hacia el Mediterráneo. Sin embargo, si se permitiera esta acción, la entrada de agua del Mediterráneo reduciría aún más la salinidad del Mar Menor, lo que resultaría en la pérdida de las características únicas de este ecosistema. Además, contribuiría al deterioro de las praderas de Posidonia oceánica que se extienden al otro lado de La Manga (López, 2018).

Las características de alta salinidad, poca profundidad y temperatura del Mar Menor, así como la variedad de humedales presentes en su entorno, le dan un valor especial desde el punto de vista ecológico, pues contiene un número importante de especies de flora y fauna autóctonas adaptadas a sus condiciones ambientales (Martínez–Fernández *et al.* 2007).

El MITECO clasifica al Mar Menor como un hábitat costero y halófito debido en gran parte a sus extensiones de pastizales salinos mediterráneos (*Juncetalia maritimi*). El Mar Menor está contenido dentro de la demarcación hidrográfica del Segura (Soria & Sahuquillo, 2009).



Código humedal: 621009		Número masa superficial:
Denominación: Mar Menor		
Código LIC: ES6200030 MAR MENOR		
Código ZEPA: ES6200030 MAR MENOR		
Tipo RAMSAR: E - Playas de arena o de guijarros J - Lagunas costeras salobres/saladas 5 - Zonas de explotación de sal		
Otros hábitat existentes:		
Situación:		
Coordenadas	UTM: 30SXG945785	
	Geográficas: N 37° 45' 11" - W 0° 47' 49"	
Región natural: MED54	Hoja mapa SGE: 28-38 San Javier, 28-39 Llano del Beal	
Término municipal: San Javier, Cartagena, Torre-Pacheco, San Pedro del Pinatar		
Cuenca fluvial: Segura	Subcuenca: Río Segura	

Ilustración 3. Clasificación del Mar Menor (MITECO).

La diversidad de hábitats y las especies existentes en la laguna del Mar Menor y su entorno están protegidas a nivel nacional, europeo e internacional. El Mar Menor y sus humedales periféricos, con un total de 15,000 ha, han estado incluidos en la Lista Ramsar de Humedales desde el año 1994 (Morillo y Gómez–Campo 2000), y son Zona de Especial Protección de Importancia para el Mediterráneo. Otras figuras de protección con las que cuenta son las de Zona de Especial Protección para Aves y Lugar de Importancia Comunitaria (Lloret *et al.* 2008).

2.2. Flora

En relación a la flora, cabe destacar la presencia de especies halófilas como *Sarcocornia fruticosa*, *Inula crithmoides*, *Limonium angustibracteatum* y *Halimione portulacoides*. En áreas de dunas se han descrito poblaciones de *Ammophila arenaria* ssp. *arundinacea*, *Lutus creticus* ssp. *salzmanii*, *Medicago marina*, *Eryngium maritimum* y *Pancratium maritimum*, entre otras. Los fondos fangosos de la laguna se han caracterizado por la presencia de praderas de *Cymodocea nodosa*, *Zostera marina* y *Zostera noltii*, si bien en la actualidad se encuentran desplazadas por especies invasoras procedentes del Mediterráneo, principalmente *Caulerpa prolifera* (Pérez–Ruzafa & Marcos 2008).

2.3. Fauna

En el Mar Menor y sus humedales periféricos se han citado más de 200 especies de aves, 20 de las cuales ahí encuentran su lugar de reproducción, tales como *Recurvirostra avosetta*, *Himantopus himantopus*, *Charadrius alexandrinus* y *Sterna albifrons*. Esta zona también sustenta el 1% de las poblaciones mediterráneas de *Phoenicopterus roseus*, *Gelochelidon nilotica* y *Sterna albifrons*. La ictiofauna del Mar Menor es característica por la presencia de *Aphanius iberus*, endémica del sureste español, y otras especies de interés pesquero como *Anguilla anguilla*, *Mugil cephalus*, *Sparus auratus* y *Lithognathus mormyrus* (García–Rodríguez *et al.* 2009).

2.4. Ubicaciones de las zonas de muestreo.

Para la realización este trabajo se establecieron cuatro estaciones de monitoreo las cuales se pueden observar en la Ilustración 4. La estación E1 representa la zona norte del Mar Menor. Se ubica al sur de la base aérea de San Javier. Esta zona tiene un aporte de aguas del Mediterráneo a través de las golas: la Torre, el Ventorrillo y el Charco. Este punto refleja unas profundidades de entre 5 y 6 metros. La zona oeste de la laguna alberga la estación E2. Esta refleja la influencia de la Rambla del Albuñón, la cual es una de las principales entradas de agua dulce al Mar Menor proveniente de los campos agrícolas de la zona. En su punto más profundo encontramos valores de en torno a 4 metros.

La zona que se ubica en el centro de la laguna, en la zona baja entre la isla de la Perdiguera y la isla del Barón. Esta zona contiene la estación de muestreo 3 con mayor profundidad (alrededor de 6m) y es el área intermedia entre el resto de las zonas. Por último, la estación 4 se encuentra en la parte más sur de la laguna. En esta zona encontramos Gola de Marchamalo. Donde la profundidad máxima es de 4m aproximadamente.



Ilustración 4. Ubicación de las estaciones de estudio.

3. MATERIAL Y MÉTODOS

3.1. Campañas de muestreo

Para este proyecto se realizaron muestreos en distintos puntos de la laguna costera del Mar Menor en el periodo comprendido entre 2016 y 2023. Estos muestreos fueron llevados a cabo por la Universidad de Murcia, departamento de Biología. Sin embargo, para este estudio se han seleccionado únicamente 4 estaciones (E1, E2, E3 y E4) para realizar el análisis de variabilidad fitoplanctónicas, que engloban un total de 106 muestras. Todas ellas están recopiladas en la Tabla 1 .

Tabla 1. Resumen por estaciones de muestreo.

ESTACIÓN	NÚMERO DE AÑOS	ESTACIÓN DEL AÑO	NÚMERO DE MUESTRAS
ESTACIÓN 1	5	Invierno Otoño Primavera Verano	28
ESTACIÓN 2	7	Invierno Otoño Primavera Verano	30
ESTACIÓN 3	6	Invierno Otoño Primavera Verano	27
ESTACIÓN 4	6	Invierno Primavera Verano	21
MUESTRAS TOTALES	8		106

3.2. Metodologías analíticas

Los recuentos de las comunidades fitoplanctónicas se realizan por el método de microscopía de epifluorescencia. Las muestras se fijan con glutaraldehído al 50% para no provocar pérdidas de fluorescencia en las células fitoplanctónicas. Posteriormente éstas son homogeneizadas y 100 ml de muestra son filtrados con membranas de policarbonato de tamaño de poro uniforme de 0,2 µm (Millipore GTTP de Ø 25mm).

El filtrado se realiza con una bomba de vacío a una presión comprendida entre 5 y 10 Kpa con el fin de obtener una buena distribución de las células sobre la membrana, tener una alta eficiencia de recolección y evitar que se produzcan procesos de deformaciones estructurales en los organismos (KuuppoLeinikki & Kuosa, 1989; MacIsaac & Stockner, 1993).

Una vez filtrada la muestra ésta es lavada con 5 mL de agua bidestilada para eliminar las posibles sales que puedan haberse quedado retenidas en la membrana. Posteriormente el filtro es deshidratado con lavados sucesivos de etanol, de menor a mayor concentración (50%, 80%, 90% y 100%), para eliminar toda el agua de la membrana filtrante. Tras 20-30 minutos se utiliza un desecador con gel de sílice con el que se procede al montaje en el portaobjetos con aceite de inmersión (Índice de refracción 1,5180 a 546,1nm). Para ello se añade una gota de aceite de inmersión sobre el porta, se deposita el filtro encima, se vuelve añadir otra gota de aceite sobre él y se pone el cubreobjetos. Así las muestras pueden ser almacenadas largos periodos de tiempo sin que se produzcan daños celulares.

Con la muestra así preparada se procede a hacer el recuento de la comunidad fitoplanctónica. El microscopio óptico de epifluorescencia utilizado es un Leica DM 2500 con un objetivo de inmersión de 100x, AN 1,3 y oculares 10x equipado con una rejilla de recuento. El filtro de fluorescencia azul utilizado presenta un rango de longitud de onda de 450-490.

El recuento de los organismos se realiza según Lund et al. (1958). Para ello, un total de 300 células y al menos 100 células del género más abundante, son contados consiguiendo un error menor del 20%. Los fundamentos estadísticos del conteo de fitoplancton se describen en detalle en Venrick (1978). El número de organismos contados se convierten en un valor de densidad celular (número de organismos por volumen) según la siguiente expresión:

$$N_{(cel/L)} = \frac{A \cdot Cte}{X \cdot V}$$

Ecuación 1. Fórmula cálculo número de células litro

Donde:

N = número de organismos por litro

A = número de organismos contados

Cte = constante que relaciona el área del campo óptico con el área de la membrana

X = número de campos ópticos contados

V = volumen (L) de la muestra

En total se identificaron 22 taxones pertenecientes a los grupos de diatomeas (7 géneros), dinoflagelados (5 géneros), clorofíceas (1 género), criptofíceas (2 géneros), primnesiales (1 género) y otras sin identificar.

3.3. Tratamiento de los datos

3.3.1. Análisis de correlaciones

Se llevó a cabo un análisis estadístico utilizando el software SPSS Statistics 16.0 para estudiar la correlación entre las variables de abundancias (cel/L) y las variables físico-químicas (temperatura (C°), salinidad (PSU), oxígeno (mg/L), transparencia (m) y CDOM (ppt)).

Este análisis estadístico de correlaciones evalúa la relación entre dos o más variables cuantitativas, determinando si existe una asociación entre ellas y, en caso afirmativo, identificando tanto la dirección (positiva o negativa) como la magnitud de dicha relación. Este análisis se basa en el cálculo de coeficientes de correlación, como el coeficiente de Pearson, que mide la fuerza y dirección de la relación lineal entre dos variables (Moore, McCabe, & Craig, 2014).

El objetivo principal es inferir posibles relaciones causales y prever comportamientos futuros de las variables estudiadas. Los elementos clave del análisis incluyen el coeficiente de correlación (en este caso R²) y el p-valor, que ayuda a determinar la significancia estadística de la correlación observada, proporcionando una medida de la probabilidad de que la asociación haya ocurrido por azar (Field, 2013).

En análisis estadístico, el coeficiente de determinación R² es una métrica fundamental que indica la proporción de variabilidad en la variable dependiente que puede ser explicada por las variables independientes en un modelo de regresión. Este coeficiente varía de 0 a 1, donde un R² de 0 indica que el modelo no explica ninguna variabilidad de la variable dependiente, mientras que un R² de 1 indica que el modelo explica toda la variabilidad.

La hipótesis nula en este estadístico postula la ausencia de correlación. Si el p-valor es menor que un umbral de significancia predefinido, generalmente 0.05, se rechaza la hipótesis nula, sugiriendo que la correlación observada es estadísticamente significativa y no se debe al azar

3.3.2. Análisis factorial multivariable

El análisis multivariante, una rama del análisis estadístico, se centra en la investigación simultánea de dos o más características (variables) medidas en un conjunto de objetos (Kachigan, 1991). Esta técnica es ampliamente utilizada para identificar patrones subyacentes en conjuntos de variables observadas en contextos científicos y sociales (Aldás Manzano & Uriel Jiménez, 2017). Este método reduce la complejidad de los datos al agrupar variables correlacionadas en factores, lo que simplifica la interpretación de los datos sin perder información esencial. En el presente análisis, se incluyeron 103 casos completos, con valores estandarizados y un tratamiento de valores perdidos mediante la eliminación listwise.

Además, se aplicó la técnica de factorización mediante componentes principales, la cual transforma un conjunto de variables observadas en un conjunto más pequeño de variables no correlacionadas, llamadas componentes principales. Este método busca reducir la dimensionalidad de los datos mientras se retiene la mayor cantidad posible de la variabilidad total de los datos originales (Johnson & Wichern, 2007). El objetivo es simplificar los datos originales en términos de un menor número de componentes principales, facilitando su interpretación y análisis posterior.

Además, el estadístico KMO señala la cantidad de varianza común presente. Normalmente, un índice KMO de al menos 0.6 es necesario para que la factorización sea válida y proporcione información significativa sobre los factores subyacentes.

En cuanto al Test de Bartlett para esfericidad, se evaluó si la matriz de correlación de las variables es una matriz de identidad, lo que implicaría que las variables no están correlacionadas y no comparten varianza común (hipótesis nula). Con un valor p menor a 0.05, se rechaza la hipótesis nula, indicando que las variables están correlacionadas y son adecuadas para el análisis factorial. Es importante tener en cuenta que el Test de Bartlett es sensible al tamaño de la muestra, y se recomienda su uso cuando el número de muestras por variable es mayor a 5 (Hair et al., 2010).

4. RESULTADO Y DISCUSIÓN

4.1. Caracterización de la comunidad fitoplanctónica

4.1.1. Caracterización por composición.

En este apartado se analiza la composición de la comunidad fitoplanctónica (% de abundancia relativa) para cada estación estudiada a lo largo de todo el periodo de estudio. En las gráficas mostradas a continuación en el eje X se sitúan las muestras ordenadas por orden cronológico y la abundancia relativa (en porcentajes) en el eje Y.

Los diferentes grupos de fitoplancton analizados se representan mediante colores, con cada serie representada por un color diferente. Dicha representación es la siguiente: diatomeas (rojo), cryptofíceas (marrón), clorofíceas (verde), chrisophíceas (azul claro), dinoflagelados (negro), prasinofíceas (morado), primnesiales (amarillo), euglenas (rosa), raphidofíceas (azul marino), otras (gris) y *Synechococcus* (verde lima). Por otro lado, el eje secundario muestra la proporción de *Synechococcus* encontrados en dicho periodo.

ESTACIÓN E1

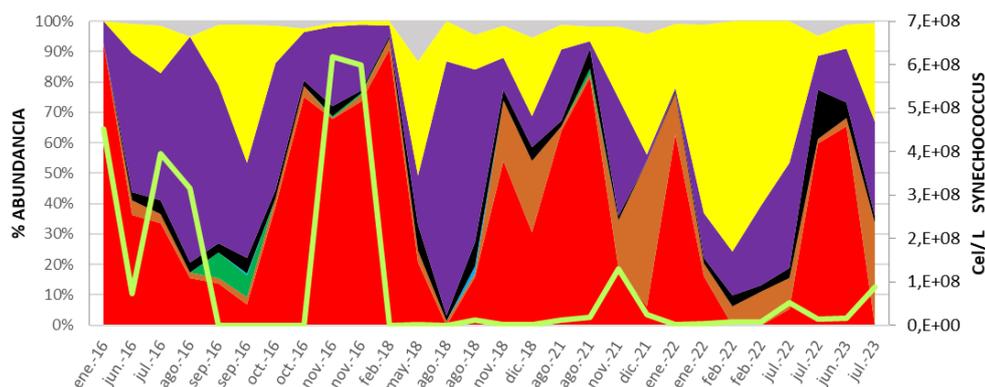


Gráfico 1. Composición de la comunidad fitoplanctónica en la estación E1.

Tal y como se observa en el Gráfico 1, las diatomeas son el grupo fitoplanctónico predominante durante todos los años, con un valor promedio del 56,7%. En algunos momentos puntuales llegan a representar el 90% (febrero del 2018). El siguiente grupo en dominante en cuanto a porcentaje de abundancia son las prasinofíceas con valores medios de 21,8%, aunque llega a representar un 98% a principios del 2016 (enero del 2016) y a finales del mismo año (octubre y noviembre 2016).

En esta estación se muestran cambios bruscos de composición en los meses de verano de los años 2016, 2018 y en los meses de invierno de 2022. Estos cambios son debidos a proliferaciones de grupos como las prasinofíceas y primnesiales, grupos picoplanctónicos, cuyos valores se encuentran entre 30% y 20% medios de abundancia respectivamente. Mientras que en el resto de los años apenas llegaban al 20%.

Las máximas abundancias para este grupo picoplanctónico (prasinofíceas) se dan siempre en verano, concretamente en agosto (valores del 74% y 83% para 2016 y 2018 respectivamente). En este puntos las prasinofíceas llegan a representar un 83,7% frente a las diatomeas que en esta ocasión no están presentes, aunque en otoño-invierno la población de estas últimas vuelve a aumentar volviendo a ser las representativas. En 2022 se aprecia otro cambio, en este caso debido a una proliferación de Primnesiales que predominan el inicio del año con un valores que llegaron al 75,7%.

Respecto al resto de grupos, las Criptofíceas proliferan a partir del 2018, año a partir del cual esta especie llega a crecer hasta un 10% en promedio. En cuanto a las Clorofíceas solo están presentes en el año 2016 con un porcentaje entorno al 2,5%.

Cabe destacar que en el momento que proliferan los grupos picoplanctónicos la picocianobacterias también aumentan. Los puntos de máximas abundancias poblaciones de *Synechococcus* se registran en noviembre del año 2016 con valores de 6E+08 células/L.

ESTACIÓN E2

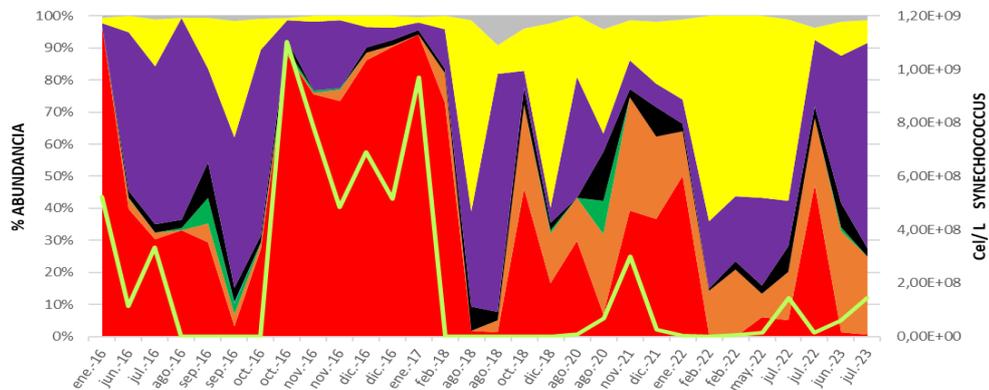


Gráfico 2. Composición de la comunidad fitoplanctónica en la estación E2.

En esta estación se observa un patrón estacional en la abundancia de picoplancton (prasinofíceas y primnesiales principalmente), con un aumento en los porcentajes de abundancia durante los meses de verano y una disminución en la abundancia durante los meses de invierno, muy similar a la estación E1.

Cabe mencionar que se observa una tendencia de inversión en la cual los grupos taxonómicos que comienzan siendo las más predominantes terminan siendo los menos abundantes (diatomeas reducen en un 38,3%, mientras que las primnesiales y las criptofíceas aumentan un 21,9% y un 16,4% respectivamente), este hecho comienza a verse entorno al 2018 cuando la variabilidad aumenta.

Las diatomeas son el grupo fitoplanctónico más representativo durante todos los años, (valor promedio del 48%). Sin embargo, se muestran cambios bruscos de composición en los meses de finales de verano y principios de otoño (casi todos los años en los meses de julio a noviembre). En los años 2016, 2018 y 2023 se debe a un bloom de prasinofíceas, las cuales se convierten en las más abundantes durante los meses de verano (junio, julio, agosto y parte de septiembre). Estas representan entorno al 30% en los primeros años y el 2023 pasan a encontrarse en el 55%. Mientras, las diatomeas caen en declive hasta llegar a representar en 2023 entorno al 1%.

ESTACIÓN E3

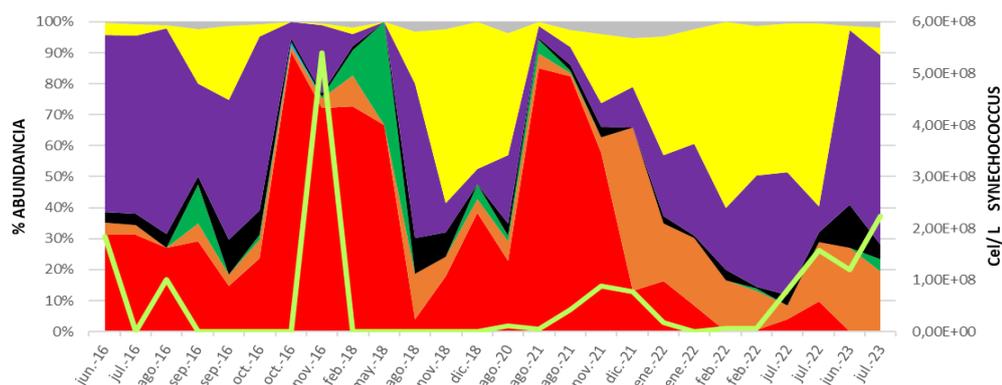


Gráfico 3. Composición de la comunidad fitoplanctónica en la estación E3.

A diferencia de las estaciones anteriores, no existe una predominancia total. Aun así, los tres grupos fitoplanctónicos que son los más abundantes son las diatomeas con un promedio del 39,5%, las prasinofíceas con un 27,7% y las primnesiales con un 25,5%. Lo que si permanece similar a las estaciones anteriores es el crecimiento del grupo de las criptofíceas a partir del 2018, este grupo pasa de un 4% en el 2016 a un 13% en años anteriores.

Cabe señalar que en esta estación se observan picos de clorofíceas y de dinoflagelados de entorno a un 10% en los años 2016, 2018 y 2023 que no se observan hasta el momento en ninguna otra estación.

ESTACIÓN E4

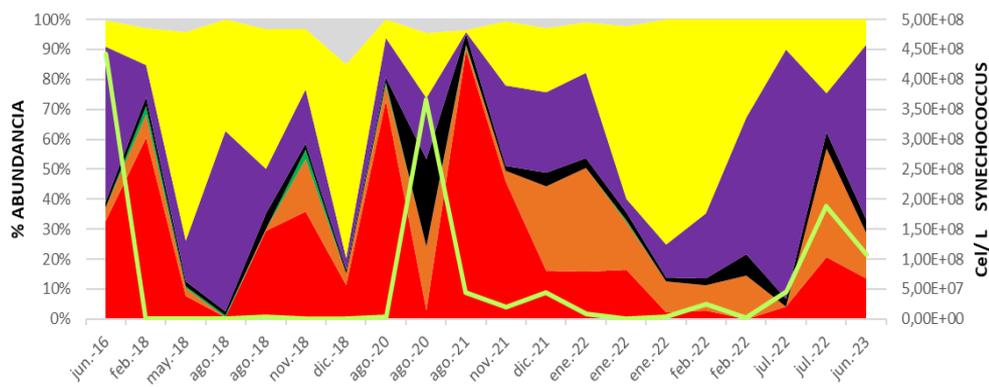


Gráfico 4. Composición de la comunidad fitoplanctónica en la estación E4.

En esta estación se da otro caso distinto en cual las prasinofíceas son las predominantes seguidas de las primnesiales, ambos grupos picoplanctónicos, con un 35% y un 28% respectivamente. Por lo general no existe una predominancia clara, sino que existe gran biodiversidad (aunque menor que la que se da en E3). Además, en esta estación se observa un predominio claro del picoplancton sobre todo en los años 2018 y 2022.

En este caso las diatomeas que predominan en las estaciones E1 y E2 aquí muestran un porcentaje de abundancia que ronda el 25% (el menor porcentaje promedio de todas las estaciones de muestreo), teniendo en cuenta todo el periodo temporal. Cabe destacar que en esta estación los porcentajes promedios de las criptofíceas y de los dinoflagelados son más altos.

Los resultados del análisis de la composición parecen sugerir que las estaciones E1 y E2, ubicadas más al norte de la laguna costera, muestran una predominancia clara de diatomeas. Esta predominancia solo es interrumpida durante ciertos periodos, generalmente a finales de primavera y verano (junio y septiembre), por grupos de prasinofíceas y primnesiales. Además, estas estaciones del norte presentan una menor biodiversidad en comparación con las estaciones E3 y E4.

Las estaciones E3 y E4, situadas al sureste del área de estudio, presentan una mayor variabilidad de grupos fitoplanctónicos, incluyendo una notable presencia de dinoflagelados, clorofíceas y criptofíceas. Esto que impide que haya una clara predominancia de un grupo sobre los demás, lo que indica una mayor biodiversidad.

Finalmente, en relación con *Synechococcus*, se observan picos máximos en todas las estaciones durante el año 2016, aunque con variaciones temporales. En las estaciones E1, E2 y E3, estos picos ocurren entre octubre y noviembre, con valores de $5E+08$ células/L en E1 y E3, y $1E+09$ células/L en E2. En contraste, en la estación E4, el pico máximo se registra en junio, con un valor de $4,5E+08$ células/L. Este patrón sugiere una dinámica temporal compleja en la distribución de *Synechococcus* a lo largo del año.

Este análisis podría subrayar la influencia de la ubicación geográfica o de las variables fisicoquímicas en la composición y biodiversidad fitoplanctónica dentro de la laguna costera.

4.1.2. Caracterización por abundancia

La abundancia de los diferentes taxones identificados se analizó mediante datos de abundancia: el promedio, la desviación típica, valores mínimos y máximos y el percentil 90 durante las estaciones de invierno, otoño, primavera y verano (Tabla 2). Este enfoque permite evaluar no solo la variabilidad estacional, sino también identificar patrones de proliferación y posibles respuestas a cambios ambientales específicos.

Tabla 2. Abundancias de eucariotas totales y diatomeas

ET		E1	E2	E3	E4	DTM		E1	E2	E3	E4
invierno	Promedio	3,7E+06	4,0E+06	3,9E+06	3,2E+06	invierno	Promedio	2,5E+06	2,8E+06	1,6E+06	6,7E+05
invierno	Desvet	3,5E+06	2,5E+06	2,3E+06	2,0E+06	invierno	Desvet	3,8E+06	2,6E+06	1,8E+06	9,4E+05
invierno	Min	7,2E+05	7,9E+05	8,2E+05	1,0E+06	invierno	Min	4,5E+04	3,0E+04	2,9E+04	6,5E+04
invierno	Max	1,3E+07	8,2E+06	7,3E+06	6,7E+06	invierno	Max	1,2E+07	7,3E+06	4,2E+06	3,0E+06
invierno	P90	6,2E+06	7,5E+06	6,1E+06	5,9E+06	invierno	P90	6,5E+06	6,4E+06	4,1E+06	1,5E+06
otoño	Promedio	1,8E+06	1,5E+06	1,6E+06		otoño	Promedio	6,0E+05	5,0E+05	6,2E+05	
otoño	Desvet	4,2E+05	5,3E+05	6,0E+05		otoño	Desvet	5,0E+05	2,9E+05	5,4E+05	
otoño	Min	1,4E+06	9,8E+05	1,0E+06		otoño	Min	9,8E+04	6,0E+04	2,3E+05	
otoño	Max	2,3E+06	2,3E+06	2,5E+06		otoño	Max	1,1E+06	8,6E+05	1,4E+06	
otoño	P90	2,2E+06	2,1E+06	2,2E+06		otoño	P90	1,1E+06	7,7E+05	1,2E+06	
primavera	Promedio	3,4E+06	5,0E+06	4,6E+06	5,7E+06	primavera	Promedio	1,3E+06	1,5E+06	2,0E+06	1,6E+06
primavera	Desvet	2,9E+06	5,1E+06	7,0E+06	6,5E+06	primavera	Desvet	1,1E+06	2,5E+06	2,8E+06	2,4E+06
primavera	Min	1,4E+06	2,0E+06	4,5E+04	1,8E+06	primavera	Min	4,1E+05	2,7E+04	3,0E+04	1,4E+05
primavera	Max	6,7E+06	1,1E+07	1,3E+07	1,3E+07	primavera	Max	2,4E+06	4,3E+06	3,9E+06	4,3E+06
primavera	P90	5,8E+06	9,1E+06	1,0E+07	1,1E+07	primavera	P90	2,1E+06	3,5E+06	3,6E+06	3,5E+06
verano	Promedio	1,9E+06	1,7E+06	2,3E+06	3,5E+06	verano	Promedio	1,0E+06	1,8E+05	9,2E+05	9,9E+05
verano	Desvet	1,3E+06	1,1E+06	1,1E+06	2,5E+06	verano	Desvet	1,3E+06	1,5E+05	1,2E+06	1,6E+06
verano	Min	6,7E+05	5,3E+05	8,9E+05	1,4E+06	verano	Min	5,3E+04	1,5E+04	7,8E+04	3,6E+04
verano	Max	4,6E+06	3,6E+06	3,7E+06	7,5E+06	verano	Max	3,0E+06	4,2E+05	3,0E+06	4,5E+06
verano	P90	3,6E+06	3,5E+06	3,6E+06	6,4E+06	verano	P90	2,8E+06	3,5E+05	2,9E+06	2,5E+06

Tabla 3. Abundancias de las Criptofíceas y de las Clorofíceas

CRYPTO		E1	E2	E3	E4	CLORO		E1	E2	E3	E4
invierno	Promedio	2,8E+05	3,5E+05	4,1E+05	3,6E+05	invierno	Promedio	1,6E+04	1,7E+04	2,0E+05	7,2E+04
invierno	Desvet	1,8E+05	3,6E+05	2,6E+05	2,1E+05	invierno	Desvet	1,2E+03	3,7E+03	2,1E+05	7,0E+04
invierno	Min	1,5E+04	1,5E+04	1,1E+05	9,2E+04	invierno	Min	1,5E+04	1,5E+04	1,9E+04	1,5E+04
invierno	Max	6,0E+05	1,1E+06	9,9E+05	8,3E+05	invierno	Max	1,7E+04	2,2E+04	4,5E+05	1,5E+05
invierno	P90	5,0E+05	7,5E+05	6,1E+05	5,8E+05	invierno	P90	1,7E+04	2,0E+04	4,0E+05	1,3E+05
otoño	Promedio	4,7E+04	1,0E+05	7,4E+04		otoño	Promedio	1,3E+05	4,9E+04	8,0E+04	
otoño	Desvet	1,4E+04	1,2E+05	5,3E+04		otoño	Desvet	4,0E+04	5,0E+04	6,4E+04	
otoño	Min	3,5E+04	6,0E+03	3,0E+04		otoño	Min	1,1E+05	1,0E+04	3,5E+04	
otoño	Max	6,3E+04	3,0E+05	1,5E+05		otoño	Max	1,6E+05	1,2E+05	1,3E+05	
otoño	P90	6,0E+04	2,2E+05	1,2E+05		otoño	P90	1,6E+05	9,9E+04	1,2E+05	
primavera	Promedio	1,5E+05	4,0E+05	4,1E+05	3,3E+05	primavera	Promedio		2,6E+04	1,5E+04	1,5E+04
primavera	Desvet	1,6E+05	2,8E+05	1,3E+05	2,8E+05	primavera	Desvet		1,6E+03		
primavera	Min	3,5E+04	1,5E+05	3,2E+05	4,5E+04	primavera	Min		2,5E+04	1,5E+04	1,5E+04
primavera	Max	3,3E+05	7,0E+05	5,0E+05	6,0E+05	primavera	Max		2,7E+04	1,5E+04	1,5E+04
primavera	P90	2,8E+05	6,3E+05	4,8E+05	5,5E+05	primavera	P90		2,7E+04	1,5E+04	1,5E+04
verano	Promedio	1,1E+05	2,6E+05	2,2E+05	2,0E+05	verano	Promedio	6,0E+04	9,7E+04	7,0E+04	2,7E+04
verano	Desvet	2,3E+05	3,0E+05	2,2E+05	2,2E+05	verano	Desvet		1,3E+05	6,2E+04	1,1E+04
verano	Min	1,2E+04	3,0E+04	3,0E+04	1,3E+04	verano	Min	6,0E+04	6,0E+03	2,2E+04	1,5E+04
verano	Max	7,1E+05	8,7E+05	7,1E+05	5,5E+05	verano	Max	6,0E+04	1,9E+05	1,6E+05	3,6E+04
verano	P90	2,3E+05	6,2E+05	4,2E+05	4,4E+05	verano	P90	6,0E+04	1,7E+05	1,3E+05	3,5E+04

Tabla 4. Abundancias de Dinoflagelados y Prasinofíceas

DINO		E1	E2	E3	E4	PRASINO		E1	E2	E3	E4
invierno	Promedio	2,8E+05	3,5E+05	4,1E+05	3,6E+05	invierno	Promedio	4,7E+05	4,3E+05	5,9E+05	6,7E+05
invierno	Desvet	1,8E+05	3,6E+05	2,6E+05	2,1E+05	invierno	Desvet	3,9E+05	4,2E+05	4,8E+05	7,9E+05
invierno	Min	1,5E+04	1,5E+04	1,1E+05	9,2E+04	invierno	Min	1,5E+04	7,0E+04	1,1E+05	9,0E+04
invierno	Max	6,0E+05	1,1E+06	9,9E+05	8,3E+05	invierno	Max	1,4E+06	1,1E+06	1,6E+06	2,6E+06
invierno	P90	5,0E+05	7,5E+05	6,1E+05	5,8E+05	invierno	P90	7,2E+05	1,0E+06	1,2E+06	1,6E+06
otoño	Promedio	4,7E+04	1,0E+05	7,4E+04		otoño	Promedio	6,7E+05	5,5E+05	6,1E+05	
otoño	Desvet	1,4E+04	1,2E+05	5,3E+04		otoño	Desvet	3,8E+05	5,5E+05	5,7E+05	
otoño	Min	3,5E+04	6,0E+03	3,0E+04		otoño	Min	2,4E+05	6,0E+04	8,0E+04	
otoño	Max	6,3E+04	3,0E+05	1,5E+05		otoño	Max	1,0E+06	1,3E+06	1,4E+06	
otoño	P90	6,0E+04	2,2E+05	1,2E+05		otoño	P90	9,9E+05	1,1E+06	1,2E+06	
primavera	Promedio	1,5E+05	4,0E+05	4,1E+05	3,3E+05	primavera	Promedio	1,2E+06	2,3E+06	3,9E+06	2,8E+06
primavera	Desvet	1,6E+05	2,8E+05	1,3E+05	2,8E+05	primavera	Desvet	1,6E+06	2,7E+06	4,6E+06	3,6E+06
primavera	Min	3,5E+04	1,5E+05	3,2E+05	4,5E+04	primavera	Min	2,5E+05	5,5E+05	6,6E+05	2,4E+05
primavera	Max	3,3E+05	7,0E+05	5,0E+05	6,0E+05	primavera	Max	3,1E+06	5,4E+06	7,2E+06	6,9E+06
primavera	P90	2,8E+05	6,3E+05	4,8E+05	5,5E+05	primavera	P90	2,5E+06	4,5E+06	6,6E+06	5,7E+06
verano	Promedio	1,1E+05	2,6E+05	2,2E+05	2,0E+05	verano	Promedio	6,0E+05	6,9E+05	5,8E+05	1,5E+06
verano	Desvet	2,3E+05	3,0E+05	2,2E+05	2,2E+05	verano	Desvet	4,0E+05	6,8E+05	3,4E+05	2,4E+06
verano	Min	1,2E+04	3,0E+04	3,0E+04	1,3E+04	verano	Min	7,9E+04	1,0E+05	1,4E+05	3,0E+04
verano	Max	7,1E+05	8,7E+05	7,1E+05	5,5E+05	verano	Max	1,2E+06	2,3E+06	1,0E+06	6,2E+06
verano	P90	2,3E+05	6,2E+05	4,2E+05	4,4E+05	verano	P90	1,1E+06	1,3E+06	1,0E+06	4,5E+06

Tabla 5. Abundancia de las Primnesiales

PRIMNE		E1	E2	E3	E4
invierno	Promedio	9,16E+05	6,79E+05	1,29E+06	1,35E+06
invierno	Desvet	1,26E+06	1,11E+06	1,22E+06	1,31E+06
invierno	Min	3,01E+04	4,52E+04	1,88E+04	1,72E+05
invierno	Max	3,32E+06	3,11E+06	3,57E+06	4,37E+06
invierno	P90	3,29E+06	2,69E+06	2,88E+06	2,41E+06
otoño	Promedio	3,36E+05	2,56E+05	2,12E+05	
otoño	Desvet	2,63E+05	2,50E+05	1,41E+05	
otoño	Min	1,77E+04	6,03E+03	9,28E+04	
otoño	Max	6,56E+05	6,73E+05	3,67E+05	
otoño	P90	5,74E+05	4,96E+05	3,29E+05	
primavera	Promedio	4,99E+05	6,43E+05	2,46E+05	8,59E+05
primavera	Desvet	3,43E+05	4,62E+05	3,27E+05	5,85E+05
primavera	Min	1,06E+05	2,33E+05	1,51E+04	1,84E+05
primavera	Max	7,39E+05	1,14E+06	4,77E+05	1,24E+06
primavera	P90	7,22E+05	1,03E+06	4,31E+05	1,22E+06
verano	Promedio	2,89E+05	4,99E+05	5,47E+05	6,46E+05
verano	Desvet	2,07E+05	6,57E+05	7,36E+05	7,06E+05
verano	Min	6,03E+04	2,01E+04	1,00E+04	3,01E+04
verano	Max	6,85E+05	2,05E+06	2,19E+06	2,08E+06
verano	P90	5,41E+05	1,03E+06	1,42E+06	1,36E+06

ESTACIÓN E1

La estación E1, situada en el extremo norte del Mar Menor, muestra un promedio de 3.500.000 cel/L en invierno y primavera, mientras que en otoño y verano las poblaciones fitoplanctónicas disminuyen un 48% hasta aproximadamente 1.800.000 cel/L. E1 es la que menor abundancia fitoplanctónica total presenta a lo largo del año, con la excepción del otoño, donde alcanza un máximo de $1.804.527 \pm 421.770$ cel/L.

Las diatomeas registran los valores más altos en invierno ($2.5027.681 \pm 3.776.522$ cel/L) con un valor máximo de 12.110.084 cel/L.

El segundo grupo predominante son las prasinofíceas, las cuales muestra su mayor abundancia en primavera (junio y mayo) $1.210.023 \pm 1.607.000$ cel/L y un máximo de 3.065.208 cel/L. Sin embargo, también se observan picos máximos de alrededor de 1.300.000 cel/L en invierno y verano, aunque el promedio durante estas estaciones no supera los 600.000 cel/L.

ESTACIÓN E2

Al igual que en la estación anterior, los mayores promedios de abundancia celular se observan en invierno y primavera, llegando a ser hasta cinco veces más abundantes en primavera, con un valor promedio de $5.034.774 \pm 5.062.095$ células/L. El valor máximo registrado se da en primavera, duplicando el promedio con un valor de 10.878.976 células/L. Se observa una dominancia absoluta de las diatomeas en invierno con $2.778.678 \pm 2.647.868$ células/L. año. Sin embargo, el pico máximo se da en la estación E1 durante el invierno, como ya se ha mencionado.

Durante el resto del año, se observa una predominancia del grupo de prasinofíceas, cuyo mayor promedio se registra en primavera con $2.314.215 \pm 2.662.223$ células/L. Este grupo predomina desde otoño hasta verano, perdiendo su predominancia frente a las diatomeas en los meses de invierno, de noviembre a febrero. El valor máximo de este grupo en E2 presenta un valor de 5.376.676 cel/L en primavera, mientras que el valor mínimo se da en otoño con un valor de apenas 60.000 cel/L aproximadamente.

Cabe destacar que es un cambio bastante abrupto dado que el la abundancia promedio pasa de ser de entorno 555.000 cel/L a 2.300.000 cel/L en apenas unos meses. Este hecho podría sugerir que en primavera se dan las condiciones ambientales o fisio-químicas óptimas para la proliferación de este grupo picoplanctónico.

ESTACIÓN E3

Esta estación presenta una abundancia celular total muy alta, por detrás de E2. Los mayores valores promedio se observan en invierno y primavera ($3.934.537 \pm 2.257.124$ células/L y $4.611.212 \pm 6.952.406$ células/L respectivamente). Cabe mencionar que la desviación en primavera es la más alta de todas las estaciones de muestreo y períodos anuales.

Una vez más, la mayor abundancia corresponde con las diatomeas (promedio máximo en primavera de $1.987.360 \pm 2.767.914$). Durante el invierno, predominan conjuntamente las diatomeas y las primnesiales. El pico máximo en invierno alcanza aproximadamente 4.000.000 células/L en ambos casos.

En otoño, se observa una dualidad de predominancia entre las diatomeas y las prasinofíceas, con valores promedio de abundancia de aproximadamente 600.000 células/L. Finalmente, durante los meses de mayo y junio (primavera), las abundancias más altas corresponden a prasinofíceas en comparación con el resto de las estaciones de muestreo. En este período y estación, se registra el valor máximo de abundancia de este grupo con 7.210.776 células/L. Cabe mencionar que el valor mínimo de abundancia de prasinofíceas se observa en invierno en la estación E1.

ESTACIÓN E4

La estación E4, ubicada en el extremo sur de la laguna, presenta los mayores promedios de abundancia celular entre todas las estaciones especialmente en primavera. Sin embargo, el pico máximo de abundancia celular fitoplanctónica se da en la estación E1 durante el invierno, con un valor de 13.366.317 células/L, lo que supone más del doble del promedio de esta estación.

En cuanto a la dominancia fitoplanctónica, las prasinofíceas predominan casi todo el año, con un valor promedio máximo de $2.796.653 \pm 3.556.971$ células/L en primavera. Aunque en primavera y verano mantienen su clara predominancia, con valores máximos cercanos a 6.500.000 células/L, en invierno pierden esta predominancia. Con la llegada del invierno (de noviembre a febrero), el grupo de las primnesiales crece exponencialmente, alcanzando un valor promedio de $1.347.009 \pm 1.312.555$ células/L. No disponemos de muestras del periodo de otoño para esta estación, por lo que no podemos determinar si esta especie mantiene su predominancia hasta la primavera, lo que indicaría una dualidad de predominancia, o si algún otro grupo prolifera durante ese periodo.

En cuanto al resto de grupos fitoplanctónicos, se observa un incremento del grupo de clorofíceas durante el invierno, con un promedio de 72.024 ± 70.409 células/L (esto también se da en E3). Por otro lado, esta estación presenta los promedios más bajos de diatomeas 669.321 ± 937.698 células/L en invierno y su mayor promedio se da en primavera siendo el doble del promedio anterior ($1.586.203 \pm 2.370.236$ células/L). Este hecho ocurre también en la estación E3, pero de forma menos significativa.

A lo largo de las cuatro estaciones de muestreo (E1, E2, E3 y E4), se observa una variación significativa en la abundancia de diferentes grupos fitoplanctónicos. Las diatomeas parecen predominar en invierno, por lo general con mayores abundancias. Sin embargo, en las estaciones más al sur de la laguna los mayores promedios se dan en primavera. Esta información sugiere que la población de diatomeas en el Mar Menor en invierno presenta una alta variabilidad, con algunos eventos que alcanzan concentraciones mucho mayores, hasta 6.399.250 células/L en el 10% de los casos más altos. Las criptofíceas también predominan en invierno, con mayor presencia en E3, alcanzando su valor máximo en invierno y el mínimo en otoño (ambos en la estación E2).

En primavera, los grupos fitoplanctónicos que más proliferan son las prasinofíceas y las dinofíceas son predominantes en primavera. Aunque estas últimas presentan variaciones, que en algunos casos como en invierno que llegan a presentar máximos que duplican o incluso triplican sus promedios.

Estas variabilidades estacionales podrían reflejar la respuesta adaptativa de los diferentes grupos fitoplanctónicos a las condiciones ambientales y físico-químicas o sugerir cambios que se están dando en la laguna como una mayor entrada de aguas cargadas en nutrientes por la agricultura (meses de primavera y verano) o el cierre y apertura de los canales que conectan con el Mar Menor, en especial ante la entrada de medusas en la temporada alta de turismo.

4.2. Caracterización por las propiedades físico-químicas.

A continuación, se muestran los resultados de las variables psico-químicas como la temperatura (C°), la salinidad (PSU), el oxígeno (mg/L), la transparencia (m) y CDOM (materia orgánica coloreada (ppt)). Para llevar a cabo este análisis, se emplearon los datos promedios diarios obtenidos del servidor de datos científicos del Mar Menor (Servidor de Datos Científicos del Mar Menor, s.f). Las gráficas mostradas a continuación representan los valores de cada una de las variables a lo largo del periodo de estudio.

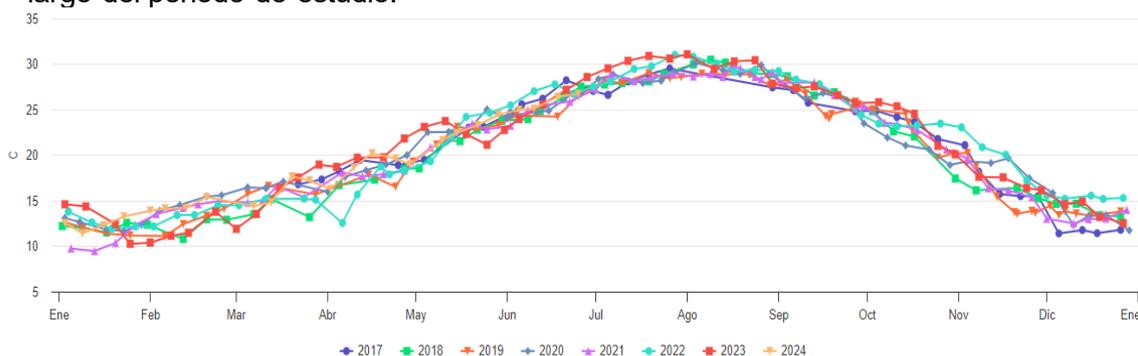


Gráfico 5. Valores diarios Temperatura (Canal Mar Menor)

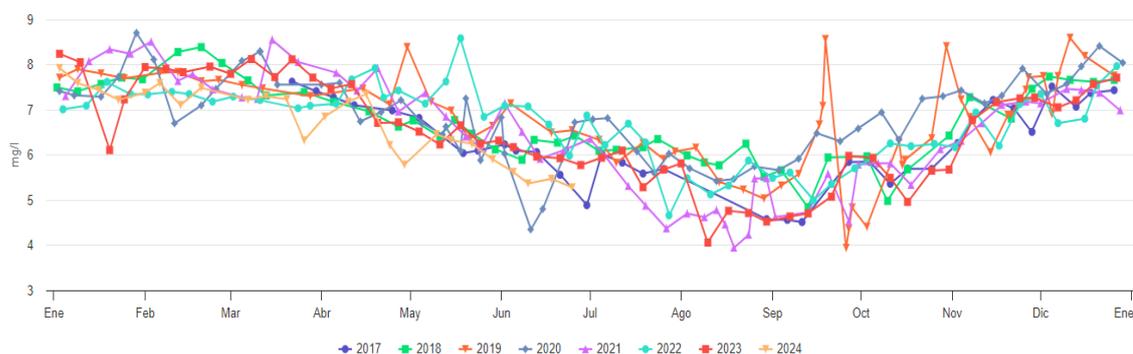


Gráfico 6. Valores diarios Oxígeno Disuelto (Canal Mar Menor)

El análisis de las gráficas de oxígeno disuelto y temperatura revela una relación inversa, donde un aumento en la temperatura del agua resulta en una disminución de la concentración de oxígeno disuelto. Este fenómeno se explica por la disminución de la solubilidad del oxígeno en agua a temperaturas más altas, debido a que el oxígeno tiende a pasar al estado gaseoso más fácilmente en condiciones de mayor calor (Resplandy et al., 2012).

Este patrón es particularmente pronunciado durante los meses de junio a octubre, coincidiendo con las temperaturas más elevadas del año (valores de entre 26 y 31 °C). A lo largo de los años, este comportamiento se mantiene constante, aunque las gráficas de oxígeno muestran variaciones más abruptas y picos irregulares (mayor pico en Septiembre del 2019 con un valor de 7,9 mg/L) en comparación con la gráfica de temperatura), que presenta una tendencia más estable, aunque muestra un incremento de la temperatura en la masa de agua (de 2017 a 2023 en ocasiones la diferencia es de hasta 2°C).

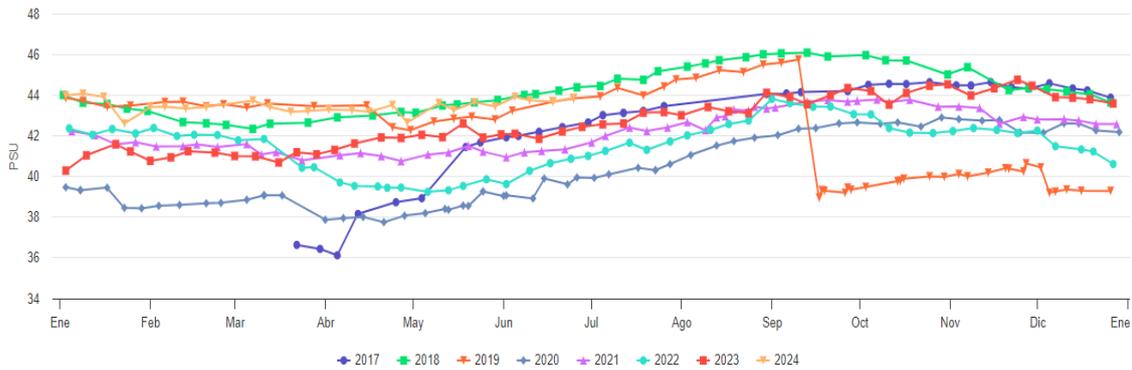


Gráfico 7. Valores diarios de Salinidad (Canal Mar Menor)

El análisis de las gráficas de salinidad muestra una tendencia general de estabilidad (promedio de entre 40 y 44 PSU), con la excepción notable del año 2019, donde se observa un pico abrupto (pasa de 44 PSU a 39 PSU en menos de una semana). Esta decaída inusual de la salinidad podría deberse a la entrada de una masa de agua de menor salinidad, posiblemente provocada por un fenómeno meteorológico extremo como una Depresión Aislada en Niveles Altos (DANA), evento que ocurrió en España entre el 12 y 14 de septiembre de 2019.

Además, se aprecia un ligero incremento anual en la salinidad, lo que podría indicar una mayor evaporación del agua de la laguna costera del Mar Menor debido al aumento de las temperaturas, resultando en una mayor concentración de sales. Este fenómeno es consistente con estudios que documentan cómo el calentamiento global y los eventos meteorológicos extremos afectan la salinidad de cuerpos de agua costeros, incrementando la evaporación y alterando los balances hídricos (Resplandy et al., 2012; Durack et al., 2012).

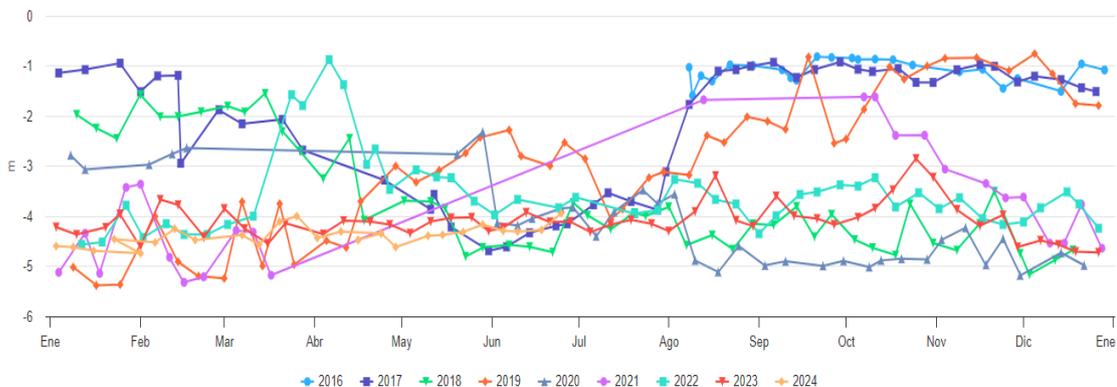


Gráfico 8. Valores diarios de Transparencia (Canal Mar Menor)

Respecto a la transparencia de la columna de agua se aprecian fluctuaciones significativas tanto a nivel mensual como anual. Se observó una tendencia hacia una menor transparencia durante los meses de verano (junio a agosto valores entorno a -1m y -3 m), probablemente atribuible al aumento de la temperatura y la consiguiente proliferación de algas y fitoplancton.

Los meses de otoño y principios de invierno (septiembre a diciembre) también mostraron variabilidad, posiblemente influenciada por eventos meteorológicos como lluvias intensas, que introducen sedimentos y materia orgánica en la laguna. Destacó especialmente el año 2019, caracterizado por picos notables en la transparencia. Estos eventos podrían relacionarse con fenómenos específicos como la DANA, que afectó la composición del agua con sus propias características físicas y químicas.

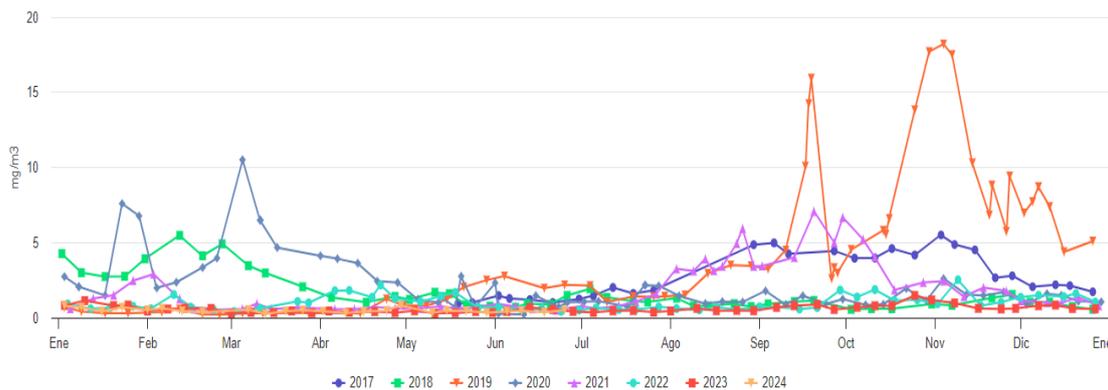


Gráfico 9. Valores diarios de Clorofila

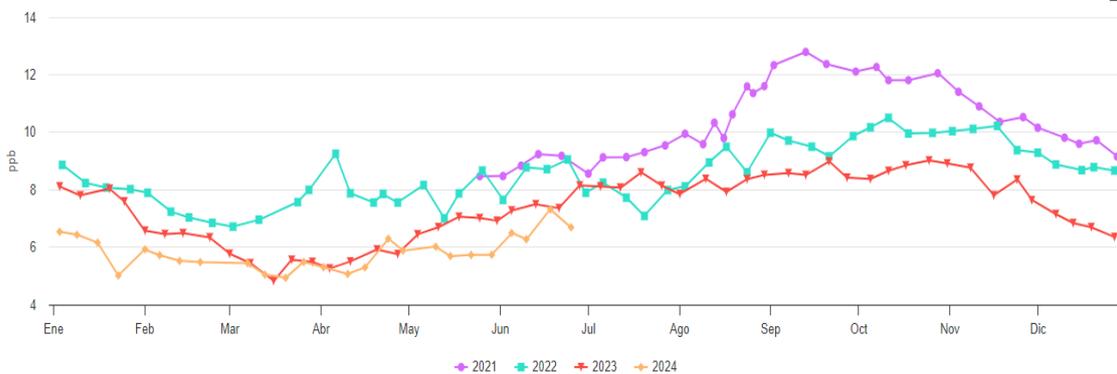


Gráfico 10. Valores diarios de CDOM

La concentración de clorofila muestra fluctuaciones significativas a lo largo del año, con picos pronunciados en los meses de verano y otoño (con valores promedio de 2 mg/m³, con excepciones en 2017, 2019 y 2021 que presentan picos extremos, máximo en 2019 con un valor de 18,1 mg/m³) debido a una mayor actividad fitoplanctónica durante estos periodos. La CDOM también revela variaciones estacionales, aunque las tendencias son menos pronunciadas en comparación con la clorofila. Los niveles de CDOM tienden a ser más altos durante los meses de verano y otoño, lo que podría estar relacionado con la mayor cantidad de materia orgánica en descomposición y la posible entrada de material orgánico desde fuentes terrestres.

Aunque, se sabe que existe una relación en la cual los valores la Clorofila y el CDOM son inversamente proporcionales con la Transparencia, esto es debido a que son compuestos que contribuyen a la absorción de la luz, en nuestros datos este comportamiento no parece observarse.

Finalmente, para la obtención de los datos correspondientes al Mar Mediterráneo se utilizaron las boyas de monitoreo de Oceanografía y Puertos del Estado Español ubicadas según la Ilustración 5.

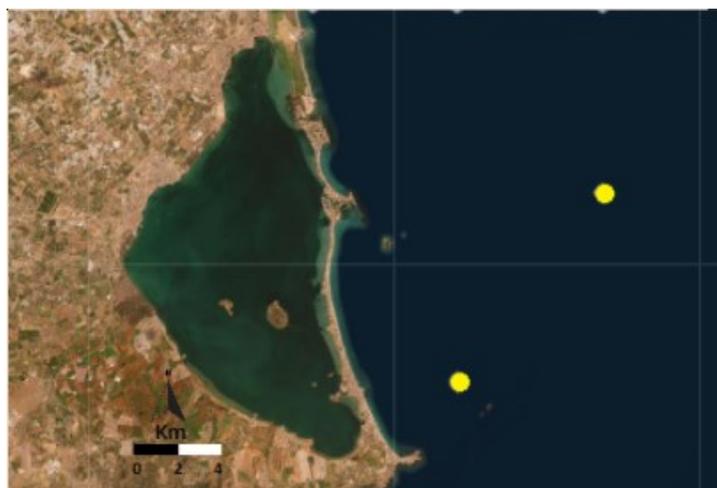


Ilustración 5. Boyas de toma de muestras (Boyas del visor Puertos del estado)

A continuación, se presenta la Tabla 6 con los valores promedios de cada una de las variables para cada estación y el Mar Mediterráneo con el fin de poder comparar entre sí. En azul se marcan las diferencias más significativas.

Tabla 6. Variables físico-químicas promedio por estaciones de muestreo.

		Temperatur a	Salinida d	Clorofil a	Oxígeno o	Transparenci a	CDOM
		C°	PSU	mg/m ³	mg/L	m	ppt
E1	Promedio	19,7	43,0	1,3	6,5	-3,0	8,5
	Desvest	8,9	1,4	1,1	1,1	1,5	1,3
	Mínimo	2,2	41,6	0,4	4,3	-4,9	6,9
	Máximo	30,7	46,0	4,6	7,9	-0,8	10,9
E2	Promedio	21,9	42,7	1,1	6,3	-3,0	8,1
	Desvest	7,7	1,7	1,0	0,9	1,5	1,1
	Mínimo	11,7	39,7	0,4	5,1	-4,9	6,9
	Máximo	30,7	46,0	4,6	7,9	-0,8	10,2
E3	Promedio	20,6	42,7	1,4	6,6	-3,1	8,4
	Desvest	7,8	1,2	1,1	1,1	1,4	1,2
	Mínimo	11,7	40,9	0,8	4,7	-4,9	6,9
	Máximo	30,7	46,0	4,6	7,9	-0,8	10,2
E4	Promedio	20,3	42,9	1,3	6,6	-3,9	8,3
	Desvest	7,9	1,4	1,0	0,9	0,8	1,1
	Mínimo	11,7	40,9	0,4	4,7	-4,9	6,9
	Máximo	30,7	46,0	4,6	7,9	-1,6	10,2
MAR MEDIT	Promedio	20	38	0.05 - 5	5 - 8	-20	

4.2.1. Análisis de correlaciones

El objetivo principal de este análisis es evaluar la correlación entre los parámetros físico-químicos y biológicos. Los resultados del análisis se presentan en las tablas detalladas a continuación.

Tabla 7. Correlaciones significativas entre las variables.

	ABUNDANCIA						
	ET	Diato	Crypto	Cloro	Prasino	Primne	Otras
Temperatura			X			X	
Salinidad							
Clorofila	0,28	0,61		0,28			
Oxígeno	X		X			X	
Transparencia		X	X			X	X
CDOM		0,32	0,21		X	0,26	

	COMPOSICIÓN					
	% Diato	% Crypto	% Dino	% Prasino	% Primnes	% Otras
Temperatura			X	X	X	
Salinidad						X
Clorofila	0,41	X		X	X	
Oxígeno			X		X	
Transparencia	0,25	0,27			0,25	X
CDOM	0,28			X	0,22	

En las tablas presentadas, se destacan las correlaciones más significativas mediante una x que representa el coeficiente de determinación (R^2). Así mismo los valores en negrita y coloreados en azul indican las correlaciones que no solo son estadísticamente significativas, sino que también presentan los valores de R^2 más altos. Esto sugiere una relación estadísticamente significativa entre los parámetros físico-químicos y la abundancia de los distintos grupos fitoplanctónicos.

En la Tabla 7, se muestra que las primnesiales son el grupo fitoplanctónico más relacionado con los parámetros físico-químicos, con la única excepción de la variable de salinidad. Generalmente, los coeficientes de correlación de este grupo fitoplanctónico son negativos y bajos, excepto en su relación con el oxígeno disuelto donde el coeficiente es positivo, con un valor de 0.16. Las diatomeas y las criptofíceas también presentan correlaciones significativas con los parámetros físico-químicos.

El coeficiente de correlación más alto y significativo se observa entre las diatomeas y la clorofila, con un valor positivo de 0.61, indicando una fuerte correlación. Por otro lado, las correlaciones que involucran a las criptofíceas tienden a ser negativas, siendo la más alta de 0.27, correspondiente a la correlación entre las criptofíceas y la transparencia.

Además, las variables físico-químicas con los valores de R^2 más altos y significativos son la Clorofila y el CDOM. En ambos casos, las correlaciones más destacadas se presentan con el grupo de las Diatomeas.

4.2.2. Análisis factorial

Este análisis estadístico permite obtener un número reducido de factores que explican la mayor parte de la variabilidad en las 11 variables estudiadas

(Variables biológicas: diatomeas, prasinofíceas, criptofíceas, clorofíceas, primnesiales, clorofíceas y dinoflagelados. Variables físico-químicas: temperatura, oxígeno, salinidad, transparencia y CDOM).

Se extrajeron cuatro factores, con sus eigenvalores fueron mayores o iguales a 1.0. En conjunto, estos factores explican el 65.7% de la variabilidad en los datos originales (Tabla 8). Dado que se utilizó el método de componentes principales, el estimado inicial de la comunalidad se estableció asumiendo que toda la variabilidad en los datos es atribuible a factores comunes.

Tabla 8. Análisis de Factores.

Factor		Porcentaje	Porcentaje
Número	Eigenvalor	Varianza	Acumulado
1	2,52	22,9	22,9
2	1,9	17,6	40,5
3	1,6	14,8	55,3
4	1,1	10,4	65,7
5	0,9	8,8	74,5
6	0,8	7,3	81,8
7	0,6	5,6	87,4
8	0,5	4,2	91,6
9	0,4	4,0	95,7
10	0,3	2,4	98,1
11	0,2	1,9	100

Todas las variables analizadas tienen una comunalidad de 1 lo que sugiere una mayor explicación por los factores comunes.

Análisis Factores 1 y 2

A continuación, se presentan los resultados del análisis factorial multivariante. En este caso, el análisis arrojó un valor de KMO de 0,6, indicando que es adecuado extraer factores de este conjunto de variables. Los resultados se detallan en la siguiente tabla:

Tabla 9. Valores de comunalidad factor 1.

Variable	Comunalidad	Varianza Específica
DTM	0,70	0,32
CRYPTO	0,61	0,39
COLORO	0,27	0,73
DINO	0,74	0,26
PRASINO	0,69	0,31
PRIMNE	0,66	0,34
Temperatura	0,79	0,21
Salinidad	0,65	0,35
Oxígeno	0,81	0,19
Transparente	0,82	0,18
CDOM	0,52	0,48

Las comunalidades reflejan la proporción de la varianza de cada variable que es explicada por el primer factor común. Valores altos de comunalidad, como los observados en transparencia, oxígeno y temperatura, indican que tiene un peso alto en el primer factor común. En contraste, variables como clorofíceas y CDOM que muestran comunalidades más bajas en este factor.

Estos resultados ofrecen una visión de las relaciones subyacentes entre las variables fitoplanctónicas y los datos físico-químicos en el estudio. Siguiendo el análisis los factores 1 y 2 explican un total del 40% de la variabilidad. A continuación, se presenta en la gráfica la relación entre las variables y los dos primeros factores comunes extraídos del análisis factorial de los pesos factoriales de los factores seleccionados..

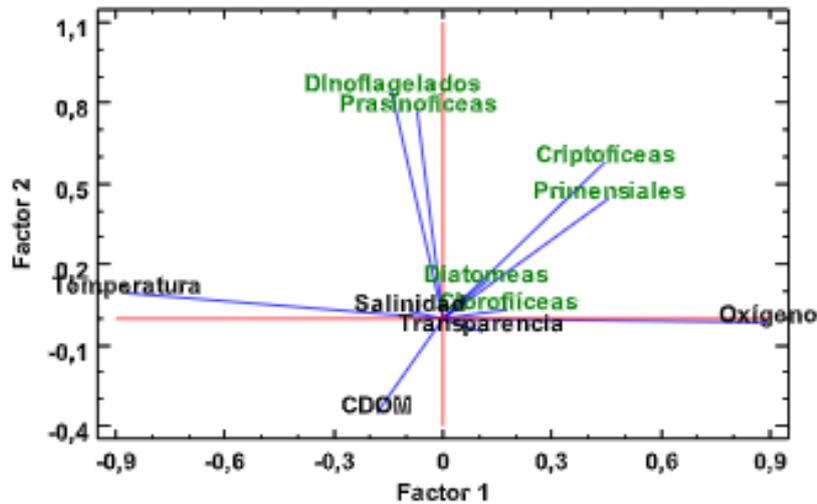


Gráfico 11. Cargas de los factores 1 y 2

Las líneas de referencia en los ejes, centradas en el valor 0, facilitan la interpretación de la contribución de cada variable a los factores, donde un peso cercano a 0 indica una contribución mínima.

En el Factor 1, variables como el oxígeno y la temperatura una relación inversa. Este factor estaría representando el gradiente del sistema, donde zonas con mayor temperatura podrían tener menos oxígeno, lo cual podría afectar la presencia de criptofíceas y primensiales.

En el Factor 2, se observa que los principales grupos fitoplanctónicos presentan valores positivos en contra posición al CDOM. Esto parece indicar una relación inversa entre la materia orgánica coloreada el resto de las variables biológicas.

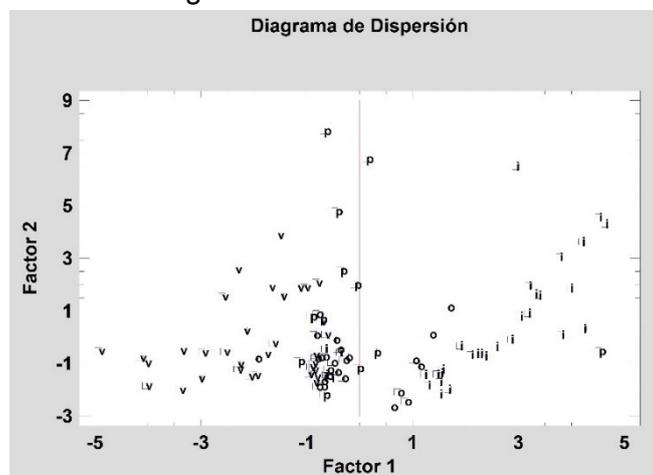


Gráfico 12. Diagrama de Dispersión por estaciones del año.

Como se observa a lo largo del Factor 1 sitúan diferentes estaciones, especialmente entre invierno (letra "i") y verano (letra "v"). El invierno está asociado a valores positivos de oxígeno (y temperaturas bajas) mientras que el verano aparece en el lado opuesto.

El eje del Factor 2 también muestra una variabilidad considerable, con estaciones como primavera ("p") y verano ("v") dispersas en los rangos positivos y asociadas a los principales grupos fitoplanctónicos (Gráfico 12), mientras que invierno ("i") muestra una distribución más amplia, alcanzando valores tanto positivos como negativos..

La dispersión de las estaciones revela patrones distintivos en las condiciones fitoplanctónicas y fisicoquímicas a lo largo del año. Por ejemplo, el invierno muestra una mayor variabilidad, mientras que verano y primavera exhiben una agrupación más compacta, posiblemente indicando condiciones más homogéneas. La separación a lo largo de los ejes factoriales confirma la importancia de los factores extraídos en explicar la variabilidad de los datos estacionales

Análisis Factor 3

Con el objetivo de aumentar el porcentaje de datos explicados por los factores, se ha incluido un tercer factor en este estudio, logrando explicar un 55% de las muestras. Este factor proporciona información relevante sobre la turbidez del agua, destacándose la relación inversamente proporcional entre las variables de diatomeas totales y la transparencia. Esta relación puede observarse en el siguiente diagrama.

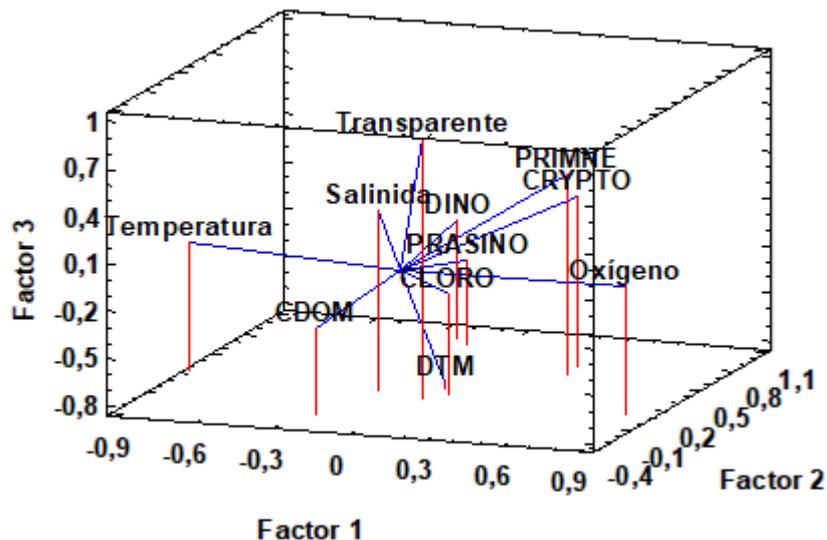


Gráfico 13. Diagrama cargas Factor 3.

Como se puede observar, la concentración de diatomeas muestra una relación inversamente proporcional con la variable de transparencia. Estudios han demostrado que, en períodos de alta productividad, especialmente en ecosistemas acuáticos eutróficos, la proliferación masiva de diatomeas puede ocasionar un aumento notable en la turbidez del agua (Reynolds, 2006).

5. CONCLUSIONES

- ◆ Tras la revisión bibliográfica queda evidente que el Mar Menor es un sistema que está altamente estresado, con varias presiones antrópicas. Estas presiones se llevan dando desde hace décadas sobre todo desde del sector agrícola, generando una situación de eutrofia en el Mar Menor.

Estas perturbaciones ambientales parecen haber generado la pérdida de la calidad del agua, destrucción del hábitat, así como los cambios en la estructura y dinámica trófica. Por otro lado, entre las consecuencias socioeconómicas que parecen darse se incluyen la reducción de la calidad del agua para usos recreativos y turísticos, afectando negativamente a la industria del turismo costero vital para la economía local.

- ◆ En cuanto al análisis de las comunidades fitoplanctónicas se puede observar como en las estaciones E1 y E2, ubicadas al norte, predominan las Diatomeas principalmente en invierno. Estas presentan una menor biodiversidad en comparación con las estaciones E3 y E4, situadas al sureste, que muestran una mayor variabilidad de grupos fitoplanctónicos.

Por otro lado, la abundancia de las picocianobacterias en todas las estaciones tiene una gran variabilidad. La variabilidad en la composición fitoplanctónica en las estaciones demuestra una respuesta adaptativa a los cambios ambientales. Probablemente debidos a la entrada de aguas al Mar Menor de agua dulce y agua marina.

- ◆ El análisis comparativo de las variables físico-químicas revela diferencias significativas. En términos de salinidad, las estaciones del Mar Menor muestran valores más altos. Esto puede deberse a la elevada evaporación de la laguna, acentuada por aumento de las temperaturas y eventos como el cambio climático que alteran el balance hídrico de esta laguna costera. Este hecho influye en la concentración del oxígeno disuelto que tiende a disminuir, las variaciones más abruptas de oxígeno reflejan la sensibilidad del sistema a las fluctuaciones térmicas y salinas.

La concentración de clorofila, un indicador clave de la actividad fitoplanctónica, muestra incrementos en el Mar Menor que sugieren una productividad primaria más elevada, probablemente impulsada por la afluencia de nutrientes agrícolas que llegan por las ramblas y la limitada renovación del agua en la laguna. Esto afecta en la transparencia del Mar Menor que es notablemente menor, lo que sugiere una mayor turbidez, probablemente causada por la proliferación de fitoplancton y la entrada de materia orgánica a la laguna.

- ◆ El sistema del Mar Menor muestra interacciones complejas y significativas que caracterizan este ecosistema altamente dinámico. Entre estas interacciones destacan las Primnesiales por su correlación positiva con el oxígeno disuelto y las Diatomeas con la Clorofila lo que sugiere una alta productividad primaria.

Así mismo se muestra una serie de relaciones inversas. La primera entre el oxígeno y la temperatura, lo que parece afectar a las principales comunidades

fitoplanctónicas. Otra entre el CDOM y los grupos fitoplanctónicos, sugiriendo que la materia orgánica coloreada afecta negativamente la proliferación de fitoplancton. Además, la relación entre la transparencia y las diatomeas totales parece indicar que el aumento en la turbidez del agua está asociado con mayores concentraciones de este grupo fitoplanctónico.

Estos hallazgos parecen mostrar la influencia de factores físicos y biológicos en la estructura y dinámica del ecosistema del Mar Menor. Las diferencias observadas destacan la importancia de las condiciones locales y las influencias antropogénicas, como la entrada de nutrientes y la evaporación elevada.

6. BIBLIOGRAFÍA

Aldás Manzano, J., & Uriel Jiménez, E. (2017). *Análisis multivariante aplicado con R*. Ediciones Paraninfo, SA. https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=FyE3DwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PP1&dq=Que+es+un+an%C3%A1lisis+factorial+multivariable&ots=dzkKBf05fT&sig=Yc2yb_iUNoucfnxSYFKhL-IXMLs#v=onepage&q&f=false

Bem, C., Borba, M. & Rodrigues, J., 2013. Avaliação do estado trófico de um lago urbano raso. *Revista de Gestão de Água da América Latina*, 8(1), pp. 54-50. https://www.researchgate.net/profile/M-Braga/publication/307626053_Avaliacao_do_estado_trofico_de_um_lago_urbano_raso/link/s/57f5572d08ae8da3ce552520/Avaliacao-do-estado-trofico-de-um-lago-urbano-raso.pdf

Borja, A., A. Basset, S. Bricker, J. Dauvin, M. Elliot, T. Harrison, J. Marques, S. Weisberg, R. West. 2012. Classifying ecological quality and integrity of estuaries. En: Wolanski, E., D. McLusky (eds.) *Treatise on estuarine and coastal sciences*. Elsevier. Primera edición. USA. Pp 125-162.

Brito, A. C., Newton, A., Tett, P., & Fernandes, T. F. (2012). How will shallow coastal lagoons respond to climate change? A modelling investigation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 112, 98-104. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0272771411003829>

Canal Mar Menor, (2019). MODELIZACIÓN HIDROLÓGICA DISTRIBUIDA DE LA CUENCA DE LA RAMBLA DEL ALBUJÓN MEDIANTE EL USO DE DATOS DE TELEDETECCIÓN. Carm.es. Última entrada: el 30 de junio de 2024. https://canalmarmenor.carm.es/wp-content/uploads/2020/07/SWAT_ALBUJON_SEPTIEMBRE2019.pdf

Causas de la eutrofización. (s. f.). Ministerio Para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. <https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/estado-y-calidad-de-las-aguas/proteccion-eutrofizacion/causas.html#:~:text=Las%20principales%20fuentes%20de%20emisi%C3%B3n,tales%20como%20refiner%C3%ADas%20o%20cementeras.>

Cavalier-Smith, T. (2020). Kingdom Chromista and its eight phyla: A new synthesis emphasising periplastid protein targeting, cytoskeletal and periplastid evolution, and ancient divergences. *Protoplasma*, 257(2), 621-753.

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

Durack, P. J., Wijffels, S. E., & Matear, R. J. (2012). Ocean salinities reveal strong global water cycle intensification during 1950 to 2000. *Science*, 336(6080), 455-458

EEA, European Environment Agency. 2010. Ecosystem accounting and the cost of biodiversity losses: The case of coastal Mediterranean wetlands. EEA Tech. Rep. No. 3, Copenhagen, 96 pp.

Environmental Protection Agency (EPA). (2020). Water quality criteria. <https://www.epa.gov/wqc>

Espinar, J. L., 2009. MITECO. 1410 Pastizales salinos mediterráneos (*Juncetalia maritimi*). En: VV.AA., Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. 77 p.
https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/biodiversidad/temas/espacios-prottegidos/1410_tcm30-196738.pdf

Field, A. (2013). *Discovering Statistics Using IBM SPSS Statistics*. Sage Publications. [https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=83L2EAAAQBAJ&oi=fnd&pg=PT8&dq=Field,+A.+\(2013\).+Discovering+Statistics+Using+IBM+SPSS+Statistics.+Sage+Publications.&ots=UbjZBrEIFJ&sig=CqNAV9Sz0Mc8JbV3FvuRh9ybYyg#v=onepage&q&f=false](https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=83L2EAAAQBAJ&oi=fnd&pg=PT8&dq=Field,+A.+(2013).+Discovering+Statistics+Using+IBM+SPSS+Statistics.+Sage+Publications.&ots=UbjZBrEIFJ&sig=CqNAV9Sz0Mc8JbV3FvuRh9ybYyg#v=onepage&q&f=false)

Flombaum, P., Gallegos, J. L., Gordillo, R. A., Rincón, J., Zabala, L. L., Jiao, N., ... & Karl, D. M. (2013). Present and future global distributions of the marine Cyanobacteria *Prochlorococcus* and *Synechococcus*. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(24), 9824-9829.

García-Rodríguez J, Ballesteros G, Fernández-Díaz M. 2009. Estudios faunísticos en el Mar Menor. In: Cabezas F (ed.), *El Mar Menor: Estado Actual del Conocimiento Científico*. Fundación Instituto Euromediterráneo del Agua, Murcia, pp. 481-496.

Garrido, A. (2015). La gola de Marchamalo y el canal del Estacio: Transformaciones y desarrollo turístico en La Manga. Murcia: Universidad de Murcia.

Guillou, L., Viprey, M., Chambouvet, A., Welsh, R. M., Kirkham, A. R., Massana, R., ... & Vaulot, D. (2004). Widespread occurrence and genetic diversity of marine parasitoids belonging to Syndiniales (Alveolata). *Environmental Microbiology*, 6(9), 806-817. <https://doi.org/10.1111/j.1462-2920.2004.00609>.

Guiry, M. D., & Guiry, G. M. (2024). AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. Recuperado de <http://www.algaebase.org>

Hair, J. F., Black, W. C., Babin, B. J., & Anderson, R. E. (2010). *Multivariate Data Analysis*. Pearson. <https://researchdiscovery.drexel.edu/esploro/outputs/book/Multivariate-Data-Analysis-a-global-perspective/991019295201404721>

Hallegraeff, G. M. (2010). Ocean climate change, phytoplankton community responses, and harmful algal blooms: A formidable predictive challenge. *Journal of Phycology*, 46(2), 220-235. <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2010.00815.x>

Huisman, J., Codd, G. A., Paerl, H. W., Ibelings, B. W., Verspagen, J. M. H., & Visser, P. M. (2018). Cyanobacterial blooms. *Nature Reviews Microbiology*, 16(8), 471-483.

Johnson, R. A., & Wichern, D. W. (2007). *Applied Multivariate Statistical Analysis* (6th ed.). Pearson Prentice Hall. [Enlace web](#)

Kudela, R. M., Seeyave, S., & Cochlan, W. P. (2010). The role of nutrients in regulation and promotion of harmful algal blooms in upwelling systems. *Progress in Oceanography*, 85(1-2), 122-135. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2010.02.002>

Kuoppo et al. (2006). Eutrophication and the impacts of nutrients on the structure of planktonic food-webs in the Baltic Sea. In E. V. Graneli & J. Turner (Eds.), *Ecology of Harmful Algae* (pp. 251-273).

Ledesma, C., Bonansea, M., Rodriguez, C. M., & Sánchez Delgado, A. R. (2013). Determinación de indicadores de eutrofización en el embalse Río Tercero, Córdoba (Argentina). *Revista Ciência Agronômica*, 44, 419-425. <https://www.scielo.br/j/rca/a/mBw9jQZ43cXVShJPBrvnTQs/?lang=es>.

Leliaert, F., Smith, D. R., Moreau, H., Herron, M. D., Verbruggen, H., Delwiche, C. F., & De Clerck, O. (2012). Phylogeny and molecular evolution of the green algae. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 31(1), 1-46.

López-Aguado, M., & Gutiérrez-Provecho, L. (2019). Cómo realizar e interpretar un análisis factorial exploratorio utilizando SPSS. *REIRE Revista d'Innovació i Recerca en Educació*, 12(2), 1-14. <https://revistes.ub.edu/index.php/REIRE/article/view/reire2019.12.227057/28912>

López, R. (2018). El impacto del turismo en la comunicación natural entre el Mar Menor y el Mediterráneo. *Revista de Estudios Marítimos*, 12(3), 45-60.

Malviya, S., Scalco, E., Audic, S., Vincent, F., Veluchamy, A., Poulain, J., ... & de Vargas, C. (2016). Insights into global diatom distribution and diversity in the world's ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(11), E1516-E1525.

Manuela Ros, M." Rosa Miracle y Manuel Serra. ANALISIS ESTADISTICO DE LAS COMUNIDADES DEL FITOPLANCTON DEL MAR MENOR Y SU RELACION CON EL DE LA ZONA COSTERA MARINA. <https://www.limnetica.com/documentos/limnetica/limnetica-3-1-p-35.pdf>

María A.V & Julio G.R. 2010. PHYMED: Un sistema de indicadores ecológicos para la Directiva Marco del Agua basado en la composición de la comunidad fitoplanctónica. Upv.es. Recuperado el 28 de febrero de 2024, de <https://riunet.upv.es/bitstream/handle/10251/8347/tesisUPV3294.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Martínez-García, A., Rodríguez-Pérez, H., & López-Serrano, A. (2019). Impacto socioeconómico de la eutrofización en la costa mediterránea española. *Revista de Economía Ambiental*, 7(1), 45-56.

MARTÍNEZ GUIJARRO, M. R. (2010). DETERMINACIÓN DE COMUNIDADES FITOPLACTÓNICAS MEDIANTE ESPECTROSCOPIA VISIBLE Y SU RELACIÓN CON LOS RECUENTOS POR MICROSCOPIA DE EPIFLUORESCENCIA. Universitat Politècnica de València. <https://riunet.upv.es/bitstream/handle/10251/7106/tesisUPV3204.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

McClave, J. T., & Sincich, T. T. (2017). *Statistics*. Pearson Higher Ed.

Mclsaac, J. J., & Stockner, J. G. (1993). Enumeration of phototrophic picoplankton by autofluorescence microscopy. In P. F. Kemp, B. F. Sherr, E. B. Sherr, & J. J. Cole (Eds.), *Handbook of methods in aquatic microbial ecology* (pp. 187-197).

- Moreira, D., & López-García, P. (2002).** The molecular ecology of microbial eukaryotes unveils a hidden world. *Trends in Microbiology*, 10(1), 31-38
- Morillo, C., & Gómez-Campo, C. (2000).** Conservation in Spain, 1980–2000. *Biological Conservation*, 95(2), 165-174.
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0006320700000318>
- Moore, D. S., McCabe, G. P., & Craig, B. A. (2014).** *Introduction to the Practice of Statistics*. W.H. Freeman.
- Murciana, T.** [Televisi%C3%B3nMurcianaTVM]. (2015, septiembre 21). Primera Línea | Entrevista a Ángel Pérez Ruzafa. Youtube.
<https://www.youtube.com/watch?v=7YAIR6PXuq0>
- Nixon, 1995:** “Coastal eutrophication: recent developments in definitions and implications for monitoring strategies”. *Journal of Plankton Research* 5.
- Omori, M., & Ikeda, T. (1984).** *Methods in marine zooplankton ecology*. New York: Wiley.
- Paerl, H. W., Valdes, L. M., Peierls, B. L., Adolf, J. E., & Harding, L. J. W. (2006).** Anthropogenic and climatic influences on the eutrophication of large estuarine ecosystems. *Limnology and oceanography*, 51(1part2), 448-462.
- Página web: **La Manga del Mar Menor** (última visualización 25/04/2024);
<https://marmenormarmayor.es/mar-menor/la-manga.html>
- Palenik, B., Grimwood, J., Aerts, A., Rouzé, P., Salamov, A., Putnam, N., ... & Vault, D. (2007).** The tiny eukaryote *Ostreococcus* provides genomic insights into the paradox of plankton speciation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(18), 7705-7710.
<https://doi.org/10.1073/pnas.0611046104>
- Painting et al. (2005).** Assessing the impact of nutrient enrichment in estuaries: Susceptibility to eutrophication. *Marine Pollution Bulletin*, 55(1-6), 74-90.
- Partensky, F., Hess, W. R., & Vault, D. (1999).** *Prochlorococcus*, a marine photosynthetic prokaryote of global significance. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 63(1), 106-127.
- Peierls et al., 1991** “Phytoplankton Community Indicators of Short- and Long-term Ecological Change in the Anthropogenically and Climatically Impacted Neuse River Estuary, North Carolina, USA”. ResearchGate 4.
- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C. & Gilabert, J., 2005.** The ecology of the Mar Menor coastal lagoon: a fast-changing ecosystem under human pressure.
<https://repositorio.upct.es/server/api/core/bitstreams/75522df9-3e0b-4a9d-9fc9-0d6d04713c9c/content>
- Pérez–Ruzafa A, Hegazi MI, Pérez–Ruzafa IM, Marcos C. 2008.** Differences in spatial and seasonal patterns of macrophyte assemblages between a coastal lagoon and the open sea. *Mar. Environ. Res.* 65: 291–314.
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S014111360700147X>
- Pérez-Ruzafa, A., & Marcos, C. (2008).** Coastal lagoons in the context of water management in Spain and Europe. In *Sustainable Use and Development of Watersheds* (pp. 299-321). Springer Netherlands. https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-1-4020-8558-1_18

- Pérez, T., Sánchez, F., & García, M. (2020).** Eutrofización y cambios en la estructura del fitoplancton en ecosistemas costeros mediterráneos de España. *Revista de Ecología Marina*, 35(2), 112-128
- Perni, A., Martínez-Carrasco, F., & Martínez-Paz, J. M. (2011).** Valoración económica de la restauración ambiental de lagunas costeras: el Mar Menor (SE España). *Ciencias marinas*, 37(2), 175–190. https://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S0185-38802011000200005&script=sci_arttext
- Plataforma Oceánica de Canarias (PLOCAN). (2020).** Fitoplancton. Recuperado de <https://www.plocan.eu/fitoplancton/>
- Poveda, P. (2024, mayo 1).** Características Fundamentales De Lagunas. <https://escolaparepoveda.es/caracteristicas-de-lagunas/>
- Problemática actual. (s/f).** Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Recuperado el 30 de junio de 2024, de <https://www.miteco.gob.es/es/ministerio/planes-estrategias/mar-menor/problematika-actual.html>
- Resplandy, L., et al. (2012).** Controlling factors of the oxygen balance in the Arabian Sea's OMZ. *Biogeosciences*, 9, 5095–5109
- Reynolds, C. S. (2006).** The ecology of phytoplankton. Cambridge University Press.
- Ros, M. (1984).** Variación estacional del fitoplancton del mar menor y su relación con la de un punto próximo en el mediterráneo. *Limnética/Limnética*, 1(1), 32-42. <https://doi.org/10.23818/limn.01.04>
- Saldarriaga, J. F., Taylor, F. J. R., Keeling, P. J., & Cavalier-Smith, T. (2001).** Dinoflagellate nuclear SSU rRNA phylogeny suggests multiple plastid losses and replacements. *Journal of Molecular Evolution*, 53(3), 204-213. <https://doi.org/10.1007/s00239001020>
- Sánchez, J., Gutiérrez, P., & Fernández, R. (2018).** Consecuencias sanitarias de las floraciones algales nocivas en el consumo humano de mariscos: evidencias desde la costa mediterránea de España. *Journal of Public Health*, 25(3), 301-315.
- Schafer, J. L. (1997).** *Analysis of Incomplete Multivariate Data*. Chapman & Hall/CRC. Enlace web.
- Schiaffino, María Romina. (2012).** *Análisis de la estructura del picoplancton y sus patrones biogeográficos en lagos comprendidos en una transecta Patagónico-Antártica*. (Tesis Doctoral. Universidad de Buenos Aires. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales.). Recuperado de https://hdl.handle.net/20.500.12110/tesis_n5018_Schiaffino
- Servidor de Datos Científicos del Mar Menor - DoCs- UPCT. (s. f.).** <https://marmenor.upct.es/docs>
- Sigee, D. C. (2005).** *Freshwater Microbiology. Biodiversity and Dynamic Interactions of Microorganisms in the Aquatic Environment*. Hoboken, NJ: Wiley
- Smith, W. A. (2016).** Ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press.
- Smith, J. D., & Johnson, A. B. (2024).** Características de las criptofíceas. *Revista Científica de Algas*, 7(2), 45-52.
- Soria, J.M., Sahuquillo, M., (2009).** 1150 Lagunas costeras (*). En: V.V. A.A., Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario

en España. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. 303 p. https://www.miteco.gob.es/content/dam/mitesco/es/biodiversidad/temas/espacios-prottegidos/1150_tcm30-196724.pdf

Stephen V. Smith, Dennis P. Swaney, Liana Talaue-Mcmanus, Jeremy D. Bartley, Peder T. Sandhei, Casey J. McLaughlin, Vilma C. Dupra, Chris J. Crossland, Robert W. Buddemeier, Bruce A. Maxwell, Fredrik Wulff, Humans, Hydrology, and the Distribution of Inorganic Nutrient Loading to the Ocean, *BioScience*, Volume 53, Issue 3, March 2003, Pages 235–245, [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053\[0235:HHATDO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0235:HHATDO]2.0.CO;2)

Wang, W., Liu, H., Messyasz, B., Goldyn, R., & Li, B. (2023). Assessing the Ecosystem Health of Large Drinking-Water Reservoirs Based on the Phytoplankton Index of Biotic Integrity (P-IBI): A Case Study of Danjiangkou Reservoir. *Sustainability*, 15(6), 5282.

Webber, D. F., Webber, M. K., & Roff, J. C. (2005). Ecology of picoplankton in tropical coastal ecosystems. In W. K. W. Li, F. K. Jochem, & W. M. Balch (Eds.), *Picoplankton in marine ecosystems* (pp. 193-214). Cambridge University Press.

Wetz, M.S., D. W. Yoskowitz. 2013. An “extreme” future for estuaries? Effects of extreme climatic events on estuarine water quality and ecology. *Mar. Pollu. Bull.* 69: 7-18.

World Health Organization (WHO). (2021). Guidelines for drinking-water quality. <https://www.who.int/publications/i/item/9789240012758>

Wu, H., Li, X., Zhang, Y., & Zhang, Z. (2023). Persistent eutrophication and hypoxia in the coastal ocean. *Cambridge Prisms: Coastal Futures*. <https://www.cambridge.org/core/journals/cambridge-prisms-coastal-futures/article/future-of-sustainable-polar-shipbased-tourism/121E454F668BCD14B615D834AAB62031>

Young, J. R., Geisen, M., Cros, L., Kleijne, A., Sprengel, C., & Probert, I. (2003). A guide to extant coccolithophores (Calcareous nannoplankton). *Journal of Nannoplankton Research*, 1(1), 1-125.

Zhang, X., Liu, Z., & Li, Y. (2023). A comprehensive approach to assessing eutrophication for the Guangdong coastal waters in China. *Frontiers in Marine Science*.

Zimba, P. V., & Hoppenrath, M. (2019). Dinophyta (Dinoflagellates). In A. M. John (Ed.), *Freshwater Algae of North America* (2nd ed., pp. 145-174). *Academic Press*.